

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

NOUVEAU SITE D'ENTREPOSAGE DES RÉSIDUS DE BAUXITE
PROJET VAUDREUIL de 2022 à 2045

Document présenté à



WSP Canada Inc.
300-3450, boul. Gene-H.-Kruger
Trois-Rivières (Québec) G9A 4M3

25 août 2016

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
POUR LA SANTÉ HUMAINE**

**NOUVEAU SITE D'ENTREPOSAGE DES RÉSIDUS DE BAUXITE
PROJET VAUDREUIL DE 2022 À 2045**

Document présenté à

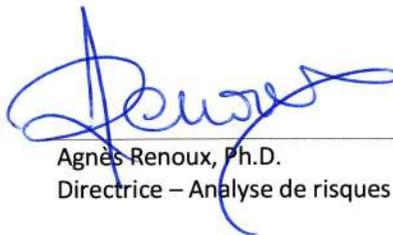
WSP CANADA INC.

Préparé par :



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

Approuvé par :



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

25 août 2016

Équipe de travail

► SANEXEN SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC

Séverine Louis, M.Sc.	Analyse de l'information Estimation des risques Rédaction
Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D.	Analyse de l'information Évaluation des risques Rédaction
Agnès Renoux, Ph.D	Contrôle qualité

RÉSUMÉ

L'usine Vaudreuil de Rio Tinto Alcan (RTA), Complexe Jonquière, située dans l'arrondissement de Jonquière dans la ville de Saguenay, transforme la bauxite en alumine selon un procédé qui produit des résidus sous forme de boue. Ces résidus sont présentement accumulés et asséchés sur un site d'entreposage (« site de disposition de résidus de bauxite (SDRB) ») localisé au sud de l'usine; ce site d'entreposage pourrait atteindre sa pleine capacité d'ici 2022. Afin de poursuivre les opérations au-delà de 2022, une des options étudiée par RTA consiste à assécher préalablement les résidus de bauxite dans une nouvelle usine de filtration, avant de les entreposer sur le SDRB actuel ainsi que sur un nouveau site d'entreposage (SDRB futur) qui serait situé sur la propriété de RTA, 2 km à l'est du SDRB actuel. Lorsque l'usine de filtration sera en opération, les résidus de bauxite filtrés seront d'abord acheminés au SDRB actuel pour compléter le profilage en vue de sa restauration finale puis, autour de 2027, ils seront acheminés au nouveau site jusqu'en 2045.

Une étude des impacts environnementaux et sociaux a été réalisée dans le cadre de la demande de certificat d'autorisation auprès du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. En complément, RTA souhaitait que soient évalués les risques posés par le projet pour la santé de la population riveraine.

L'objectif de la présente étude était d'estimer quantitativement les risques toxicologiques pour la santé humaine que pourraient poser les émissions atmosphériques engendrées par les émissions atmosphériques futures (2022-2045) du projet. Ces risques ont été évalués selon la procédure et les critères d'acceptabilité de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ), en utilisant des hypothèses prudentes à chaque étape. Cette évaluation portait sur les émissions de particules fines (PM_{2,5}), de 22 éléments traces (métaux et métalloïdes) et de silice cristalline respirable. Les concentrations dans l'air ambiant estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique dans le cadre de l'étude d'impact ont été examinées et comparées aux niveaux sécuritaires pour la santé.

Les résultats de l'évaluation indiquent que les émissions qui pourraient être engendrées par le projet ne devraient poser aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine des sites (actuel et futur) d'entreposage de résidus de bauxite à Vaudreuil. Cette conclusion est aussi valide pour la population qui réside à plus grande distance du site ou qui fréquente le secteur de façon occasionnelle.

Afin de s'assurer que les conditions étudiées dans la présente étude seront maintenues tout au long de l'exploitation, nous recommandons de :

- S'assurer que les mesures d'atténuation des émissions atmosphériques prévues soient appliquées jusqu'à la fin de l'exploitation des sites d'entreposage;
- Procéder à un suivi de la qualité de l'air (particules fines (PM_{2,5}) et silice cristalline respirable) dans les secteurs résidentiels adjacents au site.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
RÉSUMÉ	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES ANNEXES	VII
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES FIGURES	IX
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	X
GLOSSAIRE	XIII
1. INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectif de l'étude	1
1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques.....	1
1.4 Limites d'interprétation de l'étude	4
2. IDENTIFICATION DU DANGER ET CONTEXTE D'EXPLOITATION	5
2.1 Description de la zone d'étude.....	5
2.2 Identification et caractérisation des émissions atmosphériques.....	7
2.3 Sélection des substances d'intérêt	7
3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE	9
3.1 Effets potentiels sur la santé	9
3.2 Définition et application des valeurs toxicologiques de référence	12
3.2.1 Effets autres que le cancer.....	13
3.2.2 Cancer	15
3.3 Sources de VTR	16
3.3.1 Valeurs élaborées par des agences reconnues	16
3.3.2 Valeurs provisoires.....	17
3.4 VTR retenues	18
4. CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION	24
4.1 Caractérisation des récepteurs.....	24
4.1.1 Identification des récepteurs	24
4.1.2 Scénarios d'exposition	28
4.2 Modélisations	29
4.2.1 Modélisation des concentrations additionnelles dans l'air.....	29
4.2.2 Modélisation des concentrations multimédia	30
4.3 Concentrations retenues dans les milieux environnementaux	31

4.3.1	Air	31
4.3.2	Autres milieux environnementaux et aliments	35
4.4	Niveaux d'exposition des récepteurs	36
4.4.1	Exposition aiguë par inhalation	36
4.4.2	Exposition chronique.....	36
4.4.3	Exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie	40
5.	ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES	41
5.1	Estimation des risques.....	41
5.1.1	Effets autres que le cancer	41
5.1.2	Risque additionnel de cancer estimé sur la durée de vie.....	48
5.2	Analyse de l'incertitude.....	49
5.2.1	Identification du danger.....	49
5.2.2	Caractérisation toxicologique	49
5.2.3	Caractérisation de l'exposition.....	51
5.3	Évaluation des risques	54
5.3.1	Risques toxicologiques posés par les particules fines (PM _{2.5})	54
5.3.2	Risques toxicologiques posés par les métaux	56
5.3.3	Risques toxicologiques posés par la silice cristalline respirable.....	58
6.	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	59
7.	RÉFÉRENCES	60

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Conditions générales et limitations de l'étude
ANNEXE B	Carte extraite de l'ÉIES
ANNEXE C	Fiches toxicologiques
ANNEXE D	Concentrations additionnelles dans l'air (valeurs modélisées fournies par WSP)
ANNEXE E	Équations et valeurs des paramètres utilisées pour la modélisation du transfert multimédia
ANNEXE F	Détermination des niveaux d'exposition bruit de fond
ANNEXE G	Concentrations additionnelles de métaux estimées dans les milieux environnementaux par modélisation du transfert multimédia
ANNEXE H	Détails des doses d'exposition chronique estimées (métaux)
ANNEXE I	Estimation de l'exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie (métaux)
ANNEXE J	Indices de risque estimés pour l'exposition chronique aux métaux via plusieurs voies
ANNEXE K	Estimation de l'exposition cumulée à la silice cristalline respirable

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
TABLEAU 1	Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques 8
TABLEAU 2	Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt..... 10
TABLEAU 3	Valeurs toxicologiques de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) retenues pour une exposition aiguë par inhalation (a. VTR_{inh})..... 20
TABLEAU 4	Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition chronique (c. VTR) – effets autres que le cancer 21
TABLEAU 5	Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque de cancer..... 23
TABLEAU 6	Sommaire des voies d'exposition considérées 28
TABLEAU 7	Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux d'intérêt..... 30
TABLEAU 8	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) bruit de fond dans l'air 32
TABLEAU 9	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles modélisées dans l'air ambiant pour estimer l'exposition aiguë et chronique 34
TABLEAU 10	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles de métaux cancérigènes modélisées dans l'air ambiant pour estimer l'exposition cumulée 35
TABLEAU 11	Doses (mg/kg-pc par jour) bruit de fond de métaux estimées pour une exposition chronique..... 38
TABLEAU 12	Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles de métaux estimées pour une exposition chronique..... 39
TABLEAU 13	Niveaux moyens d'exposition additionnelle à vie pour les métaux cancérigènes ou probablement cancérigènes chez l'humain 40
TABLEAU 14	Indices de risque pour une exposition aiguë par inhalation 43
TABLEAU 15	Indices de risque pour une exposition chronique par inhalation 45
TABLEAU 16	Indices de risque pour l'exposition chronique aux métaux par plusieurs voies 47
TABLEAU 17	Risque additionnel de cancer estimé à partir des concentrations de métaux modélisées pour la durée totale du projet (2022-2045) 48
TABLEAU 18	Sommaire des indices de risque pour les métaux présentant au moins un indice de risque total supérieur à l'unité 57

LISTE DES FIGURES

	PAGE
FIGURE 1 Localisation du projet et de ses principales infrastructures	1
FIGURE 2 Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation	3
FIGURE 3 Zone d'étude	6
FIGURE 4 Localisation des récepteurs institutionnels.....	26
FIGURE 5 Localisation des récepteurs résidentiels	27

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

µg	Microgramme (1 µg = 0,000001 g)
Add.	(Concentration ou dose) additionnelle
Al	Aluminium
Ag	Argent
AMT	Apport maximum tolérable (Santé Canada)
As	Arsenic
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> (États-Unis)
B	Bore
Ba	Baryum
Be	Béryllium
BF	Bruit de fond
BMD	Dose Benchmark
BMDL	Limite inférieure de l'intervalle confiance à 95% de la BMD
c. VTR	VTR chronique
Cal/EPA	<i>California Environmental Protection Agency</i>
Cd	Cadmium
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer (IARC en anglais)
Co	Cobalt
Cr III	Chrome trivalent
Cu	Cuivre
ÉIE	Étude d'impact sur l'environnement
ÉIES	Étude des impacts environnementaux et sociaux
Fe	Fer
Hg	Mercure
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i> (États-Unis)
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i> (CIRC en français)
INSPQ	Institut national de Santé publique du Québec
IR	Indice de risque
IR _{Add}	Indice de risque correspondant à l'exposition additionnelle (engendrée par le projet)
IR _{BF}	Indice de risque correspondant à l'exposition bruit de fond

IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (base de données de U.S. EPA)
IR _{Tot}	Indice de risque correspondant à l'exposition totale (bruit de fond + additionnelle)
LD	Limite de détection
LOAEL	Plus faible dose (ou concentration) ayant conduit à l'observation d'effets néfastes (<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>)
LSC95	Limite supérieure de confiance à 95% sur la moyenne
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (ancienne appellation du MDDELCC)
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune (ancienne appellation du MDDELCC)
mg	Milligramme (1 mg = 0,001 g)
mg/kg-pc	Dose exprimée en milligramme par kilogramme de poids corporel
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
Ni	Nickel
NO ₂	Dioxyde d'azote
NOAEL	Dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé (<i>No Observed Adverse Effect Level</i>)
OMS	Organisation mondiale de la santé
Pb	Plomb
PM ₁₀	Particules inhalables (diamètre aérodynamique < 10 µm)
PM _{2.5}	Particules fines (diamètre aérodynamique < 2,5 µm)
PM ₄	Particules respirables (diamètre aérodynamique ≤ 4 µm)
PST	Particules totales
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RIVM	<i>National Institute of Public Health and the Environment</i> des Pays-Bas
RTA	Rio Tinto Alcan
s.c. VTR	VTR sous-chronique
Sb	Antimoine
SCR	Silice cristalline respirable
Se	Sélénium
Sn	Étain

Ti	Titane
TLV-TWA	<i>Threshold Limit Value - Time Weighted Average</i> (norme en milieu de travail)
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Vanadium
VTR	Valeur toxicologique de référence
WSP	WSP Canada inc
Zn	Zinc

GLOSSAIRE

Coefficient de cancérogénicité (par voie orale) : estimation prudente du risque d'excès de cancer correspondant à une dose d'exposition de 1 mg/kg-pc par jour durant toute la vie. Par exemple, avec un coefficient de cancérogénicité de 2×10^{-6} par mg/kg-pc par jour (équivalent à $2E-06$ (mg/kg-pc par jour)⁻¹), il est attendu que 2 cas de cancer additionnel pourraient se développer parmi une population de 1 million de personnes qui seraient exposées tous les jours durant toute leur vie à une dose quotidienne moyenne de 1 mg de substance par kg (pour une personne de 70 kg, dose quotidienne moyenne de 70 mg/jour). Pour estimer le risque additionnel de cancer à vie, le coefficient de cancérogénicité est multiplié par la dose d'exposition moyenne à vie (en mg/kg-pc par jour).

Dose (exprimée en mg/kg-pc par jour): quantité d'une substance (en mg) qui a pénétré dans l'organisme (par ingestion, inhalation et/ou contact cutané) en une journée, divisée par le poids corporel (kg-pc).

Durée d'exposition aiguë : courte période d'exposition de 24 heures ou moins (dans la présente étude, des durées de 1 h, 8 h ou 24 h ont été considérées; ces durées correspondent à celles pour lesquelles des valeurs toxicologiques de référence sont disponibles).

Durée d'exposition chronique : longue période d'exposition, continue ou discontinue (365 jours ou plus).

Durée d'exposition sous-chronique : période d'exposition de plus de 1 jour et de moins d'une année.

Effets néfastes sur la santé : changement biochimique, déficience fonctionnelle ou lésion pathologique qui affecte la performance de l'organisme ou qui réduit la capacité de l'organisme à répondre à un enjeu environnemental additionnel.

Particules fines (PM_{2,5}) : particules (présentes dans l'air) qui sont suffisamment fines (diamètre aérodynamique de 2,5 µm ou moins) pour pénétrer dans les alvéoles pulmonaires (zone d'échanges gazeux).

Particules inhalables (PM₁₀) : particules (présentes dans l'air) dont le diamètre aérodynamique est de 10 µm ou moins, qui se déposent surtout dans la trachée et dans les bronches. La partie la plus grossière (comprise entre 2,5 et 10 µm) est ensuite expulsée par le mécanisme de clairance muco-ciliaire.

Particule respirable (PM₄) : fraction de particules (présentes dans l'air) qui sont suffisamment fines (diamètre aérodynamique de 4 µm ou moins) pour pénétrer dans la région alvéolaire des poumons. Cette fraction est définie dans un contexte d'hygiène industrielle.

Indice de risque : indice utilisé pour évaluer le risque d'effets néfastes autres que le cancer. L'indice de risque correspondant au niveau d'exposition estimé pour le récepteur (concentration ou dose d'exposition) divisé par la valeur toxicologique de référence correspondante.

Risque unitaire (par inhalation) : estimation prudente du risque d'excès de cancer correspondant à une exposition continue par inhalation à une concentration moyenne de 1 µg/m³ durant toute la vie. Par exemple, avec un risque unitaire de 2×10^{-6} par µg/m³ (équivalent à $2E-06$ (µg/m³)⁻¹), il est attendu que 2 cas de cancer additionnel pourraient se développer sur une population de 1 million de personnes qui seraient exposées tous les jours durant toute leur vie à de l'air contenant 1 µg de la substance par m³. Pour estimer le risque additionnel de cancer à vie, le risque unitaire est multiplié par la concentration d'exposition moyenne à vie (en µg/m³).

Scénario d'exposition : ensemble de paramètres qui sont utilisés pour décrire les conditions dans lesquelles l'individu récepteur pourrait être exposé, et ce afin d'estimer le niveau d'exposition du récepteur puis les risques qui en découlent. Le scénario d'exposition précise les voies et les milieux d'exposition (ex. : inhalation d'air ambiant et d'air intérieur, ingestion de poussières), la fréquence de l'exposition (ex. : 24 h sur 24, 365 jours/année) et la durée de l'exposition (ex. : toute la durée de l'exploitation).

Silice cristalline : composant de base du sol, du sable, du granite et de nombreux autres minéraux. Le quartz en est la forme la plus commune.

Silice cristalline respirable : fraction respirable de silice cristalline présente dans l'air, c.-à-d. qui peut atteindre les poumons par inhalation. Ce terme est défini dans le contexte de l'hygiène en milieu de travail et réfère à la silice cristalline présente dans les particules respirables (PM₄).

Valeur toxicologique de référence (VTR) – effets autres que le cancer¹ : quantité d'une substance qui peut être ingérée ou inhalée tous les jours durant toute la vie et qui ne devrait pas conduire à la survenue d'effets néfastes sur la santé (effets autres que le cancer). Les VTR par inhalation correspondent à une concentration dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) et les VTR par ingestion correspondent à une dose journalière par unité de poids corporel (mg/kg-pc par jour).

1 Pour le cancer, voir « coefficient de cancérogénicité » et « risque unitaire ».

1. INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'usine Vaudreuil de Rio Tinto Alcan (RTA), Complexe Jonquière, est située dans l'arrondissement de Jonquière dans la ville de Saguenay. Depuis 1936, cette usine transforme la bauxite en alumine en utilisant un procédé chimique humide, le procédé «Bayer». Ce procédé produit des résidus sous forme de boue qui sont présentement accumulés et asséchés sur un site d'entreposage appelé « site de disposition de résidus de bauxite (SDRB) », lequel est localisé au sud de l'usine. Or, ce site d'entreposage pourrait atteindre sa pleine capacité d'ici 2022.

Dans ce contexte, RTA étudie plusieurs options d'expansion. L'une de ces options (ci-après nommée « projet d'Expansion ») consiste à assécher préalablement les résidus de bauxite dans une nouvelle usine de filtration, avant de les entreposer sur le SDRB actuel ainsi que sur un nouveau site d'entreposage (SDRB futur) qui serait situé sur la propriété de RTA, 2 km à l'est du SDRB actuel. Le développement de ce nouveau SDRB évoluerait du nord vers le sud et son exploitation pourrait débuter autour de 2027¹ pour se terminer en 2045.

La localisation du projet et de ses principales infrastructures² sont indiqués à la figure 1.

Afin de fournir l'information requise pour présenter une demande de certificat d'autorisation (CA) au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), RTA a confié la réalisation d'une étude des impacts environnementaux et sociaux (ÉIES) aux firmes SNC Lavalin et WSP. Cette ÉIES³ inclut notamment une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions particulières (particules en suspension totales (PST) et particules fines (PM_{2.5})) actuelles et futures des opérations de disposition des résidus de bauxite (WSP 2015). En complément, RTA souhaitait que soient évalués les risques pour la santé de la population riveraine du projet posés par les émissions atmosphériques futures (2022-2045) du projet d'Expansion.

Sanexen Services environnementaux inc. (Sanexen) a été retenue par WSP afin de réaliser l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les particules et leurs constituants (métaux, silice) à partir des concentrations dans l'air susceptibles d'être engendrées par le projet d'Expansion (concentrations estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique).

1 Selon les plus récentes mises à jour du projet (comm. personnelle de Mme Hélène Pinard, RTA, août 2016). Dans la présente étude, le projet évalué considère la possibilité que le futur SDRB pourrait être exploité à partir de 2022, ce qui constitue une évaluation prudente du projet d'Expansion (comparé à sa mise à jour).

2 Usine Vaudreuil, future usine de filtration et SDRB actuel et futur.

3 WSP et SNC Lavalin. 2016. Projet Vaudreuil au-delà de 2022. Étude de préféabilité. Étude d'impact environnemental et social. Rapport final présenté à Rio Tinto. Projet no. 627253. Février 2016.

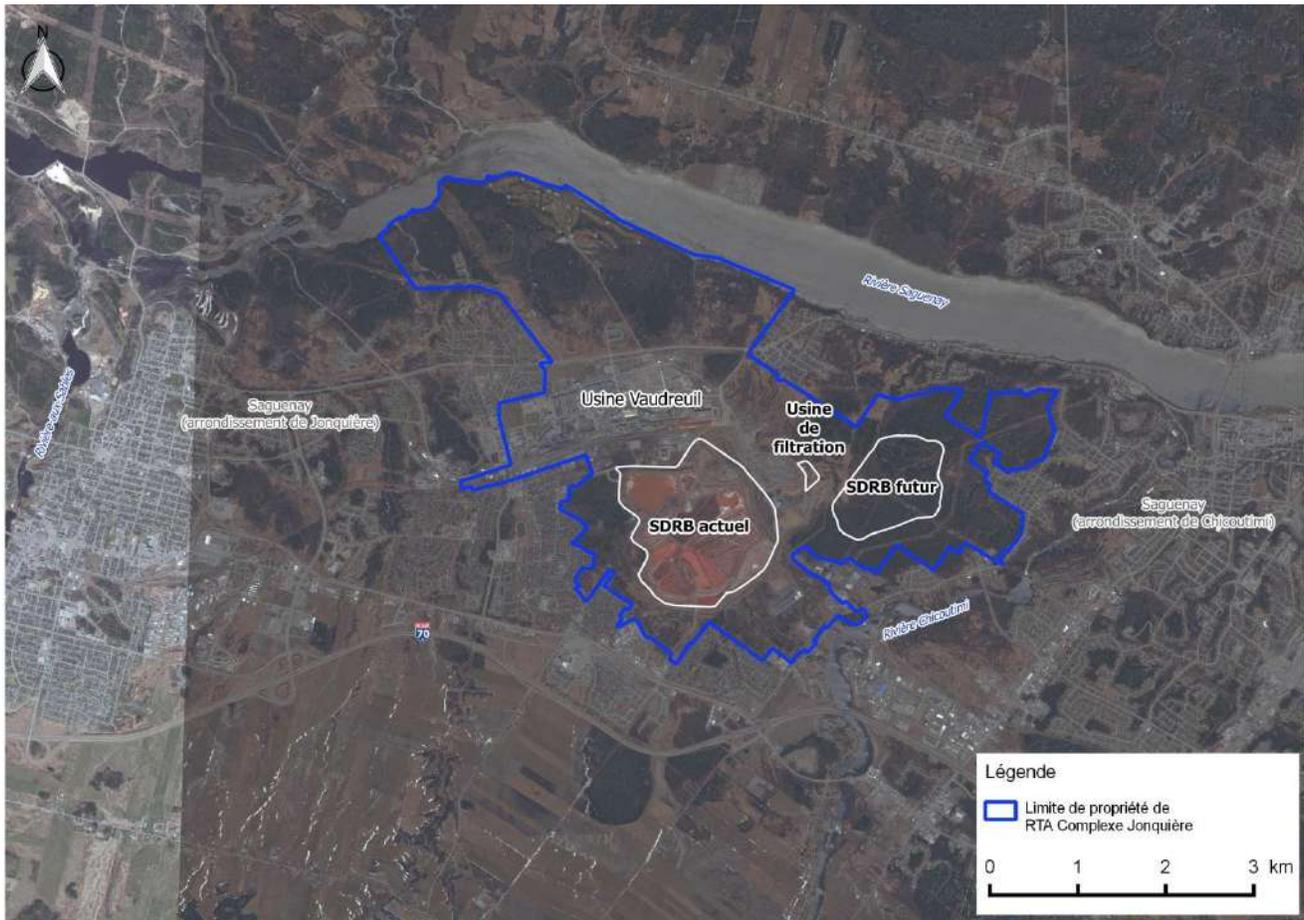


FIGURE 1 Localisation du projet et de ses principales infrastructures

1.2 Objectif de l'étude

L'objectif de la présente étude était d'estimer quantitativement, par une approche déterministe¹, les risques toxicologiques pour la santé humaine que pourraient poser les émissions atmosphériques engendrées par le projet d'Expansion, et d'évaluer ces risques selon les critères d'acceptabilité de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ). Les substances à considérer sont les particules, les éléments traces (métaux et métalloïdes) et la silice cristalline respirable.

1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

Au Québec, toute évaluation des risques toxicologiques doit être réalisée conformément aux « Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec » de l'INSPQ (2012a). Cette méthodologie a donc été suivie dans le cadre de la présente étude.

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

- *L'identification du danger* consiste à identifier les substances potentiellement présentes et pouvant poser un risque pour la santé (sélection des substances d'intérêt) et à documenter les concentrations mesurées, s'il y a lieu;
- La caractérisation toxicologique de chaque substance consiste à identifier les effets néfastes possibles sur la santé et les niveaux jugés sécuritaires, c'est-à-dire assurant que le risque d'effets néfastes sur la santé humaine est négligeable (valeurs toxicologiques de référence (VTR) relatives au cancer et aux autres effets² sur la santé);
- La *caractérisation de l'exposition* consiste à identifier les récepteurs (combinaison d'un lieu et d'un individu) susceptibles d'être les plus exposés et à estimer, par modélisation, les niveaux d'exposition de ces récepteurs à partir des concentrations estimées ou mesurées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);
- *L'estimation et l'évaluation des risques* consistent à comparer les niveaux d'exposition obtenus avec les VTR (calcul des indices de risque et du risque de cancer) selon les recommandations émises par l'INSPQ (critères d'acceptabilité). Tel qu'expliqué ci-après, l'évaluateur doit réaliser une analyse approfondie des incertitudes reliées aux différents intrants de la modélisation pour qualifier le risque.

1 Approche selon laquelle une seule valeur est employée pour définir chaque paramètre d'exposition. Les paramètres d'exposition visent à représenter un individu moyen de la population étudiée (INSPQ, 2012a).

2 Afin de ne pas alourdir le texte dans le reste du document, il est sous-entendu que les « autres effets » réfèrent à des effets néfastes sur la santé autres que le cancer.

Dans la présente étude¹, le risque correspond à une probabilité qu'un événement (survenue d'un effet sur la santé) se produise. Par conséquent, le risque nul (une probabilité égale à zéro) n'existe pas et il est nécessaire de se référer à des balises pour évaluer le risque. L'INSPQ juge que le risque d'effets sur la santé est « négligeable »² lorsque le risque additionnel³ de cancer à vie est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées ($\leq 1 \times 10^{-6}$, soit une augmentation du risque de 0,0001%) et lorsque, pour les autres effets sur la santé, les niveaux d'exposition sont inférieurs aux VTR (indices de risque inférieurs à l'unité).

Il est aussi possible que la probabilité que l'évènement se produise soit extrêmement faible advenant le dépassement de ces critères d'acceptabilité. En effet, l'objectif d'une évaluation déterministe est de détecter tout risque potentiel, et non d'estimer précisément un niveau de risque. Par conséquent, le risque est estimé en utilisant des hypothèses prudentes, c.-à-d. qui vont surestimer l'exposition (et donc le risque), tout en restant plausibles. La combinaison de multiples hypothèses prudentes conduit nécessairement à une surestimation du risque par rapport au risque réel appréhendé. Cette surestimation volontaire doit être considérée lors de l'interprétation des résultats pour déterminer si le risque est significatif ou non. Il convient alors de procéder à une analyse approfondie des résultats en tenant compte du niveau de confiance (incertitude) attribué à chacune des étapes de l'étude. Lorsque, suite à cet exercice, la probabilité que l'évènement se produise est jugée non significative, le risque est qualifié de « vraisemblablement négligeable », pour le distinguer du risque défini précédemment comme « négligeable ».

-
- 1 La définition générale de risque est la probabilité qu'un événement se produise, multipliée par la conséquence de cet événement. Étant donné que nous définissons ici, au préalable, la conséquence comme étant un effet néfaste pour la santé, le risque correspond à la probabilité que cet effet néfaste sur la santé se produise.
 - 2 C'est-à-dire absence de risque à toute fin pratique, mais le risque étant une probabilité, il n'est pas possible de conclure à l'absence de risque (risque nul).
 - 3 Par « additionnel », on entend additionnel au bruit de fond, c.-à-d. correspondant à la source qui est étudiée (projet d'Expansion dans le cas présent).

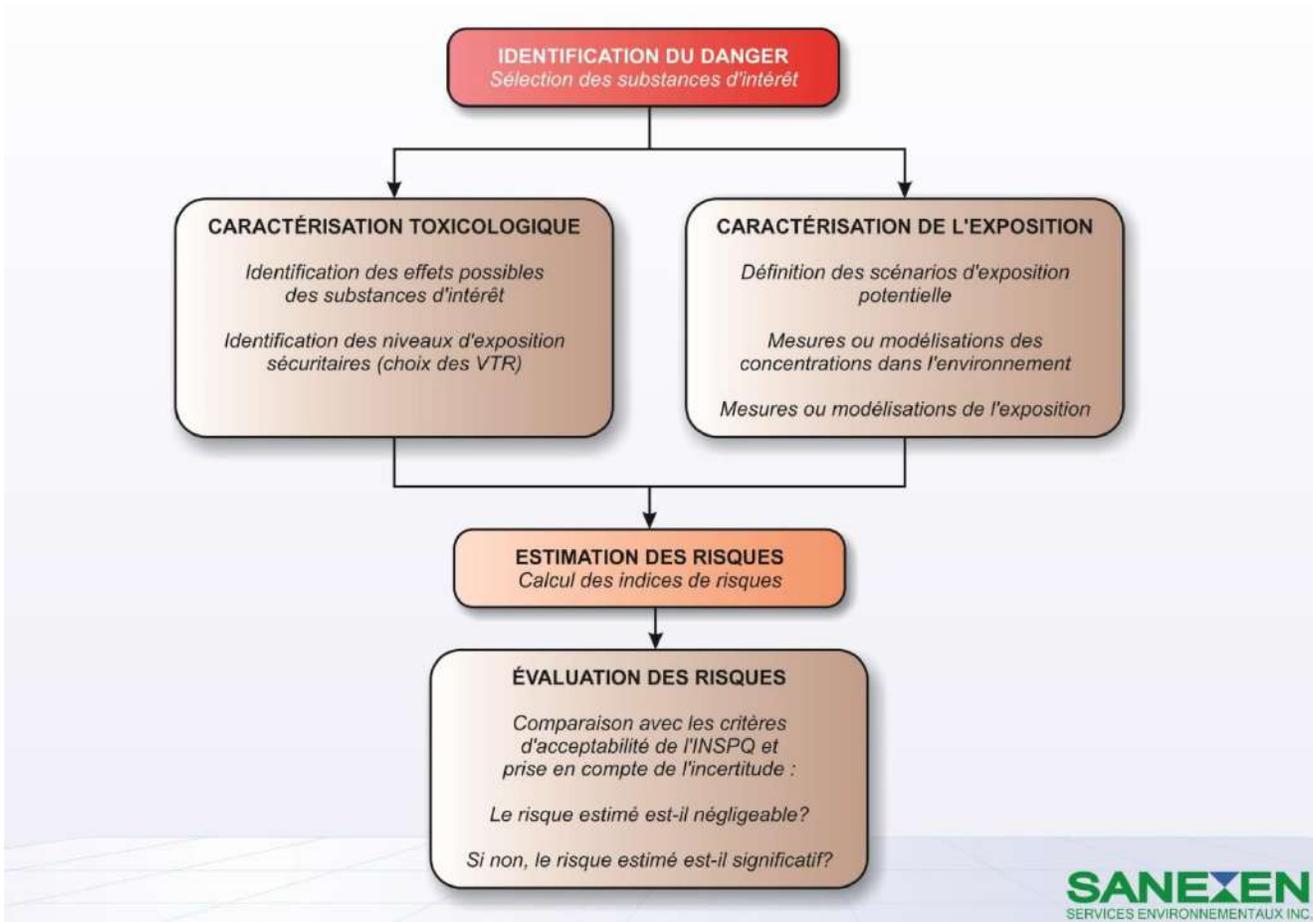


FIGURE 2 Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

1.4 Limites d'interprétation de l'étude

La présente étude est une évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les concentrations de substances (particules, métaux et silice cristalline respirable) potentiellement émises par le projet d'Expansion. Cette étude concerne les risques pour la santé estimés et évalués pour la population riveraine du projet. Elle exclut toute considération des risques toxicologiques pour la faune et la flore (risques écotoxicologiques).

Les risques toxicologiques posés par le projet ont été évalués à partir de concentrations dans l'air obtenues par la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet d'Expansion. Cette modélisation a été réalisée par WSP conformément à la méthodologie proposée dans le *Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDEP 2005). Cette procédure vise à estimer les concentrations potentielles maximales dans l'air pouvant survenir tout au long de l'exploitation du projet. La modélisation a été réalisée en s'appuyant sur les informations fournies par RTA (ex. : taux d'émission) de même que sur le plus récent *Guide d'instructions – Préparation et réalisation d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques – Projets miniers* (MDDELCC 2015a).

Le dépôt des particules au sol n'étant pas considéré¹ dans la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet, la potentielle accumulation de métaux à long terme découlant des retombées atmosphériques n'a pu être ni estimée, ni considérée dans l'évaluation des risques. La présente étude ne couvre donc pas les risques toxicologiques associés aux retombées atmosphériques à long terme.

La présente étude a été réalisée selon les règles de l'art de l'analyse de risques, en suivant les lignes directrices de l'INSPQ. Les risques ont été estimés en utilisant les hypothèses prudentes recommandées par l'INSPQ pour estimer l'exposition des individus. Cette approche constitue un degré supplémentaire de prudence. Il s'agit d'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 particules, métaux et silice cristalline respirable dans l'environnement. L'ensemble des limitations décrites ci-haut ont été considérées à l'étape finale d'interprétation et d'évaluation du risque.

Les Conditions générales et limitations de l'étude sont fournies à l'annexe A.

1 Du fait de la procédure imposée par le MDDELCC.

2. IDENTIFICATION DU DANGER ET CONTEXTE D'EXPLOITATION

2.1 Description de la zone d'étude

La propriété de RTA, Complexe Jonquière, se situe en milieu urbain (ville de Saguenay), en partie dans l'arrondissement de Chicoutimi et en partie dans l'arrondissement de Jonquière. Elle est entourée par la rivière Saguenay (nord), la rivière-aux-sables (ouest) et la rivière Chicoutimi (est) (figure 1). Les SDRB actuel et futur sont situés dans la partie sud de la propriété de RTA, laquelle est entourée de secteurs résidentiel, industriel ou boisé.

Pour les fins de l'évaluation des risques toxicologiques, la zone d'étude correspond au domaine de modélisation de la dispersion atmosphérique (20 km x 20 km) préalablement défini dans le rapport de WSP 2015, en excluant le territoire situé à l'intérieur des limites de propriété de RTA. Les limites de la zone d'étude sont indiquées à la figure 3.

La zone d'étude inclut des espaces à usages résidentiel, commercial, institutionnel, récréatif, agricole, industriel et forestier (voir la carte¹ présentée à l'annexe B). La zone d'étude est traversée par les routes 372 et 170 ainsi que par l'autoroute 70. La rivière Chicoutimi constitue la source d'approvisionnement en eau potable des arrondissements Chicoutimi et Jonquière.

1 Carte 4 (Inventaire du milieu humain) tirée de l'ÉIES

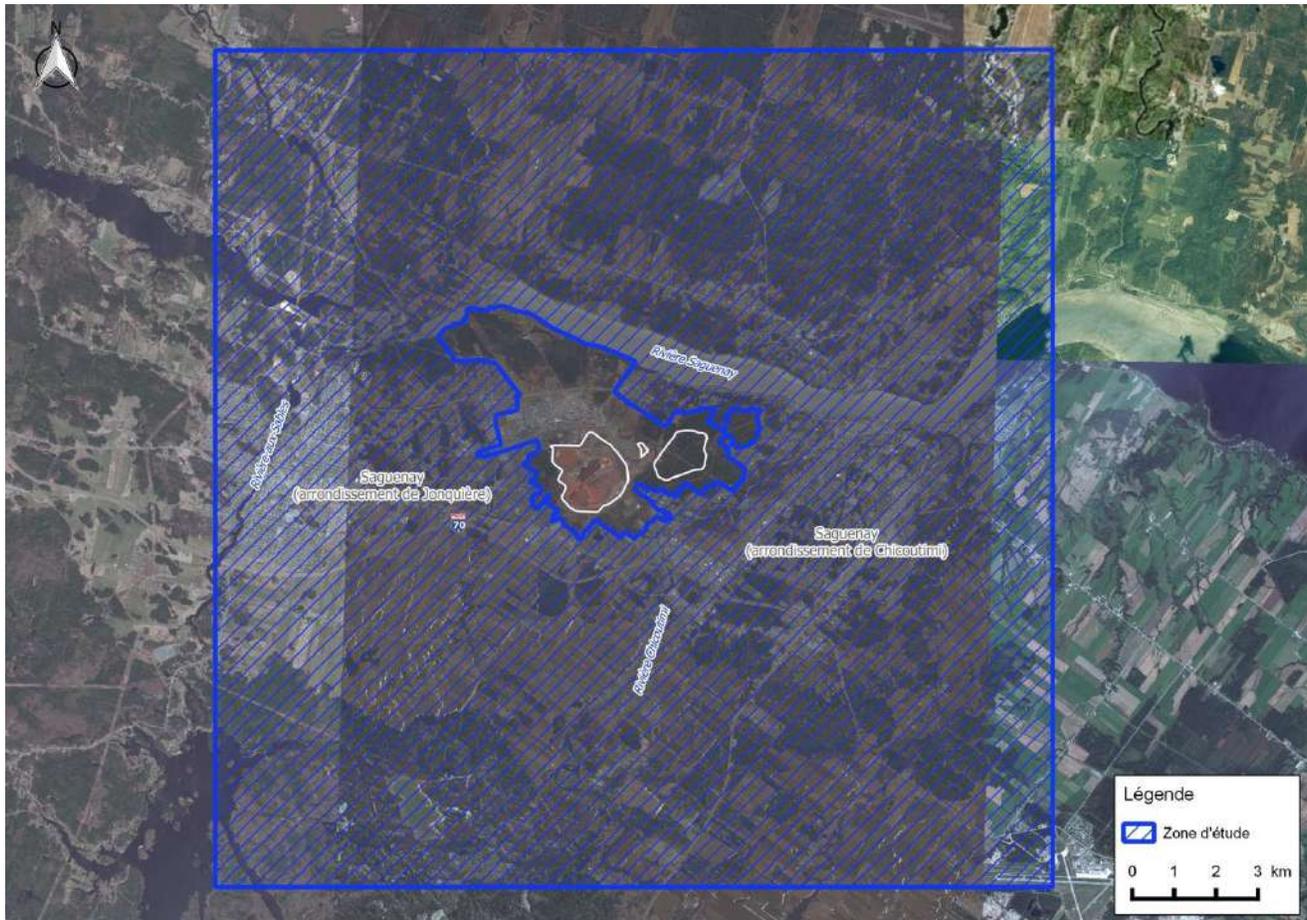


FIGURE 3 Zone d'étude

2.2 Identification et caractérisation des émissions atmosphériques

Les opérations projetées consistent à assécher les boues au niveau de la nouvelle usine de filtration, à acheminer (par camion) les boues vers l'un ou l'autre des SDRB puis à poursuivre la déshydratation des boues par un procédé de *mud farming* (étalement, compactage et hersage visant à assécher les boues plus rapidement).

Les opérations projetées aux SDRB actuel et futur sont susceptibles d'émettre des matières particulaires dans l'atmosphère. Les sources d'émissions de ces particules sont de type fugitif et surfacique. Elles sont brièvement présentées dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique de WSP 2015 et peuvent être résumées comme suit:

- Les activités susceptibles de générer des émissions fugitives aux SDRB comprennent les opérations d'étalement, de compactage et de hersage des boues ainsi que le routage. Les émissions attribuables au routage découlent du soulèvement de poussières (routes non pavées) causé par les véhicules lourds se déplaçant entre l'usine de filtration et les SDRB.
- Les sources d'émissions surfaciques correspondent aux zones d'opération des SDRB pouvant être sujettes à l'érosion éolienne. Il est à noter que les zones qui ne sont pas en opération sur le site ne sont pas considérées comme des sources surfaciques de particules puisqu'elles sont recouvertes de matériaux tels que des écorces de bois.

La modélisation de la dispersion atmosphérique tient compte de toutes les sources d'émissions identifiées précédemment ainsi que des mesures d'atténuation des émissions¹ prévues par RTA (WSP 2015).

2.3 Sélection des substances d'intérêt

Les substances considérées sont celles susceptibles d'être émises dans l'environnement à partir des SDRB et qui ont fait l'objet de modélisation de la dispersion atmosphérique². Elles incluent:

- Les particules fines (PM_{2,5});
- Les métaux³ (22) associés aux particules en suspension totales (PST) et aux particules inhalables (PM₁₀);
- La silice cristalline associée aux particules fines (PM_{2,5}) et aux particules inhalables (PM₁₀), ce qui fournit une estimation des concentrations de silice cristalline respirables (PM₄)⁴.

1 Atténuation de 80% des émissions associées au *mud farming* et au routage par utilisation d'abat-poussières (eau, calcium), utilisation d'écorces de bois pour recouvrir les zones inactives des SDRB.

2 Des modélisations additionnelles à celles présentées dans le rapport de WSP ont été effectuées spécifiquement aux fins de la présente étude.

3 Bien que tous les éléments traces (métaux et métalloïdes) considérés dans la présente étude ne soient pas des métaux, le terme « métaux » a été utilisé de façon générique pour représenter tous ces éléments dans le reste du rapport.

4 La silice cristalline respirable est définie comme étant associée à des particules dites respirables (PM₄), c.-à-d. dont le diamètre aérodynamique est de 4 µm (taille ≤ 4 µm). Les concentrations de PM₄ se situent entre les concentrations de PM_{2,5} (≤ 2,5 µm) et les concentrations de PM₁₀ (≤ 10 µm).

Cinq éléments minéraux (calcium, magnésium, lithium, sodium et potassium) n'ont pas été retenus pour une évaluation quantitative des risques. Il s'agit d'éléments réputés peu toxiques pour lesquels il n'existe pas de valeur toxicologique de référence. Quatre d'entre eux sont des macro-éléments auxquels la population est très largement exposée via l'alimentation (calcium, magnésium, sodium et potassium). Bien que réputé peu toxique, le fer est inclus dans l'étude car l'évaluation des risques posés par cet élément, qui est responsable de la couleur rouge des résidus, aidera à répondre aux préoccupations des citoyens.

Le tableau 1 résume les substances d'intérêt pour l'évaluation des risques.

TABLEAU 1
Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques

Nom de la substance	Symbole ou abréviation
<i>Particules et substances présentes dans les particules</i>	
Particules fines ($\leq 2,5 \mu\text{m}$)	PM _{2,5}
Aluminium	Al
Antimoine	Sb
Argent	Ag
Arsenic	As
Baryum	Ba
Béryllium	Be
Bore	B
Cadmium	Cd
Chrome trivalent	Cr(III)
Cobalt	Co
Cuivre	Cu
Étain	Sn
Fer	Fe
Manganèse	Mn
Mercuré	Hg
Molybdène	Mo
Nickel	Ni
Plomb	Pb
Sélénium	Se
Titane	Ti
Vanadium	V
Zinc	Zn
Silice cristalline respirable	SCR

3. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

La toxicité d'une substance est déterminée par plusieurs facteurs, incluant sa toxicité intrinsèque (son « pouvoir » toxique), le niveau, la durée et la fréquence de l'exposition, la ou les voie(s) d'exposition et la sensibilité de chaque individu envers chaque substance.

La caractérisation toxicologique comporte deux objectifs distincts :

- Identifier les effets néfastes possibles sur la santé qui pourraient être induits par l'exposition à une substance donnée;
- Déterminer les VTR qui permettront d'estimer quantitativement le risque pour une exposition donnée.

Ces aspects sont traités dans les sous-sections suivantes.

3.1 Effets potentiels sur la santé

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 dit « sans seuil », on considère 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. On considère ici tout développement de cancer chez des individus exposés par inhalation, ingestion et/ou contact cutané.
- *Les autres effets, dits « avec seuil »,* pour lesquels un seuil de toxicité 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 néfastes. On considère ici tout effet autre que le cancer pouvant avoir une incidence significative sur la santé des personnes exposées par inhalation, ingestion ou absorption cutanée, que ce soit à court, moyen ou long terme.

Les informations toxicologiques rapportées dans la littérature scientifique pour les substances à l'étude ont été résumées au tableau 2. Les effets possibles sur la santé indiqués dans ce tableau correspondent à des effets observés chez des animaux de laboratoire et/ou des humains exposés à court, moyen et/ou long terme. En général, ces effets ont été observés à des niveaux d'exposition beaucoup plus élevés que les niveaux correspondant aux VTR. Par ailleurs, plusieurs des métaux étudiés sont des éléments essentiels (ex. : Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Se, Zn), ce qui signifie que leur apport quotidien (ex. : via l'alimentation) est nécessaire pour être en bonne santé; toutefois, un apport trop important pourrait avoir un effet néfaste.

TABEAU 2
Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substances	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Particules (PM _{2.5} , PM ₁₀)	Irritation des voies respiratoires, toux et difficultés à respirer. Effets sur le système respiratoire, sur le système cardiovasculaire, aggravation de l'asthme, décès. Les particules aéroportées (nature et taille non précisées) ont récemment été classées comme cancérigènes chez l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.
Aluminium	Irritation possible de la peau. Effets possibles sur le système respiratoire, le système nerveux, les reins et le développement. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA. Note : utilisé dans des produits antisudorifiques.
Antimoine	Irritation de la peau, des yeux et des voies respiratoires. Selon la forme chimique, effets possibles sur les systèmes cardiovasculaire, respiratoire et gastro-intestinal, le foie, la chimie du sang (glycémie, cholestérol), les reins et la reproduction. Tumeurs dans les poumons de rats exposés par inhalation. <u>Note</u> : utilisation thérapeutique (pour soigner les infections par certains parasites).
Argent	Effets possibles après exposition cumulée sur la coloration de la peau (argyrisme) et d'autres tissus (argyrose), et sur le système respiratoire. Réactions allergiques possibles. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Arsenic (inorganique)	Irritation des voies respiratoires et de la peau. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang, le système cardio-vasculaire, le système nerveux et le développement. Cancer des poumons et de multiples organes internes (foie, rein et vessie) ainsi que cancer de la peau observés chez l'humain. Classé comme cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Baryum	Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les muscles, le système cardiovasculaire et les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et Santé Canada). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Béryllium	Effets possibles sur le système respiratoire (béryllose) et le système gastro-intestinal. Cancer des poumons observé chez l'humain et l'animal. Classé comme cancérigène chez l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA.
Bore	Irritation du nez, de la gorge et des yeux. Effets possibles sur le système gastro-intestinal, le foie, les reins, le cerveau, le système reproducteur masculin et le développement. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Cadmium	Effets possibles sur les systèmes respiratoire, cardiovasculaire et gastro-intestinal, les reins, le sang, le squelette et le développement. Tumeurs dans les testicules (rat et souris), les glandes mammaires (rat mâle), les poumons et dans d'autres organes non spécifiés (rat). Classé comme cancérigène pour l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA et Santé Canada.
Chrome trivalent	Élément essentiel. Effets possibles sur les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC).
Cobalt	Élément essentiel (vitamine B12). Effets possibles sur le système respiratoire, le cœur, la peau, le foie, les reins et la reproduction. Sensibilisant. Classé comme possiblement cancérigène pour l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.
Cuivre	Élément essentiel. Irritation du nez et de la gorge. Effets possibles sur le tractus GI, le foie, les reins et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE
NOUVEAU SITE D'ENTREPOSAGE DES RÉSIDUS DE BAUXITE - PROJET VAUDREUIL de 2022 à 2045

Sanexen Services Environnementaux inc.

WSP Canada Inc.

Substances	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Étain	Irritation de la peau et des yeux. Effets possibles sur l'estomac, le sang (anémie), le foie et les reins. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Fer	Élément essentiel. Irritation des voies respiratoires et de la peau (exposition à des aérosols et des brumes de sels de fer). Par ingestion, effets possibles sur le système gastro-intestinal. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Manganèse	Élément essentiel. Effets possibles sur le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction. Tumeurs du pancréas et de la thyroïde observées chez des rongeurs. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Mercuré	Irritation du système respiratoire et de la peau (sensibilisation). Effets possibles sur le système respiratoire, gastro-intestinal, nerveux, cardiovasculaire, hépatique, musculo-squelettique, hématologique et immunitaire, et sur les reins, la reproduction et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC et U.S. EPA)
Molybdène	Élément essentiel. Effets possibles sur la reproduction. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Nickel	Allergie de contact (peau). Effets possibles sur le système respiratoire, l'estomac, le sang, les reins, la reproduction et le développement. Tumeurs dans les poumons, la cavité nasale et les sinus paranasaux (selon les formes chimiques). Classification du potentiel cancérigène chez l'humain variable selon les formes chimiques (cancérigène, probablement cancérigène ou non classable) (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Plomb	Effets possibles sur le système nerveux, le système cardio-vasculaire, le cerveau, les reins, le sang, le tractus GI, les muscles, la reproduction et le développement. Tumeurs dans le rein (rat et souris). Classé comme cancérigène probable (U.S. EPA et CIRC) ou possible (Santé Canada) chez l'humain.
Sélénium	Élément essentiel. Irritation du tractus respiratoire. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les phanères, le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Titane	Effets documentés uniquement pour le tétrachlorure de titane (irritation, effets sur le système respiratoire). Par ingestion, aucun effet néfaste observé pour le titane sous forme de dioxyde. Dioxyde de titane classé possiblement cancérigène chez l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène du titane non évalué par U.S. EPA ou Santé Canada.
Vanadium	Effets possibles sur les voies respiratoires (inhalation*), les yeux, le foie, les reins, le système immunitaire. Tumeurs dans les poumons chez l'animal (V ₂ O ₅). Le V ₂ O ₅ est classé possiblement cancérigène pour l'humain par le CIRC. Aucune forme de vanadium n'a été évaluée par U.S. EPA pour son potentiel cancérigène. * Toutes les études par inhalation ont été effectuées avec du pentoxyde de vanadium (V ₂ O ₅).
Zinc	Élément essentiel. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.

Substances	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Silice cristalline respirable	Irritation des yeux et des voies respiratoires supérieures (nez, gorge). À plus long terme, bronchite chronique, limitations chroniques des voies respiratoires, hypersécrétion de mucus et emphysème pathologique peuvent se développer. Advenant une exposition prolongée ou à des niveaux élevés, développement possible de la silicose (fibrose pulmonaire progressive), complications possibles de la silicose (tuberculose, insuffisance respiratoire, bronchite chronique obstructive, décès) et autres effets sur le foie et la rate (silicose hépatosplénique), la peau (granulomes cutanés de silice ou nodules), le cœur (élargissement du ventricule droit pour compenser les anomalies pulmonaires), détérioration de la santé dentaire (abrasion), maladies auto-immunes. Classée comme cancérigène pour l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.

Sources : ATSDR¹, Cal/EPA², CCME³, CIRC⁴, HSDB⁵, INERIS 2011, INSPQ 2012b, Institute of Medicine 2001, IPCS⁶, OMS (WHO/Europe 2006, WHO 2013), Santé Canada⁷, U.S. EPA⁸.

3.2 Définition et application des valeurs toxicologiques de référence

En règle générale, les effets toxiques d'une substance sont d'autant plus marqués que l'exposition est longue. En d'autres termes, pour un niveau d'exposition donné, une substance pourrait présenter des effets à long terme sans présenter d'effet à court terme. Inversement, un individu peut être exposé, sans risque d'effets, à des concentrations relativement élevées si l'exposition est sporadique.

Les 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 le niveau de 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).

Différentes institutions gouvernementales ou paragonnementales proposent des VTR. Bien que les méthodes utilisées par ces diverses institutions 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 ».

- 1 Toxic Substances Portal (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/index.asp>).
- 2 Office of Environmental Health Assessment (OEHA). Air. <http://www.oehha.ca.gov/air.html>
- 3 Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (http://www.ccme.ca/publications/cegg_rcqe.fr.html)
- 4 Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme - Liste des évaluations du CIRC (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>),
Press release no. 221. 17 October 2013. IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths (http://www.iarc.fr/en/media-centre/iarcnews/pdf/pr221_E.pdf)
- 5 Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>)
- 6 Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations (<http://www.inchem.org/>),
- 7 Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires - Sommaire. Partie 1: Rapport d'évaluation scientifique. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs de la qualité de l'air (Santé Canada et Environnement Canada, 1998, http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/summary-sommaire/index-fra.php);
Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documents techniques (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech);
Évaluation des risques pour la santé humaine des particules grossières (Santé Canada, janvier 2016).
- 8 National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) (<http://www3.epa.gov/ttn/naaqs/criteria.html>),
Particulate Matter (PM) (<http://www3.epa.gov/airquality/particulatepollution/health.html>),
Integrated Risk Information System (IRIS) (<http://www.epa.gov/iris/>)

Dans le cadre de la présente étude, il convenait d'évaluer les risques correspondant à des expositions de différentes durées du fait des variations temporelles des concentrations estimées dans l'air ambiant (ex. : concentration maximale sur une heure > concentration maximale sur 24 heures > concentration moyenne annuelle). Des VTR correspondant à différentes durées d'exposition ont donc été identifiées. La définition des VTR en fonction du type d'effet et les approches utilisées pour l'élaboration de ces valeurs sont présentées dans les sous-sections suivantes.

3.2.1 Effets autres que le cancer

Une VTR pour effets autres que le cancer correspond à une dose seuil (ou une concentration seuil) en-deçà de laquelle il n'est pas attendu de voir apparaître des effets néfastes sur la santé. Par conséquent, plus la substance est toxique, plus la quantité de substance requise pour induire un effet néfaste est faible, et plus la VTR est faible. Ce type de VTR est exprimé en termes de dose journalière (milligramme de substance par kilogramme de poids corporel par jour : mg/kg-pc par jour) ou de concentration dans l'air (microgramme¹ de substance par mètre cube d'air : $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Ces VTR sont généralement spécifiques à une voie d'exposition (ingestion, inhalation) et à une durée d'exposition (aiguë², sous-chronique³ ou chronique⁴) données. En l'absence de VTR par voie cutanée, la VTR par ingestion s'applique à la dose d'exposition conjointe par ingestion et par contact cutané. En ce qui concerne l'inhalation, deux situations peuvent être rencontrées :

- Lorsqu'une substance présente une toxicité différente par inhalation (ex. : substance ayant des effets sur le système respiratoire) et par ingestion (ex. : effet systémique, c'est-à-dire suite à la distribution de la substance dans l'organisme), il existe généralement une VTR propre à chacune de ces voies. Dans ce cas, les risques correspondant à chaque voie sont estimés à partir d'une VTR distincte⁵ et sont évalués séparément. Pour les particules ($\text{PM}_{2.5}$) et la silice, dont les effets appréhendés découlent uniquement de l'inhalation, seules des VTR par inhalation sont pertinentes;
- Lorsque rien n'indique que la substance a une toxicité différente par inhalation et par ingestion, ou lorsqu'aucune VTR par inhalation n'a été dérivée par une institution reconnue, il est présumé que la substance a une toxicité semblable par l'une et l'autre voie. Dans ce cas, les doses par inhalation, ingestion et contact cutané sont combinées⁶ pour estimer le risque posé par l'exposition via toutes ces voies.

1 1 microgramme correspond à 0,001 milligramme.

2 À court terme (un jour ou moins).

3 À moyen terme (quelques jours à moins d'une année).

4 À long terme (une année et plus).

5 Le risque par inhalation est estimé en divisant la concentration d'exposition ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) par la VTR correspondante (VTR_{inh}). Le risque par ingestion et contact cutané est estimé en divisant la dose (mg/kg-pc par jour) combinant l'exposition par ingestion et contact cutané par la VTR correspondante (VTR_{ing}).

6 Lorsque les données disponibles permettent de supposer que l'absorption d'une substance par inhalation diffère significativement de l'absorption par ingestion, les doses par inhalation sont converties en dose par ingestion équivalente (cas du Cu; voir annexe C).

Pour évaluer le risque d'effets autres que le cancer, la VTR doit être comparée avec la dose « totale » d'exposition, c'est-à-dire la dose qui inclut à la fois l'exposition « bruit de fond » (exposition générale de la population, sans lien avec le projet à l'étude) et l'exposition « additionnelle » (attribuable au projet à l'étude). À titre d'exemple, plusieurs organismes recommandent une VTR par ingestion de 0,002 mg/kg-pc par jour pour une exposition chronique au béryllium. Selon cette valeur, une personne qui serait exposée (toute sa vie durant) par voie orale à une dose journalière de béryllium n'excédant pas 0,002 mg/kg-pc par jour ne devrait pas subir d'effets néfastes liés à cette substance.

Les VTR pour les effets autres que le cancer sont établies à partir du niveau d'exposition associé à l'effet le plus sensible (effet critique) identifié lors d'une analyse exhaustive de la documentation scientifique disponible. Ce niveau d'exposition (dose ou concentration) est généralement appelé le « point de départ ». La valeur point de départ est ensuite divisée par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de la variabilité et de l'incertitude associée à cette valeur. La VTR est donc estimée comme suit :

$$\text{VTR (dose ou concentration)} = \frac{\text{Point de départ (dose ou concentration)}}{\text{Facteur d'incertitude global}}$$

La valeur point de départ peut correspondre à i) un niveau sans effet néfaste observé (*NOAEL*)¹, ii) un niveau minimal avec effet néfaste observé (*LOAEL*)² ou iii) un niveau dit *Benchmark*. Les *NOAEL* et *LOAEL* correspondent à une dose (ou concentration) testée expérimentalement, alors que les valeurs *Benchmark* sont estimées par modélisation de la courbe dose-réponse. Les doses ou concentrations *Benchmark* (*BMD* ou *BMC*, respectivement) représentent une estimation de l'exposition correspondant à un niveau donné d'effet, considéré comme significatif sur le plan toxicologique (ex. : *BMD*₁₀ correspondant à 10 % de réduction des lymphocytes dans le sang). Généralement, les valeurs *Benchmark* utilisées comme point de départ correspondent à une valeur plus faible que la *BMD*, soit la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la *BMD* pour le niveau de réponse souhaité (ex. : *BMDL*₁₀).

Le facteur d'incertitude global est quant à lui obtenu en multipliant entre eux tous les facteurs de sécurité applicables. La nature et la valeur des facteurs appliqués dépendent de la qualité de l'information toxicologique disponible. Le plus souvent, les valeurs attribuées aux différents facteurs correspondent à des valeurs par défaut. Toutefois, lorsque l'information disponible le permet, les valeurs par défaut peuvent être remplacées par une valeur dûment documentée. Les facteurs appliqués visent à tenir compte de :

- La variabilité inter-espèces, qui reflète les différences entre l'animal et l'humain au niveau de la toxicité intrinsèque de la substance. Par défaut, on considère qu'à dose égale, l'humain pourrait être 10 fois plus sensible que l'espèce animale testée. Ce facteur ne s'applique pas lorsque la VTR est basée sur une valeur point de départ obtenue chez l'humain;
- La variabilité interindividuelle, qui reflète les différences au sein de la population humaine. Ce facteur vise à protéger les groupes les plus sensibles, par exemple les enfants. Une valeur de 10 est généralement attribuée à ce facteur;

1 *No-observed adverse effect level* : dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé, déterminée expérimentalement

2 *Lowest observed adverse effect level*

- La durée d'exposition, qui reflète l'adéquation entre la durée de l'étude utilisée pour établir la valeur point de départ et la durée de l'exposition à laquelle s'applique la VTR. Par exemple, une VTR pour une exposition chronique devrait être basée sur une valeur point de départ issue d'une étude chronique, c'est-à-dire dans laquelle les individus testés ont été exposés durant une période représentative de leur durée de vie (ex. : 2 ans chez le rat). Toutefois, en l'absence d'une telle étude, une VTR pour une exposition chronique peut être dérivée d'une étude plus courte (sous-chronique) en appliquant un facteur d'incertitude dédié. Ce facteur repose sur la prémisse qu'une exposition plus longue peut conduire à des effets néfastes à dose plus faible. Généralement, une valeur de 1, 3 ou 10 est attribuée à ce facteur (selon l'information toxicologique disponible);
- L'exhaustivité de la base de données toxicologiques. Ce facteur est appliqué (par certaines institutions) lorsque certains types d'effets n'ont pas été suffisamment documentés. Le cas échéant, la valeur par défaut est généralement de 3 ou 10 (selon les lacunes identifiées).

3.2.2 Cancer

Des VTR permettant d'estimer le risque de cancer sont disponibles pour différentes substances classées comme cancérigènes ou probablement cancérigènes chez l'humain (voir l'annexe C pour plus d'information sur les classifications). Ces VTR correspondent au « potentiel cancérigène » de la substance, c'est-à-dire à la probabilité que l'exposition prolongée¹ à une dose (ou à une concentration) donnée entraîne un cas de cancer. Ces VTR sont exprimées en risque par unité de dose d'exposition (*coefficient de cancérigénicité* : risque pour une exposition à vie à 1 mg/kg-pc par jour, exprimé en (mg/kg-pc par jour)⁻¹) ou en risque par unité de concentration d'exposition (dans l'air, *risque unitaire* pour une exposition à vie à 1 µg/m³, exprimé en (µg/m³)⁻¹). Ainsi, plus la substance en cause est fortement cancérigène, plus la VTR (c.-à-d. le niveau de risque de cancer associé à une dose donnée) est élevée.

Les VTR pour le cancer sont le plus souvent dérivées d'études toxicologiques conduites sur des animaux en laboratoire, après un ajustement animal-humain approprié des doses (ou concentrations). Toutefois, lorsque disponibles, des études épidémiologiques adéquates peuvent aussi être utilisées. Les VTR pour le cancer sont généralement estimées à partir de la pente reliant l'incidence de cancer à la dose (plus exactement, en utilisant la limite supérieure d'un niveau de confiance à 95 % de cette pente).

Pour évaluer le risque de cancer posé par une situation ou un projet, on estime le risque *additionnel* de cancer plutôt que le risque total. Le risque additionnel correspond au risque supplémentaire encouru à la suite de l'exposition spécifiquement liée au projet à l'étude. Ce risque s'ajoute au risque « bruit de fond » découlant de l'exposition des personnes à l'ensemble des agents cancérigènes présents dans leur milieu de vie². Le risque additionnel de cancer est estimé en multipliant le niveau d'exposition additionnel (dose ou concentration) par la VTR correspondante (coefficient de cancérigénicité ou risque unitaire).

1 Le risque de cancer est généralement associé à un niveau d'exposition moyen sur la durée de vie

2 Pour information, la plus récente publication de la Société Canadienne du Cancer indique qu'environ 2 Canadiens sur 5 (40%) développeront un cancer au cours de leur vie et qu'environ 1 sur 4 (25%) en mourra (Société canadienne du cancer. 2015. Statistiques canadiennes sur le cancer 2015. <http://www.cancer.ca/~media/cancer.ca/CW/cancer%20information/cancer%20101/Canadian%20cancer%20statistics/Canadian-Cancer-Statistics-2015-FR.pdf?la=fr-CA>).

Par exemple, pour une dose par ingestion moyenne à vie d'arsenic estimée à 0,001 mg/kg-pc par jour, et en utilisant un coefficient de cancérogénicité de 1,5 (mg/kg-pc par jour)⁻¹, le risque additionnel de cancer serait estimé à :

$$\text{Risque} = 0,001 \text{ mg/kg - pc par jour} \times \frac{1,5}{\text{mg/kg-pc par jour}} = 0,0015 \text{ (ou } 1,5 \times 10^{-3}\text{),}$$

ce qui correspond à un risque de 1 cas additionnel sur 667 personnes exposées (1/0,0015)

3.3 Sources de VTR

3.3.1 Valeurs élaborées par des agences reconnues

La sélection des VTR utilisées dans la présente étude a été effectuée parmi les valeurs proposées par les institutions reconnues par l'INSPQ 2012a. La sélection a été effectuée en tenant compte des critères identifiés par l'INSPQ, notamment la qualité et la pertinence des études de base, la rigueur scientifique lors des étapes de calcul d'extrapolation ou de modélisation, et la date de mise à jour de la valeur. Les valeurs retenues correspondent généralement aux valeurs les plus sévères parmi celles disponibles. Les institutions reconnues par l'INSPQ sont les suivantes :

- Santé Canada (SC);
- Organisation mondiale de la santé (OMS);
- *United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA), via sa base de données *Integrated Risk Information System* (IRIS);
- *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR);
- *California Environmental Protection Agency* (Cal/EPA);
- *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (RIVM).

Ces agences de santé fournissent des VTR pour l'exposition par ingestion et/ou par inhalation qui correspondent à différentes durées d'exposition (ex. : 1 heure, 8 heures, 1 à 14 jours, 15 à 364 jours, une année et plus).

Des VTR correspondant à au moins une voie d'exposition¹ et une durée d'exposition² ont été recensées pour la plupart des substances à l'étude. Toutefois, pour certaines des substances d'intérêt, aucune VTR n'est proposée pour certaines voies et/ou durées d'exposition. Par exemple, peu de valeurs sont disponibles pour estimer les risques posés par une exposition aiguë aux métaux (ce qui s'explique par le fait que la plupart des métaux ne présentent pas de toxicité particulière à court terme) et, pour 1 métal (Ti), aucune VTR établie par une institution reconnue par l'INSPQ n'est actuellement disponible. Plusieurs valeurs de référence provisoires ont donc été retenues. Ces VTR provisoires sont détaillées à la section suivante.

1 Ingestion, inhalation ou contact cutané

2 Aiguë, sous-chronique ou chronique

3.3.2 Valeurs provisoires

En l'absence de VTR recommandée par une institution reconnue par l'INSPQ, des valeurs provisoires ont été utilisées afin d'identifier tout risque potentiel, dans la mesure des données toxicologiques disponibles. En effet, il apparaissait important d'évaluer, au moins de façon préliminaire, les risques qui pourraient être posés par chacune des substances d'intérêt à court terme, suite à une exposition aiguë par inhalation (reflétant des pics de concentrations), et à long terme, suite à une exposition répétée via différentes voies (inhalation, ingestion et contact cutané).

Les valeurs provisoires considérées incluent :

- Les VTR proposées par des institutions non listées par l'INSPQ (cas de la VTR chronique par voie orale du Ti fournie par NSF international) ou publiées dans une revue scientifique avec révision par des pairs (cas du Co par voie orale);
- Des VTR provisoires dérivées pour les fins de la présente étude (VTR provisoires *ad hoc*), selon une approche volontairement prudente qui peut être résumée comme suit (davantage de détails sont disponibles à l'annexe C) :
 - Exposition aiguë (8 heures) par inhalation – en l'absence de VTR fournie par les institutions susmentionnées pour évaluer le risque par inhalation à court terme (ex. : 1 heure, 8 heures, 24 heures), des valeurs provisoires pour une exposition de 8 heures ont été dérivées en divisant la concentration moyenne permise en milieu de travail (TLV-TWA¹) par un facteur de sécurité.
 - Un facteur de sécurité arbitraire de 100 a généralement été retenu afin de tenir compte du fait que le niveau de protection recherché en santé environnementale (absence de tout effet néfaste pour la population, incluant les individus les plus sensibles) est plus élevé qu'en milieu de travail (ex. : tolérance d'effets réversibles chez des adultes en bonne santé). Ce facteur de sécurité a été appliqué à 10 métaux (Al, Sb, Ba, Cr, Co, Fe, Mo, Pb, Sn, Ti).
 - Pour l'argent, la TLV-TWA vise à protéger d'un effet cumulatif. Un facteur de sécurité réduit (10) a donc été appliqué pour estimer le risque associé à des pics de concentrations sur 8 heures, ce qui reste très prudent.
 - Pour 2 métaux (Be et Se), la TLV-TWA divisée par 100 était plus faible que la VTR pour une exposition chronique et n'a donc pas été retenue.
 - Exposition aiguë (8 heures) par inhalation – cas du Mn. La VTR disponible (0,17 µg/m³) a été définie par Cal/EPA pour des expositions répétées de 8 h au manganèse sous forme de particules respirables. Elle est basée sur un niveau d'effet critique (51 µg/m³)² identifié chez des travailleurs exposés durant plusieurs années (5,3 ans en moyenne). Cette VTR intègre un facteur de sécurité de 100 qui vise à protéger les enfants (plus sensibles que les adultes) et un facteur additionnel de 3 qui tient compte du fait que les travailleurs ont été exposés durant une période plus courte que la durée de vie. L'application de ce dernier facteur n'est pas pertinente pour une VTR qui est appliquée à une exposition aiguë (définie comme une

1 *Threshold Limit Value – Time-Weighted Average* : concentration moyenne sur une journée de travail (8 ou 10 heures) permise en milieu de travail, ou valeur équivalence (voir Avant-propos à l'Annexe C).

2 Concentration ajustée pour une exposition continue (voir Annexe C)

exposition sporadique à des pics de concentration). Par conséquent, une VTR provisoire de $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue pour estimer le risque posé par la concentration maximale de Mn sur 8 h.

- Exposition aiguë (1 heure) par inhalation – en l'absence de VTR fournie par les institutions susmentionnées ou de toute autre valeur (ex. : TLV-TWA) permettant de dériver une VTR provisoire pour évaluer le risque par inhalation à court terme, une VTR provisoire *ad hoc* a été dérivée en divisant la concentration limite d'exposition en situation d'urgence de niveau 1 (ex. : TEEL-1)¹ par un facteur de sécurité arbitraire de 100 (cas du Zn).
- Exposition aiguë (24 heures) par inhalation – application de la VTR chronique lorsque celle-ci est basée sur un effet sensibilisant (cas du Be par inhalation) et/ou lorsque la TLV-TWA divisée par 100 était plus faible que la VTR pour une exposition chronique (cas du Be et du Se);
- Exposition chronique - extrapolation de la voie d'exposition : pour les substances ayant une VTR par ingestion seulement, et lorsqu'il était biologiquement plausible que l'exposition par inhalation conduise aux mêmes effets, le risque posé par l'inhalation a été estimé conjointement avec le risque posé par l'ingestion. Cette extrapolation, effectuée selon l'approche recommandée par l'INSPQ, a été appliquée à 8 métaux (Al, Sn, Fe, Mo, Sb, Cu, Ti et Zn).

3.4 VTR retenues

Les VTR retenues pour les fins de la présente étude sont indiquées aux tableaux 3 (exposition aiguë) et 4 (exposition chronique) pour les effets autres que le cancer ainsi qu'au tableau 5 pour le cancer. L'information relative à ces valeurs est fournie à l'annexe C.

Pour les métaux dont la toxicité dépend de la forme chimique, les VTR sélectionnées correspondent, dans la mesure du possible, à la forme chimique qu'il est le plus plausible de retrouver dans les particules émises par le projet (formes minérales) ou, par défaut, à la forme la plus toxique. Par exemple :

- Mercure inorganique : en l'absence de VTR pour le mercure inorganique (Hg^{2+}) par inhalation, les VTR correspondant au mercure élémentaire (Hg^0) ont été retenues, ce qui constitue une approche prudente.
- Nickel : le procédé Bayer est un procédé réducteur qui devrait favoriser l'état d'oxydation du Ni(II) et, au pH des résidus, $\text{Ni}(\text{OH})_2$ serait la forme chimique la plus probable². Pour les fins de la présente étude, les VTR retenues sont celles fournies par Santé Canada pour les formes de « nickel oxygéné, sulfure, soluble », ce qui inclut les oxydes (de nickel, de nickel-cuivre, de silicate de nickel et les oxydes complexes), le nickel sulfuré (incluant le subsulfure de nickel) et les formes de nickel solubles dans l'eau (principalement le sulfate de nickel et le chlorure de nickel) ainsi que les formes stables (ex. : minéraux sulfiques porteurs de nickel et oxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre sous certaines conditions de pH (ex. : résidus miniers acides) ou potentiel d'oxydo-réduction (ex. : sédiments enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement (Santé Canada 2010a).

1 *Temporary Emergency Exposure Limit* de niveau 1 recommandé par l'*U.S. Department of Emergency* des États-Unis (U.S. DOE). Correspond à la concentration dans l'air (sur 15 minutes) en deçà de laquelle il est attendu que la plupart des individus ne devraient pas subir d'effets autres que légers et transitoires ou pourraient percevoir une odeur désagréable clairement définie.

2 Communication personnelle de M. Jonathan Bernier, RTA, le 7 juin 2016.

- Titane : les VTR basées sur des données toxicologiques pour le dioxyde de titane ont été utilisées. Les VTR établies pour le tétrachlorure de titane ont été écartées car rien n'indique que cette forme pourrait être présente dans les boues. Le tétrachlorure de titane n'existe pas naturellement; il est produit uniquement lors de la transformation industrielle du titane par chloration (ATSDR 1997).

TABLEAU 3
Valeurs toxicologiques de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) retenues pour
une exposition aiguë par inhalation (a. VTR_{inh})

Substance	1 heure		8 heures		24 heures	
	VTR	Origine ^a	VTR	VTR	Origine ^a	VTR
PM _{2,5}					15	Santé Canada
Aluminium			(10)	TLV-TWA/100		
Antimoine			(5)	TLV-TWA/100		
Argent			(1)	TLV-TWA/10		
Arsenic ^b	0,2 ^c	Cal/EPA				
Baryum			(5)	TLV-TWA/100		
Béryllium					(0,02) ^d	c. VTR
Bore					300	ATSDR
Cadmium					0,03	ATSDR
Chrome III			(5)	TLV-TWA/100		
Cobalt			(0,2)	TLV-TWA/100		
Cuivre	100	Cal/EPA				
Étain			(20)	TLV-TWA/100		
Fer			(10)	TLV-TWA/100		
Manganèse			(0,51) ^e	Dérivé de Cal/EPA		
Mercuré ^b	0,6 ^f	Cal/EPA	0,06 ^f	Cal/EPA		
Molybdène			(100) ^g	TLV-TWA ^g /100		
Nickel	0,2	Cal/EPA	0,06	Cal/EPA		
Plomb			(0,5)	TLV-TWA/100		
Sélénium					(20) ^d	c. VTR
Titane			(60)	TLV-TWA/100		
Vanadium	17	Cal/EPA			0,8	ATSDR
Zinc	(19)	TEEL-1/100				

a **Cal/EPA** : Reference Exposure Level (REL) pour une exposition aiguë par inhalation (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **OMS** : Recommandation dans l'air ambiant (<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>) ; **Santé Canada** : groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs nationaux de la qualité de l'air (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/summary-sommaire/index-fra.php); **TEEL-1/100** : Concentration limite dans l'air visant à protéger la population en situation d'urgence (*Temporary Emergency Exposure Limit* de niveau 1) divisée par un facteur de sécurité de 100; **TLV-TWA/x** : Norme en milieu de travail (*Threshold Limit Value-Time Weighted Average*); <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>) divisée par un facteur de sécurité de x; **UK EPAQS** : Valeur de référence pour une exposition aiguë (1h) par inhalation recommandée par EPAQS (*Expert Panel on Air Quality Standards*) <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20060715141954/http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/aqs/halogens/fullreport.pdf>; **c. VTR**: VTR chronique (voir tableau 4).

b Forme inorganique

c VTR établie pour une durée de 4 heures.

d La TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100 étant plus faible que la c. VTR, cette dernière a été retenue et appliquée pour une exposition de 24 heures.

e La VTR proposée par Cal/EPA réfère en fait à une exposition chronique (expositions répétées durant toute la vie) (voir annexe C). Pour dériver la VTR provisoire (applicable à des pics de concentration dont la fréquence est sporadique), le facteur de sécurité (3) dédié à la durée chronique de l'exposition a été supprimé (voir section 3.3.2).

f Dérivée de la TLV-TWA établie pour le mercure élémentaire (aucune valeur disponible pour le mercure inorganique).

g TLV-TWA établie pour le molybdène dans les particules inhalables (PM₁₀) et non dans les PST).

(-) Les valeurs entre parenthèses sont des valeurs provisoires (voir section 3.3.2).

TABEAU 4
 Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition
 chronique (c. VTR) – effets autres que le cancer

Substance	Ingestion (c. VTR _{ing})		Inhalation (c. VTR _{inh})		
	Dose (mg/kg-pc par jour)	Origine ^a	Dose (mg/kg-pc par jour)	Concentration (µg/m ³)	Origine ^b
PM _{2,5}	NA			10	OMS
Aluminium	1,0	ATSDR, OMS	(1,0)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Antimoine	2,0E-04	Santé Canada	(2,0E-04)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Argent	5,0E-03	IRIS		(0,45)	TLV-TWA/10
Arsenic ^{c,d}	3,5E-06	Cal/EPA	3,5E-06	0,015	Cal/EPA
Baryum	0,2	IRIS, ASTDR, Santé Canada		1,0	RIVM
Béryllium	2,0E-03	IRIS, ATSDR, Cal/EPA, OMS		0,02	OMS, IRIS
Bore	0,0175	Santé Canada		300	ATSDR
Cadmium	1,0E-04	ATSDR		0,01	ATSDR
Chrome III	1,5	IRIS		(0,5) ^e	Dérivée de s.c. VTR
Cobalt	(0,02)	Publication		0,1	ATSDR, OMS
Cuivre	0,091-0,141 ^f	Santé Canada	(0,01-0,017)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Étain	(0,03)	Dérivé de s.c. ATSDR	(0,03)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Fer	(0,72-6,7) ^c	Dérivé de l'AMT, Santé Canada	(0,72-6,7)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Manganèse	0,122-0,156 ^f	Santé Canada		0,05 ^g	IRIS
Mercur ^d	3,0E-04	IRIS		0,03 ^h	Cal/EPA
Molybdène	5,0E-03	IRIS	(5,0E-03)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Nickel	0,011	Cal/EPA		0,02	Santé Canada
Plomb	3,6E-03	SC, RIVM, OMS		0,5	OMS
Sélénium ^c	5,0E-03	IRIS, ATSDR, Cal/EPA	5,0E-03	20 ^c	Cal/EPA
Titane	(3,0)	NSF	(3,0)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Vanadium	(1,0E-03) ⁱ	Dérivée de s.c. VTR		0,1	ATSDR
Zinc	0,48-0,57 ^f	Santé Canada	(0,48-0,57)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Silice cristalline respirable	NA			3	Cal/EPA

- a **AMT** : Apport maximum tolérable (AMT) recommandé Santé Canada (<http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/index-fra.php>); **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique par ingestion recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition chronique par ingestion (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **IRIS** : *Reference Dose* (RfD) pour une exposition chronique par ingestion recommandée par le *Integrated Risk Information System* de l'U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **NSF** : *Reference Dose* (RfD) dérivée par NSF International pour une exposition chronique (accès via <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter>); **OMS** : dose journalière recommandée ou dose dérivée d'une valeur hebdomadaire recommandée (<http://www.inchem.org/>); **Publication** : Finley et al. (2012). Derivation of a chronic oral reference dose for cobalt. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 64(3):491-503; **RIVM** : *Tolerable Daily Intake* recommandée pour une exposition chronique par ingestion par le *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>); **Santé Canada** : Dose Journalière Tolérable (DJT) par ingestion recommandée pour une exposition chronique par SC (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php); **PPRTV** : Valeur provisoire de dépistage dérivée par U.S. EPA (<https://hhprt.v.ornl.gov/>); **s.c. VTR** : VTR sous-chronique.
- b **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique par inhalation recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition chronique par inhalation (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **IRIS** : *Reference Concentration* (RfC) pour une exposition chronique par inhalation recommandée par le *Integrated Risk Information System* de l'U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **OMS** : Recommandation dans l'air ambiant (<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>); **RIVM** : Concentration tolérable dans l'air recommandée pour une exposition chronique par inhalation par le *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>); **Santé Canada** : Concentration tolérable (CT) dans l'air recommandée par SC (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php); **TLV-TWA** : Norme en milieu de travail (*Threshold Limit Value-Time Weighted Average*; <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>); **s.c. VTR** : VTR sous-chronique.
- c En l'absence de VTR_{inh} , ou lorsque VTR_{ing} et VTR_{inh} sont dérivées des mêmes données toxicologiques (cas de As et Se), le risque posé par l'inhalation devrait être estimé à partir de la VTR_{ing} et de la dose d'exposition combinant toutes les voies d'exposition (inhalation + ingestion + contact cutané).
- d Forme inorganique
- e Valeur provisoire obtenue en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la VTR sous-chronique ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par ATSDR 2012b pour les composés insolubles du chrome trivalent.
- f Valeurs spécifiques à chaque groupe d'âge. À défaut de VTR_{inh} , ces VTR_{ing} devraient être utilisées pour estimer le risque découlant de l'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané).
- g VTR associée au manganèse sous forme de particules respirables
- h Valeur correspondant au mercure élémentaire (aucune valeur disponible pour le mercure inorganique).
- i Valeur provisoire obtenue en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la VTR sous-chronique (0,01 mg/kg-pc par jour) proposée par ATSDR 2012b.
- (-) Les valeurs entre parenthèses sont des valeurs provisoires (voir section 3.3.2).
- NA Non applicable (la substance ne présente pas de toxicité via cette voie et/ou cette durée d'exposition)

TABLEAU 5
Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque de cancer

Substances	Potentiel cancérogène pour l'humain ^a	Ingestion		Inhalation	
		Coefficient de cancérogénicité (mg/kg.j) ⁻¹	Origine ^b	Risque unitaire (µg/m ³ .j) ⁻¹	Origine ^b
PM _{2.5}	8	NA ^d		ND	
Aluminium	NC	NA		NA	
Antimoine	NC	NA		NA	
Argent	NC	NA		NA	
Arsenic ^c	A, 1, I	1,5	IRIS, Cal/EPA	4,3E-03	IRIS
Baryum	NC	NA		NA	
Béryllium	B1, 1	NA ^d		2,4E-03	IRIS, Cal/EPA, OMS
Bore	NC	NA		NA	
Cadmium	B1, 1, II	NA ^d		4,2E-03	Cal/EPA
Chrome III	NC	NA		NA	
Cobalt	2B	ND		ND	
Cuivre	NC	NA		NA	
Étain	NC	NA		NA	
Fer	NC	NA		NA	
Manganèse	NC	NA		NA	
Mercuré ^c	NC, C	NA		NA	
Molybdène	NC	NA		NA	
Nickel	1, 2B, B2	ND		1,3E-03	Santé Canada
Plomb	B2, 2A, IIIB	8,5E-03	Cal/EPA	1,2E-05	Cal/EPA
Sélénium	NC	NA		NA	
Titane	2B ^e	ND		ND	
Vanadium	2B ^f	ND		ND	
Zinc	NC	NA		NA	
Silice cristalline respirable	1	NA ^d		ND	

a **Classification selon U.S. EPA (IRIS)** : groupe A : cancérogène pour l'humain, groupes B1 et B2 : probablement cancérogène pour l'humain, groupe C : possiblement cancérogène pour l'humain (<http://www.epa.gov/iris/index.html>).

Classification selon CIRC: groupe 1 : cancérogène pour l'humain, groupe 2A : probablement cancérogène pour l'homme, groupe 2B : peut-être cancérogène pour l'homme (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>).

Classification selon Santé Canada : groupe I : cancérogène pour l'humain, groupe II : probablement cancérogène pour l'humain, groupe III : susceptible d'être cancérogène pour l'humain (<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-eng.php>).

b **Cal/EPA** : *Cancer Potency Factors* (http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html); **IRIS** : *Oral Slope Factors et Inhalation Unit Risks* recommandés dans la base de données IRIS par U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **OMS** : *Cancer Risk Unit* (<http://www.inchem.org/>); **Santé Canada** : VTR de substances cancérogènes (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php).

c Forme inorganique

d Classification non applicable à l'ingestion.

e Classification attribuée au dioxyde de titane.

f Classification attribuée au pentoxyde de vanadium.

NC Substance non classée comme cancérogène, cancérogène probable ou cancérogène possible chez l'humain (ou substance non évaluée) par U.S. EPA, CIRC ou Santé Canada.

NA Non applicable

ND Non disponible

4. CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION

L'estimation de l'exposition des individus (récepteurs) est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les substances à l'étude qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les récepteurs et 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). Un autre élément essentiel à l'estimation de l'exposition est la détermination des concentrations de substances dans les divers compartiments environnementaux d'intérêt.

L'exposition potentielle aux substances retenues a été estimée conformément aux lignes directrices de l'INSPQ 2012a. Trois catégories d'exposition ont donc été estimées :

- Les niveaux d'exposition dits « bruit de fond », qui sont associés à la présence des substances à l'étude dans l'environnement général (air, eau, sol, poussières, alimentation) et qui ne sont pas attribuables au projet d'Expansion;
- Les niveaux dits « additionnels », qui représentent l'exposition des individus attribuable au projet d'Expansion et qui ne tiennent pas compte de l'exposition bruit de fond;
- Les niveaux « totaux », qui incluent à la fois les niveaux bruit de fond et additionnels.

Les détails relatifs à l'estimation de l'exposition bruit de fond, additionnelle (projet d'Expansion) et totale sont présentés dans les sous-sections suivantes.

4.1 Caractérisation des récepteurs

4.1.1 Identification des récepteurs

Dans le contexte d'une évaluation des risques toxicologiques, 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 fréquentation de la zone d'étude par la population la plus vulnérable et/ou la plus exposée. Les récepteurs sont donc identifiés en tenant compte de la présence des quartiers résidentiels existants, projetés ou en cours de développement, des autres endroits particulièrement fréquentés par les enfants (ex. : écoles, parcs, garderies) et/ou par des personnes vulnérables du fait de leur état de santé (institutions de santé, résidences de personnes âgées), ainsi que des activités qui amèneraient la population à fréquenter un secteur donné (ex. : activité récréative).

La ville de Saguenay¹ compte environ 150 000 habitants de tous âges (Statistique Canada 2012). Elle inclut notamment des résidences, des parcs, des écoles/garderies, des résidences pour personnes âgées, des institutions de santé et de divers sites d'activités récréatives.

Pour les fins de la présente étude, 344 récepteurs ont été considérés. Il s'agit des 36 récepteurs identifiés dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP 2015) auxquels 308 récepteurs ont été ajoutés afin de représenter les résidences les plus proches du projet. Ainsi,

¹ Recensement de 2011 – Saguenay (ville)

des concentrations additionnelles modélisées dans l'air sont disponibles pour les récepteurs suivants :

- 12 écoles (ECO01 à ECO12);
- 15 garderies (GAR01 à GAR15);
- 2 hôpitaux (HOS1 et HOS2);
- 7 résidences pour personnes âgées (PA1 à PA7);
- 308 récepteurs résidentiels répartis dans 11 zones (zones A à K)¹ tout autour du site.

Pour les fins de l'évaluation des risques, seuls ces 344 récepteurs ont été considérés car ils représentent les endroits les plus susceptibles d'être fréquentés par la population et/ou d'être les plus exposés. Étant donné le nombre élevé de récepteurs, leur localisation est indiquée dans 2 figures distinctes, soit la figure 4 pour les récepteurs institutionnels et la figure 5 pour les récepteurs résidentiels (regroupés par zone).

1 Lorsque le quartier résidentiel est adjacent à la propriété de RTA (toutes les zones excepté la zone E), les récepteurs résidentiels sont situés en bordure des limites de propriété de RTA. Les récepteurs de la zone E, qui est séparée de la propriété de RTA par une zone industrielle, sont situés à la limite du secteur industriel et résidentiel.

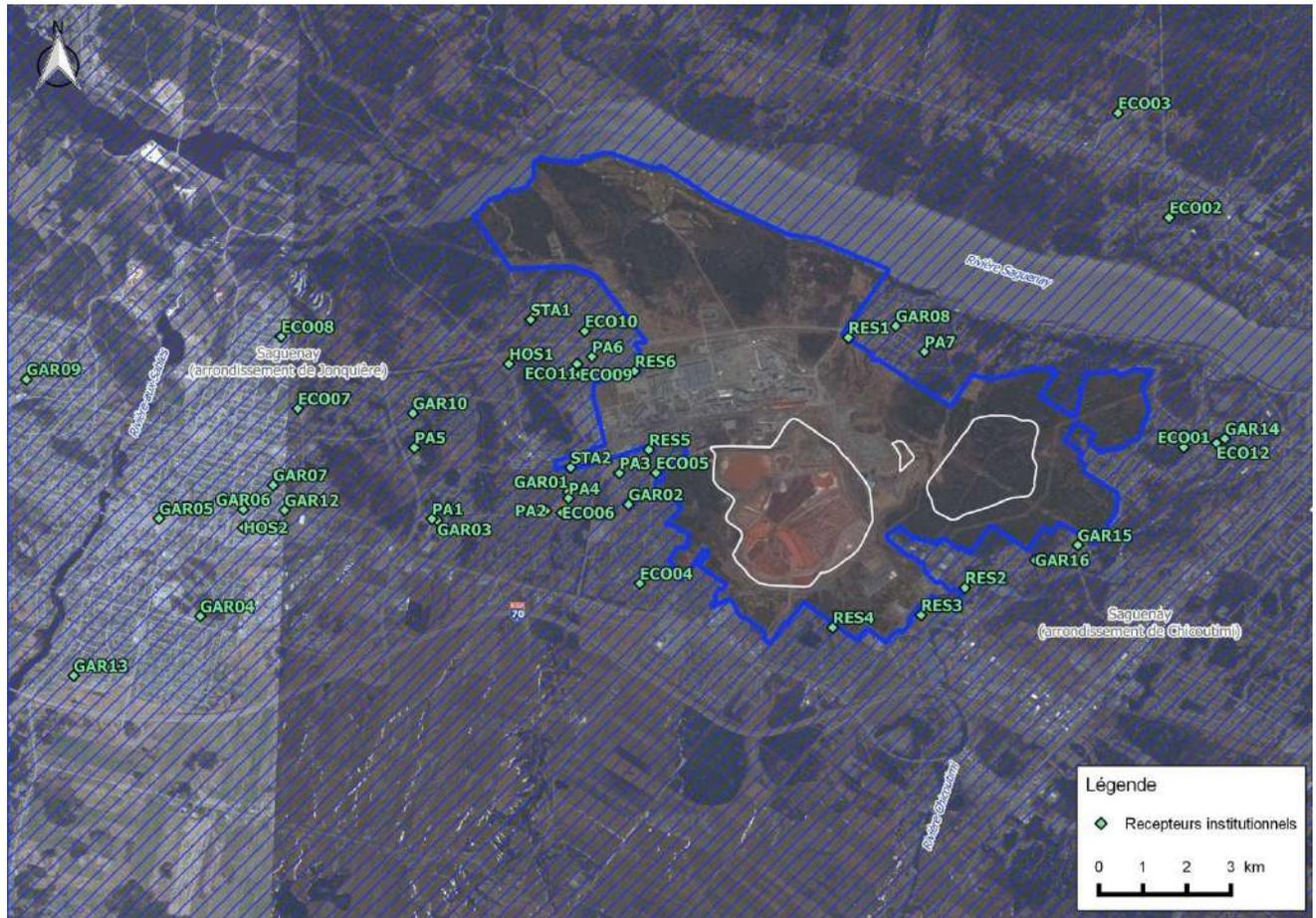


FIGURE 4 Localisation des récepteurs institutionnels



FIGURE 5 Localisation des récepteurs résidentiels

4.1.2 Scénarios d'exposition

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 (2012a) pour un contexte résidentiel en milieu urbain. Ces hypothèses, très prudentes, visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel posé par une exposition quotidienne, à court, moyen ou 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.

Différentes voies d'exposition doivent être considérées afin d'estimer l'exposition des récepteurs. Les voies retenues pour estimer l'exposition bruit de fond et l'exposition additionnelle sont résumées au tableau 6.

TABLEAU 6
Sommaire des voies d'exposition considérées

Voie d'exposition	Bruit de fond	Additionnelle
Inhalation d'air intérieur et extérieur	√	√
Ingestion d'eau potable	√	
Ingestion de sol de surface	√	
Ingestion de poussières intérieures	√	√
Ingestion d'aliments (denrées commerciales)	√	
Ingestion de fruits/légumes cultivés localement		√
Ingestion de lait maternel (0-6 mois)		√
Contact cutané avec le sol de surface	√	
Contact cutané avec les poussières intérieures	√	√
Contact cutané avec l'air intérieur et extérieur	√	√

Les niveaux d'exposition bruit de fond ont été estimés en tenant compte de toutes les voies d'exposition identifiées par l'INSPQ (2012a) dans un contexte résidentiel en milieu urbain. Les niveaux d'exposition additionnelle ont quant à eux été estimés pour toutes les voies d'exposition pertinentes, c.-à-d. associées aux milieux environnementaux qui pourraient être affectés par la qualité de l'air et dans lesquels la concentration additionnelle de métaux a pu être estimée¹. La consommation d'eau potable n'a pas été considérée pour estimer l'exposition additionnelle car il est peu vraisemblable que le projet ait un impact significatif sur la qualité de l'eau de la rivière Chicoutimi où se trouvent les prises d'eau qui alimentent le réseau d'aqueduc desservant la population de la zone d'étude.

Les paramètres d'exposition (ex. : taux d'inhalation, taux d'ingestion, poids corporel) ainsi que les équations recommandées par l'INSPQ (2012a) pour une estimation déterministe ont été utilisées. Les doses d'exposition ont été estimées pour des récepteurs mixtes (hommes et femmes) et pour

¹ Ce qui exclut le sol (voir la section 4.3.2.2).

tous les groupes d'âge (0-6 mois, 0,5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans, 20 ans et plus)¹. Pour ce qui concerne la consommation d'aliments d'origine locale, la contribution des produits végétaux (fruits et légumes) locaux a été fixée à 10% de la consommation quotidienne de ce type de denrées, et ce, 365 jours/année; cette hypothèse de travail prudente est celle recommandée par l'INSPQ dans un contexte résidentiel en milieu urbain. La considération de cette voie d'exposition permet de tenir compte de la présence de terres agricoles, de jardins communautaires (Jardin Entre-êtres et Jardin de l'Hôpital Jonquière) et possiblement de jardins potagers dans la zone d'étude. Afin de maximiser l'exposition des récepteurs, il a été considéré que la totalité des aliments d'origine locale provenait de l'endroit (récepteur) le plus exposé². En l'absence de communauté autochtone et d'activités traditionnelles dans la zone d'étude³, aucune modification des paramètres d'exposition n'était requise pour tenir compte d'activités traditionnelles. L'exposition des nourrissons via le lait maternel a été estimée selon une des méthodologies reconnues par l'INSPQ, soit celle décrite par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF 1996).

4.2 Modélisations

4.2.1 Modélisation des concentrations additionnelles dans l'air

Les concentrations additionnelles de particules et de leurs constituants dans l'air ont été estimées par WSP en modélisant la dispersion atmosphérique des émissions qui pourraient être engendrées par le projet d'Expansion (WSP 2015). La modélisation a été effectuée en se conformant à la méthodologie imposée par le MDDELCC⁴, c.-à-d. en se basant sur des hypothèses qui visent à maximiser les concentrations dans l'air. Brièvement, les modélisations ont été réalisées à partir de données météorologiques horaires couvrant 5 années complètes et représentatives du site, en considérant les sources d'émission les plus contributrices (selon les taux d'émission estimés par RTA et en tenant compte de certaines mesures d'atténuation dans le respect des limites imposées par les opérations au SDRB.

Ces modélisations ont été réalisées selon 2 scénarios (scénarios 8B et 9B définis par WSP) qui visent à représenter de façon prudente les émissions de poussières par les SDRB. Pour les fins de la présente étude, ces scénarios ont été attribués à 2 phases visant à représenter la chronologie d'exploitation prévue des SDRB:

- La Phase 1 (période 2022-2028)⁵, qui couvre l'ensemble des opérations au SDRB actuel de même que dans la partie la plus à l'est (c.-à-d. la plus proche des résidences) du nouveau SDRB;
- La Phase 2 (période 2028-2045)¹, qui couvre l'ensemble des opérations au SDRB actuel de même que dans la partie sud du nouveau SDRB.

1 Afin de faciliter la lecture, les tranches d'âge ainsi nommées ont été utilisées dans le reste du rapport (notamment dans les tableaux et annexes) à la place des appellations indiquées dans le document de l'INSPQ (c.-à-d. 0 – 6 mois (nourrissons), 6 mois - < 5 ans (tout-petits), 5 - < 12 ans (enfants), 12 - < 20 ans (adolescents) et 20 ans et plus (adultes)).

2 Concentrations dans les végétaux estimées à partir des concentrations additionnelles de métaux (sur une base annuelle, sous forme de PST) les plus élevées (tableaux 9 et 10)

3 Communication personnelle de WSP (M. Pascal Rhéaume, le 07 Juin 201).

4 Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique (MDDEP 2005), accessible en ligne à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>

5 Correspond au scénario 8B du rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique des particules (WSP, 2015). La localisation des sources est illustrée à la carte 3 du rapport de WSP.

Le projet étudié par RTA a évolué (depuis l'initiation de la présente étude) et l'exploitation du SDRB futur devrait plutôt débiter autour de 2027. Les scénarios de modélisation de la dispersion atmosphérique retenus (scénarios 8B et 9B définis par WSP) restent valides pour représenter les activités prévues lorsque le nouveau SDRB sera en exploitation et pour estimer les risques posés par une exposition aiguë ou chronique. Si l'exploitation du SDRB futur débute effectivement autour de 2027, la chronologie et la durée d'exploitation retenues (phases 1 et 2, de 2022 à 2045) conduisent à une surestimation de l'exposition cumulée (exposition cumulée durant environ 7 années de plus que dans la réalité).

Pour les fins de la présente étude, les concentrations de particules et de leurs constituants dans l'air utilisées pour estimer l'exposition additionnelle des récepteurs sont celles modélisées et fournies par WSP (valeurs présentées à l'annexe D)².

4.2.2 Modélisation des concentrations multimédia

Les concentrations de substances dans les milieux environnementaux d'intérêt ont été estimées en suivant les recommandations émises par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF 1996). Les processus de transfert utilisés sont résumés au tableau suivant. Les concentrations estimées ainsi que les équations et les valeurs des paramètres utilisés sont présentées à l'annexe E.

TABLEAU 7
Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations
dans les milieux environnementaux d'intérêt

Processus impliqué	Caractéristiques du modèle ^a
Transfert air extérieur → air intérieur	Pour les métaux, la concentration dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration dans l'air ambiant. Pour les PM _{2,5} et la silice cristalline respirable, la concentration dans l'air intérieur correspond à la concentration dans l'air ambiant.
Transfert air intérieur → poussières intérieures	Le dépôt des particules en suspension (PST) dans l'air contribuerait à 10% des poussières intérieures en été et à environ 14% des poussières intérieures en hiver.
Transfert air ambiant → végétaux	L'absorption de métaux suite au dépôt atmosphérique des particules en suspension (PST) sur les plantes tient compte du taux de dépôt, des caractéristiques de la partie de la plante exposée à l'air et consommée, de la période de croissance avant récolte de la plante et des pertes possibles découlant du lessivage par les précipitations.

a Selon les recommandations du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF 1996).

1 Correspond au scénario 9B du rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique des particules (WSP, 2015). La localisation des sources est illustrée à la carte 4 du rapport de WSP.
2 Communication personnelle de M. Pascal Rhéaume (WSP), le 24 mai 2016

4.3 Concentrations retenues dans les milieux environnementaux

4.3.1 Air

Les concentrations de particules, métaux et silice dans l'air ambiant découlant d'activités humaines ou de conditions naturelles (ex. : érosion éolienne, incendies de forêt) dépendent de nombreux paramètres relatifs aux sources d'émissions¹ et aux conditions de dispersion dans l'atmosphère (ex. : température, stabilité atmosphérique, vitesse et direction des vents). Les concentrations dans l'air peuvent donc être très variables (ex. : pics de concentration sur des périodes très courtes). Dans un contexte d'évaluation du risque, il est donc primordial que la concentration d'exposition évaluée soit en adéquation avec la période d'exposition de la VTR. Par exemple, si la VTR est définie pour une durée de 1 heure, le risque doit être estimé à partir d'une concentration d'exposition mesurée ou estimée sur 1 heure.

Par ailleurs, d'un point de vue toxicologique, les particules présentant un intérêt pour estimer les risques posés par l'inhalation de métaux sont les particules inhalables (PM_{10})² car i) les particules plus grossières ne pénètrent pas dans le système respiratoire et ii) les VTR par inhalation pour les métaux sont basées sur des données toxicologiques obtenues avec des particules de cette taille ou plus fines. Pour les fins de la présente étude, le risque par inhalation posé par les métaux a été estimé à partir des concentrations de métaux disponibles dans les PM_{10} (cas des concentrations modélisées) ou, par défaut, dans les PST (cas des concentrations mesurées et de la plupart des concentrations bruit de fond), ce qui constitue une approche prudente.

Pour ce qui concerne la silice, les particules présentant un intérêt pour estimer les risques posés par l'inhalation de silice cristalline sont les particules respirables (PM_4)³ (les données toxicologiques disponibles ont été obtenues avec des particules de cette taille ou plus fines). Pour les fins de la présente étude, le risque par inhalation posé par la silice cristalline a été estimé à partir des concentrations de silice disponibles dans les PM_{10} , ce qui constitue une approche prudente puisque les PM_4 représentent une fraction des PM_{10} .

En ce qui concerne l'exposition aux métaux par ingestion (ex. : *via* le dépôt atmosphérique des particules sur les feuilles des végétaux) et par contact cutané, la taille des particules ne représente pas une limite. Dès lors, l'exposition chronique par ces voies a été estimée à partir des concentrations annuelles moyennes de métaux dans les PST.

4.3.1.1 Concentrations bruit de fond documentées

Les concentrations bruit de fond dans l'air sont résumées au tableau 8. Elles correspondent généralement aux valeurs indiquées par le MDDELCC pour le projet d'Expansion (lorsque disponibles). A moins d'indications contraires au tableau 8, les concentrations de métaux sont présumées correspondre à des métaux sous forme de PST. Pour la silice, la taille des particules n'est pas précisée. Davantage de détails sur l'origine des valeurs retenues sont présentés à l'annexe F.

1 Du fait de la dispersion atmosphérique et du transport sur de longues distances des polluants dans l'atmosphère, la qualité de l'air à un endroit donné est affectée par des sources qui peuvent être locales, régionales, continentales et à l'échelle de la planète.

2 Les PM_{10} incluent les PM_4 et les $PM_{2,5}$

3 Les PM_4 incluent les $PM_{2,5}$ et représentent une fraction des PM_{10}

Les concentrations bruit de fond dans l'air ont été utilisées conjointement avec les concentrations additionnelles modélisées (voir section 4.3.1.2) pour évaluer les risques posés par le projet d'Expansion.

TABLEAU 8
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) bruit de fond dans l'air

Substance	1 heure	8 heures	24 heures	Annuelle
PM _{2.5}			22,5 ^a	11,6 ^b
Aluminium				1,47E-01 ^c
Antimoine				7,0E-03 ^d
Argent				5,0E-03 ^d
Arsenic				2,0E-03 ^d
Baryum				2,5E-02 ^d
Béryllium				2,5E-06 ^c
Bore				2,5E-05 ^c
Cadmium				3,0E-03 ^d
Chrome III				1,0E-02 ^d
Cobalt				7,6E-05 ^c
Cuivre			0,2 ^d	1,32E-04 ^c
Étain				2,0E-05 ^c
Fer				1,68E-01 ^c
Manganèse				2,0E-02 ^{d,e}
Mercure				2,0E-03 ^d
Molybdène				5,0E-06 ^c
Nickel			2,0E-03 ^{d,e}	2,3E-04 ^c
Plomb				2,5E-02 ^d
Sélénium	0,15 ^d			5,0E-06 ^c
Titane				6,88E-03 ^c
Vanadium				1,0E-02 ^d
Zinc			0,1 ^d	6,34E-04 ^c
Silice cristalline ^f	0,3 ^d			4,0E-02 ^d

a Concentration bruit de fond établie dans le cadre de l'ÉIE du projet de construction de l'usine AP60 du Complexe Jonquière à Saguenay (MDDEP 2011). Elle correspond à la somme du bruit de fond local (concentration considérée représentative de la région, soit 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et de la contribution du Complexe Jonquière (excluant le projet d'Expansion) lorsque la nouvelle aluminerie (usine AP60) sera en opération (« étape 4 – 2020 »), soit 6,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration maximale estimée sur 24 h).

b Concentration établie selon la même approche que celle utilisée pour les PM_{2.5} sur 24 h (voir annexe F).

c Par défaut, concentrations estimées par modélisation à partir des concentrations bruit de fond dans le sol.

d Critères Québécois de qualité de l'atmosphère (MDDELCC 2015b).

e Concentration sous forme de PM₁₀.

f Taille des particules non précisée par le MDDELCC.

4.3.1.2 Concentrations additionnelles modélisées (2022-2045)

Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant retenues pour estimer les risques posés par le projet d'Expansion correspondent, pour chaque substance et chaque durée d'exposition, à la valeur la plus élevée parmi celles estimées par modélisation (2 phases d'exploitation, 5 années météorologiques, 344 récepteurs; voir section 4.2.1)¹ :

- Exposition aiguë : concentration maximale modélisée sur 1 h, 8 h et/ou 24 h, parmi les 2 phases d'exploitation (récepteur le plus exposé) (tableau 9);
- Exposition chronique : concentration moyenne annuelle modélisée la plus élevée parmi les 2 phases d'exploitation (récepteur le plus exposé sur une base annuelle) (tableau 9);
- Exposition moyenne sur la durée de vie² : concentration additionnelle moyenne sur 70 ans estimée à partir de l'exposition additionnelle cumulée durant toute la durée du projet d'Expansion (24 ans). L'exposition cumulée est estimée pour le récepteur le plus exposé durant l'ensemble de la période d'exploitation (2022-2045), à partir des concentrations moyennes annuelles de substances cancérigènes³ modélisées dans l'air pour chacune des 2 phases (tableau 10).

1 Les concentrations maximales dans l'air estimées pour chaque phase d'exploitation et chaque récepteur sont disponibles à l'annexe D.

2 Pour l'estimation du risque additionnel de cancer.

3 L'exposition cumulée est destinée uniquement à l'estimation du risque additionnel de cancer. Elle a donc été documentée uniquement pour les substances classées cancérigène, probablement cancérigène ou possiblement cancérigène pour lesquelles une VTR est disponible (voir tableau 5), c.-à.d. pour 5 métaux (As, Be, Cd, Ni et Pb).

TABLEAU 9
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles modélisées
dans l'air ambiant pour estimer l'exposition aiguë et chronique

Type d'exposition	Aiguë			Chronique	
Voie d'exposition	Inhalation			Inhalation	Ingestion et contact cutané
Substance	Concentration maximale sur 1 h	Concentration maximale sur 8 h	Concentration maximale sur 24 h	Concentration moyenne annuelle la plus élevée	Concentration moyenne annuelle la plus élevée
Particules					
PM _{2,5}	18,4	3,69	1,57	0,12	-
Métaux (selon la taille des particules)	PM₁₀^a	PM₁₀^a	PM₁₀^a	PM₁₀^a	PST^b
Aluminium	1,69E+00	4,53E-01	2,17E-01	2,06E-02	4,40E-02
Antimoine	3,12E-05	8,38E-06	4,01E-06	3,82E-07	8,15E-07
Argent	1,25E-05	3,35E-06	1,61E-06	1,53E-07	3,26E-07
Arsenic	1,87E-04	5,03E-05	2,41E-05	2,29E-06	4,89E-06
Baryum	9,37E-04	2,51E-04	1,20E-04	1,15E-05	2,44E-05
Béryllium	6,25E-06	1,68E-06	8,03E-07	7,64E-08	1,63E-07
Bore	1,25E-04	3,35E-05	1,61E-05	1,53E-06	3,26E-06
Cadmium	3,12E-06	8,38E-07	4,01E-07	3,82E-08	8,15E-08
Chrome	1,37E-02	3,69E-03	1,77E-03	1,68E-04	3,59E-04
Cobalt	3,12E-05	8,38E-06	4,01E-06	3,82E-07	8,15E-07
Cuivre	8,75E-04	2,35E-04	1,12E-04	1,07E-05	2,28E-05
Étain	2,19E-04	5,87E-05	2,81E-05	2,67E-06	5,70E-06
Fer	3,44E+00	9,22E-01	4,41E-01	4,20E-02	8,96E-02
Manganèse	1,31E-03	3,52E-04	1,69E-04	1,60E-05	3,42E-05
Mercuré	4,37E-06	1,17E-06	5,62E-07	5,35E-08	1,14E-07
Molybdène	3,12E-05	8,38E-06	4,01E-06	3,82E-07	8,15E-07
Nickel	3,44E-04	9,22E-05	4,41E-05	4,20E-06	8,96E-06
Plomb	8,43E-04	2,26E-04	1,08E-04	1,03E-05	2,20E-05
Sélénium	1,25E-05	3,35E-06	1,61E-06	1,53E-07	3,26E-07
Titane	7,18E-02	1,93E-02	9,23E-03	8,78E-04	1,87E-03
Vanadium	1,09E-02	2,93E-03	1,40E-03	1,34E-04	2,85E-04
Zinc	7,50E-04	2,01E-04	9,63E-05	9,17E-06	1,96E-05
Silice cristalline ^c	-	-	-	1,72E-02	-

Valeurs fournies par WSP (communications personnelles de M. Pascal Rhéaume, du 25 mai au 3 juin 2016).

a Valeurs (métaux sous forme de PM₁₀) utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer par inhalation.

b Valeurs (métaux sous forme de PST) utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer par ingestion et contact cutané.

c Concentrations de silice estimées dans les PM₁₀, ce qui constitue une estimation prudente de la concentration de silice cristalline respirable (c.-à-d. sous forme de PM₄) puisque les PM₄ représentent une fraction des PM₁₀.

- Valeurs non requises (absence de VTR pour la durée d'exposition correspondante et/ou voie d'exposition non pertinente).

TABLEAU 10
 Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles de métaux cancérigènes modélisées
 dans l'air ambiant pour estimer l'exposition cumulée

Voie d'exposition (taille des particules)	Inhalation (PM ₁₀)		Ingestion et contact cutané (PST)	
	Phase 1	Phase 2	Phase 1	Phase 2
Substances^a				
Arsenic	2.12E-06	1.71E-06	4.77E-06	3.76E-06
Béryllium	7.07E-08	5.70E-08	-	-
Cadmium	3.54E-08	2.85E-08	-	-
Nickel	3.89E-06	3.14E-06	-	-
Plomb	9.55E-06	7.70E-06	2.15E-05	1.69E-05

Valeurs fournies par WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 27 mai 2016). Concentrations correspondant au récepteur le plus exposé sur la durée totale de l'exploitation prévue (A15).

- a Substances classées cancérigène, probablement cancérigène ou possiblement cancérigène pour lesquelles une VTR est disponible pour estimer le risque additionnel de cancer (voir tableau 5).
- Valeurs non requises (voie d'exposition non pertinente pour l'effet évalué).

4.3.2 Autres milieux environnementaux et aliments

4.3.2.1 Concentrations bruit de fond

Les concentrations bruit de fond retenues (eau potable, sols de surface, poussières intérieures) sont idéalement celles mesurées dans la zone d'étude (avant la mise en œuvre du projet), lorsque disponibles. De telles données étaient disponibles pour la plupart des métaux dans l'eau potable et dans le sol de surface. Par défaut, des données régionales, provinciales, nationales ou nord-américaines ont été recherchées (en suivant cet ordre de préférence). Au besoin, des concentrations ont été modélisées. Les apports alimentaires documentés pour la population canadienne (par défaut, nord-américaine) ont été utilisés pour estimer les doses associées à l'alimentation.

La méthodologie utilisée et les valeurs retenues sont présentées à l'annexe F.

4.3.2.2 Concentrations additionnelles

➤ Poussières intérieures et fruits/légumes d'origine locale

Les concentrations additionnelles de métaux dans les poussières intérieures et les végétaux ont été modélisées à partir des concentrations additionnelles de métaux (PST) estimées dans l'air (mécanismes de transfert indiqués à la section 4.2.2). Les concentrations ainsi obtenues sont présentées à l'annexe G.

➤ Sols

Les concentrations additionnelles de métaux dans le sol qui pourraient découler du projet d'Expansion (retombées atmosphériques des poussières) peuvent difficilement être estimées. En effet, comme les modélisations de la dispersion atmosphérique¹ visent à maximiser les concentrations additionnelles dans l'air, il est considéré que les particules ne se déposent pas, ce qui ne permet pas d'estimer de façon réaliste les retombées au sol. Par ailleurs, les concentrations de métaux accumulées dans le sol ne sauraient être prédites de façon satisfaisante car, une fois déposés au sol, le devenir des métaux (associés aux particules) est difficilement prévisible (dépend de nombreux processus tels que remise en suspension dans l'air par l'érosion éolienne, ruissellement vers les plans d'eau environnants, infiltration vers le sol plus en profondeur et/ou vers l'eau souterraine). Considérant ce qui précède, la potentielle accumulation à long terme des métaux dans les sols n'a pu être ni estimée ni considérée dans la présente étude.

4.4 Niveaux d'exposition des récepteurs

Les niveaux d'exposition des récepteurs (concentrations et doses) ont été estimés à partir des concentrations présentées à la section 4.3 et selon les scénarios d'exposition décrits à la section 4.1.2.

4.4.1 Exposition aiguë par inhalation

L'exposition aiguë par inhalation a pu être estimée pour les situations suivantes :

- Exposition bruit de fond, correspondant aux concentrations bruit de fond documentées sur 1 h, 8 h et/ou 24 h pour les PM_{2.5} et quelques métaux² (tableau 8);
- Exposition additionnelle potentiellement engendrée par le projet d'Expansion, correspondant aux concentrations maximales de PM_{2.5} et des 22 métaux (PM₁₀) estimées par modélisation sur 1 h, 8 h et/ou 24 h (tableau 9).

4.4.2 Exposition chronique

4.4.2.1 Exposition chronique par inhalation

L'exposition chronique par inhalation a pu être estimée pour les situations suivantes :

- Exposition bruit de fond, correspondant aux concentrations documentées ou modélisées sur une base annuelle pour les PM_{2.5} et 22 métaux² (tableau 8);
- Exposition additionnelle potentiellement engendrée par le projet d'Expansion, correspondant aux concentrations moyennes annuelles les plus élevées estimées par modélisation pour les PM_{2.5}, 22 métaux (PM₁₀) et la silice cristalline respirable (tableau 9).

1 Réalisées conformément aux exigences du MDDELCC

2 Taille des particules généralement non précisée

4.4.2.2 Exposition chronique par plusieurs voies d'exposition

Pour les métaux, dont les effets peuvent être associés à l'exposition via plusieurs voies (inhalation, ingestion et contact cutané), l'exposition a également été estimée sous forme de doses (exprimées en mg/kg-pc par jour). Ce type d'exposition a été estimé pour l'évaluation des émissions qui pourraient être engendrées par le projet pendant toute la durée d'exploitation projetée (c.-à-d. à partir des concentrations modélisées). Les doses d'exposition ont été estimées comme suit :

- L'exposition bruit de fond par inhalation, ingestion et contact cutané a été estimée à partir des concentrations/doses bruit de fond documentées sur une base annuelle pour les métaux¹ (tableau 8 et annexe F).
- L'exposition additionnelle a été estimée à partir des concentrations annuelles de métaux sous forme de PST (ingestion et contact cutané) et sous forme de PM₁₀ (inhalation) modélisées dans l'air (tableau 9) et des concentrations additionnelles estimées dans les autres milieux (annexe G).

Les doses ainsi estimées pour tous les groupes d'âge sont présentées au tableau 11 pour l'exposition bruit de fond et au tableau 12 pour l'exposition additionnelle qui pourrait être engendrée par le projet. L'annexe H fournit le détail des doses bruit de fond et additionnelles par voie d'exposition. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Qu'il s'agisse de l'exposition bruit de fond, additionnelle ou totale, l'ingestion est la voie d'exposition prépondérante pour tous les métaux;
- Pour la plupart des métaux, les doses bruit de fond sont largement dominées par les apports alimentaires². Pour 4 métaux (Sb, Be, Pb et V), l'ingestion d'eau potable et/ou l'ingestion de sol/poussières intérieures contribuent davantage que l'alimentation;
- Pour tous les métaux, la contribution du projet à l'exposition totale par les voies orale et cutanée est négligeable (<1%) ou faible (<3%).

1 La taille des particules n'étant généralement pas précisée, aucune distinction n'a pu être faite entre les métaux sous forme de particules inhalables (PM₁₀) ou sous forme de PST.

2 Voir annexes G et H

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE
NOUVEAU SITE D'ENTREPOSAGE DES RÉSIDUS DE BAUXITE - PROJET VAUDREUIL de 2022 à 2045

Sanexen Services Environnementaux inc.

WSP Canada Inc.

TABLEAU 11
Doses (mg/kg-pc par jour) bruit de fond de métaux estimées pour une exposition chronique

Substances	Ingestion					Cutané					Inhalation				
	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans
Aluminium	8,06E-02	3,27E-01	3,88E-01	3,08E-01	1,60E-01	1,38E-04	1,53E-03	1,28E-03	4,12E-04	3,86E-04	5,38E-05	4,92E-05	4,08E-05	3,18E-05	2,36E-05
Antimoine	2,82E-04	2,60E-04	1,27E-04	6,88E-05	6,15E-05	1,04E-06	8,80E-07	7,37E-07	5,59E-07	5,24E-07	2,56E-06	2,34E-06	1,94E-06	1,51E-06	1,12E-06
Argent	2,85E-03	2,20E-03	1,35E-03	7,72E-04	6,73E-04	7,10E-07	5,58E-07	4,67E-07	3,71E-07	3,48E-07	1,83E-06	1,67E-06	1,39E-06	1,08E-06	8,02E-07
Arsenic	2,43E-03	1,86E-03	1,16E-03	6,59E-04	5,77E-04	1,25E-06	1,91E-06	1,60E-06	8,76E-07	8,21E-07	7,32E-07	6,70E-07	5,55E-07	4,32E-07	3,21E-07
Baryum	1,98E-02	2,22E-02	1,61E-02	8,73E-03	6,60E-03	5,29E-06	1,51E-05	1,27E-05	5,38E-06	5,05E-06	9,15E-06	8,37E-06	6,94E-06	5,40E-06	4,01E-06
Béryllium	4,06E-04	2,56E-04	1,64E-04	1,04E-04	1,05E-04	3,46E-07	2,84E-07	2,38E-07	1,83E-07	1,72E-07	9,15E-10	8,37E-10	6,94E-10	5,40E-10	4,01E-10
Bore	1,13E-01	5,84E-02	2,76E-02	1,51E-02	1,57E-02	8,81E-07	9,05E-07	7,57E-07	5,11E-07	4,79E-07	9,15E-09	8,37E-09	6,94E-09	5,40E-09	4,01E-09
Cadmium	2,96E-04	5,70E-04	4,87E-04	2,83E-04	2,03E-04	6,41E-08	5,07E-08	4,24E-08	3,35E-08	3,15E-08	1,10E-06	1,00E-06	8,33E-07	6,49E-07	4,81E-07
Chrome III	1,62E-04	9,44E-04	5,47E-04	3,47E-04	2,40E-04	1,63E-06	3,38E-06	2,83E-06	1,35E-06	1,27E-06	3,66E-06	3,35E-06	2,78E-06	2,16E-06	1,60E-06
Cobalt	7,10E-04	5,96E-04	4,16E-04	2,48E-04	1,75E-04	1,64E-07	8,59E-07	7,19E-07	2,60E-07	2,44E-07	2,78E-08	2,54E-08	2,11E-08	1,64E-08	1,22E-08
Cuivre	7,91E-02	5,99E-02	4,71E-02	2,90E-02	2,71E-02	1,56E-05	1,30E-05	1,09E-05	8,31E-06	7,79E-06	4,82E-08	4,41E-08	3,66E-08	2,85E-08	2,11E-08
Étain	1,17E-01	8,91E-02	4,81E-02	4,81E-02	2,31E-02	2,07E-07	3,49E-07	2,92E-07	1,53E-07	1,43E-07	7,32E-09	6,70E-09	5,55E-09	4,32E-09	3,21E-09
Fer	2,07E+00	7,77E-01	4,43E-01	2,49E-01	1,88E-01	1,54E-04	1,74E-03	1,46E-03	4,68E-04	4,39E-04	6,15E-05	5,62E-05	4,66E-05	3,63E-05	2,69E-05
Manganèse	7,61E-02	1,03E-01	8,27E-02	4,89E-02	5,57E-02	5,90E-06	2,89E-05	2,41E-05	8,87E-06	8,32E-06	7,32E-06	6,70E-06	5,55E-06	4,32E-06	3,21E-06
Mercure	1,38E-04	1,42E-04	1,06E-04	6,70E-05	6,29E-05	1,45E-08	1,06E-07	8,85E-08	3,02E-08	2,83E-08	6,34E-06	5,65E-06	4,69E-06	3,60E-06	2,78E-06
Molybdène	1,12E-02	8,32E-03	6,03E-03	3,40E-03	2,50E-03	9,04E-08	1,16E-07	9,74E-08	5,80E-08	5,44E-08	1,83E-09	1,67E-09	1,39E-09	1,08E-09	8,02E-10
Nickel	1,34E-02	9,48E-03	6,36E-03	3,74E-03	3,11E-03	8,51E-07	9,54E-06	7,98E-06	2,57E-06	2,41E-06	8,41E-08	7,70E-08	6,38E-08	4,97E-08	3,69E-08
Plomb	5,86E-04	6,47E-04	2,96E-04	1,67E-04	1,60E-04	3,65E-06	4,08E-06	3,41E-06	2,19E-06	2,06E-06	9,15E-06	8,37E-06	6,94E-06	5,40E-06	4,01E-06
Sélénium	5,60E-03	6,57E-03	5,21E-03	3,10E-03	2,35E-03	9,04E-08	1,16E-07	9,74E-08	5,80E-08	5,44E-08	1,83E-09	1,67E-09	1,39E-09	1,08E-09	8,02E-10
Titane	4,26E-02	3,32E-02	2,03E-02	1,15E-02	1,00E-02	6,47E-06	7,15E-05	5,98E-05	1,93E-05	1,81E-05	2,52E-06	2,30E-06	1,91E-06	1,49E-06	1,10E-06
Vanadium	1,94E-03	1,52E-03	8,86E-04	5,08E-04	4,58E-04	1,99E-06	4,10E-06	3,43E-06	1,65E-06	1,54E-06	3,66E-06	3,35E-06	2,78E-06	2,16E-06	1,60E-06
Zinc	7,20E-01	5,33E-01	3,67E-01	2,33E-01	1,74E-01	3,51E-06	8,79E-06	7,35E-06	3,28E-06	3,07E-06	2,32E-07	2,12E-07	1,76E-07	1,37E-07	1,02E-07

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE
NOUVEAU SITE D'ENTREPOSAGE DES RÉSIDUS DE BAUXITE - PROJET VAUDREUIL de 2022 à 2045

Sanexen Services Environnementaux inc.

WSP Canada Inc.

TABLEAU 12
Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles de métaux estimées pour une exposition chronique

Substances	Ingestion					Cutané					Inhalation				
	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans
Aluminium	5,91E-04	1,15E-03	2,69E-04	9,04E-05	7,37E-05	1,25E-05	9,37E-06	7,84E-06	6,41E-06	6,01E-06	7,54E-06	6,90E-06	5,72E-06	4,45E-06	3,30E-06
Antimoine	1,09E-08	2,13E-08	4,98E-09	1,67E-09	1,37E-09	2,31E-10	1,74E-10	1,45E-10	1,19E-10	1,11E-10	1,40E-10	1,28E-10	1,06E-10	8,26E-11	6,12E-11
Argent	4,75E-09	8,52E-09	1,99E-09	6,70E-10	5,46E-10	9,23E-11	6,94E-11	5,81E-11	4,75E-11	4,45E-11	5,60E-11	5,12E-11	4,25E-11	3,31E-11	2,45E-11
Arsenic	6,57E-08	1,28E-07	2,99E-08	1,00E-08	8,19E-09	5,54E-09	4,17E-09	3,49E-09	2,85E-09	2,67E-09	8,38E-10	7,67E-10	6,36E-10	4,95E-10	3,67E-10
Baryum	3,28E-07	6,37E-07	1,49E-07	5,01E-08	4,09E-08	6,91E-09	5,20E-09	4,35E-09	3,55E-09	3,33E-09	4,21E-09	3,85E-09	3,19E-09	2,49E-09	1,84E-09
Béryllium	2,19E-09	4,26E-09	9,97E-10	3,35E-10	2,73E-10	4,62E-11	3,47E-11	2,91E-11	2,37E-11	2,23E-11	2,80E-11	2,56E-11	2,12E-11	1,65E-11	1,22E-11
Bore	4,40E-08	8,52E-08	1,99E-08	6,70E-09	5,46E-09	9,23E-10	6,94E-10	5,81E-10	4,75E-10	4,45E-10	5,60E-10	5,12E-10	4,25E-10	3,31E-10	2,45E-10
Cadmium	1,10E-09	2,13E-09	4,98E-10	1,67E-10	1,37E-10	2,31E-12	1,74E-12	1,45E-12	1,19E-12	1,11E-12	1,40E-11	1,28E-11	1,06E-11	8,26E-12	6,12E-12
Chrome III	4,85E-06	9,38E-06	2,19E-06	7,37E-07	6,01E-07	1,02E-07	7,65E-08	6,40E-08	5,23E-08	4,90E-08	6,15E-08	5,62E-08	4,66E-08	3,63E-08	2,69E-08
Cobalt	1,10E-08	2,13E-08	4,98E-09	1,67E-09	1,37E-09	2,31E-10	1,74E-10	1,45E-10	1,19E-10	1,11E-10	1,40E-10	1,28E-10	1,06E-10	8,26E-11	6,12E-11
Cuivre	3,08E-07	5,96E-07	1,39E-07	4,68E-08	3,82E-08	6,46E-09	4,86E-09	4,06E-09	3,32E-09	3,11E-09	3,92E-09	3,58E-09	2,97E-09	2,31E-09	1,72E-09
Étain	7,68E-08	1,49E-07	3,48E-08	1,17E-08	9,55E-09	1,61E-09	1,21E-09	1,02E-09	8,30E-10	7,78E-10	9,77E-10	8,94E-10	7,41E-10	5,77E-10	4,28E-10
Fer	1,20E-03	2,34E-03	5,48E-04	1,84E-04	1,50E-04	2,54E-05	1,91E-05	1,60E-05	1,30E-05	1,22E-05	1,54E-05	1,41E-05	1,17E-05	9,08E-06	6,73E-06
Manganèse	4,60E-07	8,93E-07	2,09E-07	7,02E-08	5,73E-08	9,69E-09	7,28E-09	6,10E-09	4,98E-09	4,67E-09	5,85E-09	5,36E-09	4,44E-09	3,46E-09	2,56E-09
Mercuré	1,02E-10	2,57E-10	1,67E-10	8,95E-11	7,36E-11	6,34E-15	4,77E-15	3,99E-15	3,26E-15	3,06E-15	5,32E-06	4,73E-06	3,92E-06	3,00E-06	2,33E-06
Molybdène	1,10E-08	2,13E-08	4,98E-09	1,67E-09	1,37E-09	2,31E-10	1,74E-10	1,45E-10	1,19E-10	1,11E-10	1,40E-10	1,28E-10	1,06E-10	8,26E-11	6,12E-11
Nickel	1,29E-07	2,34E-07	5,48E-08	1,84E-08	1,50E-08	1,02E-08	7,63E-09	6,39E-09	5,22E-09	4,89E-09	1,54E-09	1,41E-09	1,17E-09	9,08E-10	6,73E-10
Plomb	2,96E-07	5,75E-07	1,35E-07	4,52E-08	3,69E-08	6,23E-09	4,69E-09	3,92E-09	3,20E-09	3,00E-09	3,77E-09	3,45E-09	2,86E-09	2,23E-09	1,65E-09
Sélénium	4,53E-09	8,52E-09	1,99E-09	6,70E-10	5,46E-10	9,23E-11	6,94E-11	5,81E-11	4,75E-11	4,45E-11	5,60E-11	5,12E-11	4,25E-11	3,31E-11	2,45E-11
Titane	2,60E-05	4,89E-05	1,14E-05	3,84E-06	3,13E-06	5,30E-07	3,98E-07	3,33E-07	2,72E-07	2,55E-07	3,21E-07	2,94E-07	2,44E-07	1,90E-07	1,41E-07
Vanadium	3,83E-06	7,45E-06	1,74E-06	5,85E-07	4,77E-07	8,07E-08	6,07E-08	5,08E-08	4,15E-08	3,89E-08	4,90E-08	4,49E-08	3,72E-08	2,90E-08	2,15E-08
Zinc	2,72E-07	5,12E-07	1,20E-07	4,03E-08	3,28E-08	5,55E-09	4,17E-09	3,49E-09	2,85E-09	2,68E-09	3,36E-09	3,07E-09	2,55E-09	1,98E-09	1,47E-09

4.4.3 Exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie

Il est généralement considéré que le risque de cancer posé par une substance est proportionnel à la dose moyenne d'exposition à cette substance cumulée durant la vie. Pour évaluer le risque additionnel de cancer posé par les émissions d'un projet, il convient donc d'utiliser le niveau d'exposition moyen à vie, qui correspond à la dose additionnelle cumulée durant le projet évalué divisée par 70 ans (INSPQ 2012a).

Les niveaux d'exposition moyens à vie ont été estimés de façon prudente, pour le récepteur le plus exposé :

- Les doses d'exposition ont été estimées selon la même approche que celle décrite pour l'exposition chronique¹, à partir des concentrations additionnelles moyennes annuelles les plus élevées² estimées dans les PM₁₀ et les PST (tableau 10);
- Afin de maximiser l'exposition estimée³, il a été supposé que l'individu récepteur était né au début du projet (2022).

Cette démarche est détaillée à l'annexe I.

L'exposition moyenne à vie du récepteur le plus exposé, présentée au tableau 13, a été calculée pour les substances classées cancérigènes ou probablement cancérigènes pour l'humain pour lesquelles un coefficient de cancérigénicité (applicable à une dose) ou un risque unitaire (applicable à une concentration dans l'air) est disponible, c.-à-d. pour 5 métaux.

TABLEAU 13
Niveaux moyens d'exposition additionnelle à vie pour les métaux
cancérigènes ou probablement cancérigènes chez l'humain

Substance	Inhalation (concentration, en µg/m ³)	Ingestion + Cutané (dose, en mg/kg-pc par jour)
Arsenic	4,57E-07	1,31E-08
Béryllium	1,51E-08	-
Cadmium	7,56E-09	-
Nickel	8,33E-07	-
Plomb	2,04E-06	5,92E-08

- Substances pour lesquelles aucun coefficient de cancérigénicité par voie orale n'est disponible.

1 L'exposition additionnelle a été estimée à partir des concentrations annuelles de métaux sous forme de PM₁₀ (inhalation) et sous forme de PST (ingestion et contact cutané) modélisées dans l'air sur une base annuelle (tableau 10).
2 C'est-à-dire correspondant à la valeur la plus élevée obtenue parmi les 5 années météorologiques, pour le récepteur le plus exposé.
3 À concentration d'exposition égale, la dose d'exposition des enfants est plus élevée que celle des adultes car leurs taux d'exposition relatifs à leur poids corporel est plus élevé (par exemple, le taux d'inhalation d'un enfant de 0,5-4 ans (0,46 m³/kg-pc par jour) est environ 2 fois plus élevé que celui d'un adulte (0,22 m³/kg-pc par jour)). L'exposition cumulée sur 24 ans estimée pour un enfant (qui évolue de 0 à 24 ans) est donc plus élevée que celle estimée pour un adulte.

5. ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES

L'estimation des risques (méthodologie et niveaux de risques estimés à partir des concentrations modélisées) est présentée à la section 5.1. L'analyse de l'incertitude et l'évaluation des risques sont présentées aux sections 5.2 et 5.3, respectivement.

5.1 Estimation des risques

5.1.1 Effets autres que le cancer

5.1.1.1 Calcul des indices de risque

Les niveaux de risques d'effets autres que le cancer sont représentés par des indices de risque (IR) qui sont calculés en divisant, pour chaque substance et chaque durée d'exposition¹, le niveau d'exposition estimé (concentrations dans l'air ou doses d'exposition) par la VTR correspondante (tableaux 3 et 4). Les VTR étant définies comme des concentrations ou des doses n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé advenant une exposition de la durée indiquée, un indice de risque inférieur ou égal à l'unité ($IR \leq 1$) permet de qualifier le risque de négligeable². Toutefois, **un indice de risque supérieur à l'unité ($IR > 1$) ne signifie pas nécessairement qu'il y a un risque réel** pour la santé des individus exposés car les VTR sont généralement assorties d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur) et, par mesure de précaution, les niveaux d'exposition sont volontairement surestimés.

Pour chaque substance et chaque durée d'exposition, trois catégories d'indices de risque ont été estimés (dans la mesure où l'information requise était disponible) :

- L'indice de risque bruit de fond (IR_{BF}), calculé à partir de la concentration bruit de fond dans l'air ou de la dose bruit de fond. Ces IR sont indépendants des activités du projet;
- L'indice de risque additionnel (IR_{Add}), calculé à partir de la concentration additionnelle dans l'air (ou de la dose additionnelle) estimée par modélisation. Ces IR découlent des activités du projet;
- L'indice de risque total (IR_{Tot}), qui correspond à la somme de l'IR bruit de fond et de l'IR additionnel.

Les résultats sont présentés aux sections suivantes pour les effets engendrés par une exposition aiguë et chronique. Dans les tableaux, les indices de risque basés sur une VTR provisoire sont indiqués entre parenthèses et les indices de risque supérieurs à l'unité ($IR > 1$) sont indiqués en caractères gras.

1 Aiguë ou chronique.

2 C'est-à-dire absence de risque à toute fin pratique, mais le risque étant une probabilité, il n'est pas possible de conclure à l'absence de risque (risque nul).

5.1.1.2 Niveaux de risque estimés – Exposition aiguë

Les risques à la santé qui pourraient être engendrés par inhalation lors de pics de concentrations dans l'air ont été estimés à partir des concentrations maximales estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet.

Les indices de risque estimés (sur 1 h, 8 h et/ou 24 h) sont présentés au tableau 14, selon la disponibilité des données. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Pour les $PM_{2.5}$ (sur 24 h), l' IR_{BF} (et par conséquent, l' IR_{Tot}) est supérieur à l'unité;
- Pour tous les métaux, les IR_{Add} ¹ sont (par au moins 100 fois) inférieurs à l'unité;

Ces résultats indiquent que le risque d'effets sur la santé à court terme posés par les émissions de métaux qui pourraient être engendrées par le projet est négligeable. Les résultats des $PM_{2.5}$ sont discutés plus en détails à la section 5.3 (Évaluation des risques).

1 En l'absence de concentration bruit de fond dans l'air ambiant, les IR_{Tot} sont égaux aux IR_{Add} .

TABLEAU 14
Indices de risque pour une exposition aiguë par inhalation

Substance	Exposition maximale sur 1 h			Exposition maximale sur 8 h			Exposition maximale sur 24 h		
	IR _{BF} ^a	IR _{Add} ^b	IR _{Tot} ^c	IR _{BF} ^a	IR _{Add} ^b	IR _{Tot} ^c	IR _{BF} ^a	IR _{Add} ^b	IR _{Tot} ^c
PM_{2,5}							1,5	0,1	1,6
Aluminium					(<0,01)	(<0,01)			
Antimoine					(<0,01)	(<0,01)			
Argent					(<0,01)	(<0,01)			
Arsenic		<0,01	<0,01						
Baryum					(<0,01)	(<0,01)			
Béryllium		<0,01	<0,01		(<0,01)	(<0,01)		(<0,01)	(<0,01)
Bore									
Cadmium								<0,01	<0,01
Chrome III					(<0,01)	(<0,01)			
Cobalt					(<0,01)	(<0,01)			
Cuivre		<0,01	<0,01						
Étain					(<0,01)	(<0,01)			
Fer					(<0,01)	(<0,01)			
Manganèse					(<0,01)	(<0,01)			
Mercure		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01			
Molybdène					(<0,01)	(<0,01)			
Nickel		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01			
Plomb					(<0,01)	(<0,01)			
Sélénium								(<0,01)	(<0,01)
Titane					(<0,01)	(<0,01)			
Vanadium		<0,01	<0,01					<0,01	<0,01
Zinc		(<0,01)	(<0,01)						

a Indice de risque bruit de fond = concentration BF correspondant à la durée d'exposition (tableau 8) / a. VTR_{inh} correspondant à la même durée d'exposition (tableau 3).

b Indice de risque additionnel = concentration additionnelle maximale estimée sur la durée d'exposition (tableau 9) / a. VTR_{inh} correspondant à la même durée d'exposition (tableau 3).

c Indice de risque total modélisé = IR_{BF} + IR_{Add}

() Les parenthèses indiquent les IR basés sur une VTR provisoire.

Gras Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des IR sont supérieurs à l'unité.

5.1.1.3 Niveaux de risque estimés – Exposition chronique

Les risques à la santé qui pourraient être engendrés par une exposition chronique (1 année ou plus) ont été estimés pour l'inhalation ainsi que pour la combinaison de plusieurs voies d'exposition (ingestion, contact cutané, inhalation)¹. L'exposition chronique a été estimée à partir de la plus élevée des concentrations moyennes sur une base annuelle.

➤ Inhalation

Les indices de risque estimés pour une exposition chronique par inhalation sont présentés au tableau 15.

- Pour les $PM_{2.5}$, l' IR_{BF} (et par conséquent, l' IR_{Tot}) est supérieur à l'unité;
- Pour les métaux et la silice, tous les indices de risque sont inférieurs à l'unité.

Ces résultats indiquent que le risque d'effets à long terme autres que le cancer posé par inhalation de métaux et de silice qui pourraient être émis par le projet d'Expansion est négligeable. Les résultats des $PM_{2.5}$ sont discutés plus en détails à la section 5.3 (Évaluation des risques).

1 Métaux seulement

TABLEAU 15
Indices de risque pour une exposition chronique par inhalation

Substance	IR _{BF} ^a	IR _{Add} ^b	IR _{Tot} ^c
PM_{2,5}	1,16	0,01	1,17
Aluminium ^d			
Antimoine ^d			
Argent	(0,01)	(<0,01)	(0,01)
Arsenic	0,13	<0,01	0,13
Baryum	0,02	<0,01	0,02
Béryllium	<0,01	<0,01	<0,01
Bore	<0,01	<0,01	<0,01
Cadmium	0,30	<0,01	0,30
Chrome III	(0,02)	(<0,01)	(0,02)
Cobalt	<0,01	<0,01	<0,01
Cuivre ^d			
Étain ^d			
Fer ^d			
Manganèse	0,40	<0,01	0,40
Mercure	0,07	<0,01	0,07
Molybdène ^d			
Nickel	0,02	<0,01	0,02
Plomb	0,050	<0,01	0,05
Sélénium	<0,01	<0,01	<0,01
Titane ^d			
Vanadium	0,10	<0,01	0,10
Zinc ^d			
Silice cristalline respirable	0,013	0,006	0,02

a Indice de risque bruit de fond = concentration BF annuelle (tableau 8) / c. VTR_{inh} (tableau 4).

b Indice de risque additionnel = concentration additionnelle annuelle (tableau 9; pour les métaux, concentrations sous forme de PM₁₀) / c. VTR_{inh} (tableau 4).

c Indice de risque total modélisé = IR_{BF} + IR_{Add}

d En l'absence de VTR par inhalation, les risques ont été estimés en se basant sur une VTR par ingestion (voir tableau suivant)

() Les parenthèses indiquent les IR basés sur une VTR provisoire.

Gras Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des IR sont supérieurs à l'unité.

➤ **Voies d'exposition combinées**

Les risques à la santé qui pourraient être engendrés par la combinaison de plusieurs voies d'exposition ont été estimés à partir des concentrations de métaux modélisées. Les indices de risque totaux (et la contribution de l'exposition additionnelle) sont présentés au tableau 16. Les résultats détaillés (IR_{BF} , IR_{Add} et IR_{Tot}) sont fournis à l'annexe J. L'ensemble de ces résultats peut être résumé comme suit :

- Pour les 22 métaux évalués, tous les indices de risque découlant des activités du projet (IR_{Add}) sont inférieurs à l'unité (annexe J);
- Pour 12 métaux (Al, Ag, Ba, Be, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Ti), les indices de risque totaux sont inférieurs à l'unité (tableau 16);
- Pour les 10 autres métaux (Sb, As, B, Cd, Sn, Mo, Ni, Se, V, Zn), certains¹ indices de risque totaux sont supérieurs à l'unité (tableau 16).

Ces résultats sont discutés plus en détails à la section 5.3 (Évaluation des risques).

1 Selon le groupe d'âge

TABEAU 16
Indices de risque pour l'exposition chronique aux métaux par plusieurs voies

Substances	Voies d'exposition ^a	0-6 mois		0,5-4 ans		5-11 ans		12-19 ans		20 ans et +	
		IR _{Tot}	Contribution du projet ^b								
Aluminium	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,1	<1,0%	0,3	<1,0%	0,4	<1,0%	0,3	<1,0%	0,2	<1,0%
Antimoine	Ingestion + contact cutané + inhalation	1,4	<1,0%	1,3	<1,0%	0,6	<1,0%	0,4	<1,0%	0,3	<1,0%
Argent	Ingestion + contact cutané	0,6	<1,0%	0,4	<1,0%	0,3	<1,0%	0,2	<1,0%	0,1	<1,0%
Arsenic	Ingestion + contact cutané + inhalation	696	<1,0%	532	<1,0%	331	<1,0%	189	<1,0%	165	<1,0%
Baryum	Ingestion + contact cutané	0,1	<1,0%	0,1	<1,0%	0,08	<1,0%	0,04	<1,0%	0,03	<1,0%
Béryllium	Ingestion + contact cutané	0,2	<1,0%	0,1	<1,0%	0,08	<1,0%	0,05	<1,0%	0,05	<1,0%
Bore	Ingestion + contact cutané	6,5	<1,0%	3,3	<1,0%	1,6	<1,0%	0,9	<1,0%	0,9	<1,0%
Cadmium	Ingestion + contact cutané	3,0	<1,0%	5,7	<1,0%	4,9	<1,0%	2,8	<1,0%	2,0	<1,0%
Chrome III	Ingestion + contact cutané	<0,01	2,9%	<0,01	<1,0%	<0,01	<1,0%	<0,01	<1,0%	<0,01	<1,0%
Cobalt	Ingestion + contact cutané	0,04	<1,0%	0,03	<1,0%	0,02	<1,0%	0,01	<1,0%	<0,01	<1,0%
Cuivre	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,9	<1,0%	0,7	<1,0%	0,4	<1,0%	0,2	<1,0%	0,2	<1,0%
Étain	Ingestion + contact cutané + inhalation	3,9	<1,0%	3,0	<1,0%	1,6	<1,0%	1,6	<1,0%	0,8	<1,0%
Fer	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,3	<1,0%	0,2	<1,0%	0,3	<1,0%	0,3	<1,0%	0,3	<1,0%
Manganèse	Ingestion + contact cutané	0,6	<1,0%	0,8	<1,0%	0,7	<1,0%	0,3	<1,0%	0,4	<1,0%
Mercurure	Ingestion + contact cutané	0,5	<1,0%	0,5	<1,0%	0,4	<1,0%	0,2	<1,0%	0,2	<1,0%
Molybdène	Ingestion + contact cutané + inhalation	2,2	<1,0%	1,7	<1,0%	1,2	<1,0%	0,7	<1,0%	0,5	<1,0%
Nickel	Ingestion + contact cutané	1,2	<1,0%	0,9	<1,0%	0,6	<1,0%	0,3	<1,0%	0,3	<1,0%
Plomb	Ingestion + contact cutané	0,2	<1,0%	0,2	<1,0%	0,1	<1,0%	0,0	<1,0%	0,0	<1,0%
Sélénium	Ingestion + contact cutané + inhalation	1,1	<1,0%	1,3	<1,0%	1,0	<1,0%	0,6	<1,0%	0,5	<1,0%
Titane	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,0	<1,0%	0,0	<1,0%	<0,01	<1,0%	<0,01	<1,0%	<0,01	<1,0%
Vanadium	Ingestion + contact cutané	1,9	<1,0%	1,5	<1,0%	0,9	<1,0%	0,5	<1,0%	0,5	<1,0%
Zinc	Ingestion + contact cutané + inhalation	1,5	<1,0%	1,1	<1,0%	0,8	<1,0%	0,4	<1,0%	0,3	<1,0%

a Voies d'exposition qui ont été combinées pour estimer les indices de risque.

b Contribution des activités du projet, exprimée en pourcentage = 100 x dose additionnelle (tableau 12) / (dose bruit de fond (tableau 16) + dose additionnelle (tableau 12))

IR_{Tot} Indice de risque total = [dose bruit de fond (tableau 11) + dose additionnelle (tableau 12)] / c. VTR_{ing} (tableau 4).

() Les parenthèses indiquent les valeurs basées sur une VTR provisoire.

Gras Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des IR_{Tot} sont supérieurs à l'unité.

5.1.2 Risque additionnel de cancer estimé sur la durée de vie

Les lignes directrices de l'INSPQ préconisent que le risque de cancer posé par les émissions d'un projet soit évalué à partir des émissions découlant du projet (risque additionnel). Le niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable par l'INSPQ 2012a correspond à un cas additionnel de cancer par million d'individus (1×10^{-6} ou 1,0E-06), qui seraient exposés, toute leur vie durant, dans les conditions d'exposition décrites. Exprimé en pourcentage, c'est un risque additionnel de 0,0001%.

Conformément aux lignes directrices, le risque additionnel de cancer a été estimé à partir des concentrations additionnelles modélisées, et en sélectionnant les concentrations correspondant au récepteur le plus exposé durant toute la durée du projet (2022-2045) (voir section 4.4.3). Le risque a pu être estimé pour toutes les substances considérées cancérigènes et pour lesquelles des VTR pour le cancer étaient disponibles, c.-à-d. pour 5 métaux (voir tableau 9). Le niveau de risque global estimé tient compte de l'exposition par inhalation, ingestion et contact cutané. Les résultats, présentés au tableau 17, peuvent être résumés comme suit :

- Le niveau global de risque additionnel de cancer ainsi obtenu est très faible, soit moins de 3 cas sur 100 million ($2,3 \times 10^{-8}$ ou 0,0000024%);
- Ce risque additionnel de cancer maximal estimé est inférieur au niveau de risque jugé négligeable par l'INSPQ.

TABLEAU 17
Risque additionnel de cancer estimé à partir des concentrations de métaux modélisées pour la durée totale du projet (2022-2045)

Substance	Inhalation ^{a,b}	Ingestion et contact cutané ^{a,c}
Arsenic inorganique	2,0E-09	2,0E-08
Béryllium	3,6E-11	-
Cadmium	3,2E-11	-
Nickel	1,1E-09	-
Plomb	2,4E-11	5,0E-10
Risque maximal selon la voie d'exposition	3,1E-09	2,0E-08
Risque global maximal	2,3E-08	

- a Risque estimé pour le récepteur le plus exposé
- b Risque = concentration moyenne à vie (tableau 13) x risque unitaire (tableau 5).
- c Risque = dose moyenne à vie (tableau 13) x coefficient de cancérigénicité (tableau 5).
- Risque non estimé (coefficient de cancérigénicité par voie orale non disponible).

5.2 Analyse de l'incertitude

Les niveaux de risques présentés ont été obtenus en comparant des niveaux d'exposition estimés à partir de concentrations mesurées ou modélisées avec des niveaux d'exposition sécuritaires définis de façon volontairement prudente, 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.

5.2.1 Identification du danger

Toutes les substances particulières (PM_{2,5}, métaux associés aux PM₁₀ et aux PST, silice associée aux PM₁₀) pour lesquelles des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique étaient disponibles ont été considérées dans la présente étude.

5.2.2 Caractérisation toxicologique

Une caractérisation toxicologique exhaustive a été effectuée afin d'identifier les effets possibles de ces substances sur la santé ainsi que les VTR disponibles pour chacune d'elles, chaque durée d'exposition (aiguë, chronique et cumulée) et chaque voie d'exposition (inhalation, ingestion et contact cutané).

Comme indiqué précédemment (section 3.2), les VTR correspondent à des niveaux d'exposition jugés sécuritaires. Elles sont généralement basées sur un niveau d'exposition critique¹ souvent beaucoup plus élevé que le niveau d'exposition environnemental qui doit être évalué, divisé par un facteur global de sécurité. Le facteur global de sécurité est composé de facteurs multiplicatifs sélectionnés en fonction des données toxicologiques disponibles² et de la durée d'exposition désirée pour la VTR³ qui permettent de pallier le manque éventuel d'information⁴ et de tenir compte de la présence d'individus sensibles au sein de la population générale.

Les VTR étant définies comme des niveaux d'exposition jugés sécuritaires, c'est-à-dire auxquels un individu peut être exposé de façon répétée durant la période indiquée (ex. : pour une VTR chronique, exposition quotidienne durant toute la vie), le respect d'une VTR peut être interprété comme une absence de risque. Toutefois, l'interprétation d'un dépassement de VTR (IR > 1) nécessite une analyse plus approfondie qui tient compte à la fois de l'incertitude associée à la VTR et de l'incertitude associée au niveau d'exposition estimé.

1 Caractérisé à partir de données toxicologiques obtenues en laboratoire (chez l'animal ou chez des humains volontaires), en milieu de travail ou dans une population particulièrement exposée à une substance donnée.
2 Espèce(s) testée(s), durée de l'exposition, voie d'exposition, information disponible concernant la relation dose-réponse (NOAEL, LOAEL, BMDL), nature des effets étudiés, etc.
3 Par exemple, dérivation d'une VTR chronique à partir d'une étude de durée sous-chronique
4 Par exemple, information limitée pour une catégorie d'effets donnée et/ou une durée exposition donnée (ex. : chronique), différences entre espèces, etc.

Des VTR recommandées par des agences de santé reconnues par l'INSPQ ont été identifiées pour la plupart des substances, notamment pour l'estimation du risque suite à une exposition chronique. Des VTR correspondant à des durées d'exposition plus courtes (1 h, 8 h, 24 h) ont également été identifiées pour quelques substances. Pour estimer le risque additionnel de cancer, des VTR étaient disponibles pour les 5 métaux¹ classés comme cancérigènes ou probablement cancérigènes chez l'humain mais aucune valeur n'était disponible pour les particules, la silice cristalline respirable et les métaux² classés comme possiblement cancérigènes chez l'humain. Ces substances ont tout de même été évaluées pour les risques d'effets chroniques autres que le cancer, et le risque de cancer posé par les particules a été évalué indirectement à partir des 5 métaux cancérigènes ou probablement cancérigènes qu'elles contiennent. Pour la silice, le développement de tumeurs pulmonaires serait consécutif à la survenue d'autres effets (ex. : silicose), ce qui suggère l'existence d'un seuil d'exposition pour le développement du cancer du poumon induit par la silice cristalline (Environnement Canada et Santé Canada 2013). Si l'exposition n'induit pas de silicose, elle ne devrait donc pas induire de cancer non plus.

Afin de pallier l'absence de VTR pour certaines combinaisons de substances et durées d'exposition, des VTR provisoires ont été dérivées de façon prudente, en appliquant des facteurs de sécurité. Sur cette base, il est attendu que le respect de ces VTR provisoires assure de l'absence de risque significatif. En cas de dépassement, il est souhaitable d'évaluer les risques en comparant les niveaux d'exposition avec le niveau d'effet critique (ex. : NOAEL, LOAEL, BMDL) utilisé pour dériver la VTR provisoire (ce qui correspond à une estimation de la marge d'exposition).

Toutes les substances ont donc été évaluées pour une exposition à court et/ou long terme, que ce soit à partir d'une VTR reconnue par l'INSPQ ou provisoire. Des discussions relatives à certaines VTR sont présentées à l'étape de l'évaluation du risque (section 5.3).

Conformément aux lignes directrices de l'INSPQ, le risque de silicose a été évalué à partir d'une VTR recommandée par une institution reconnue. La seule VTR disponible ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), applicable à une concentration annuelle, est celle fournie par Cal/EPA. L'analyse de l'information toxicologique indique toutefois que le risque de silicose dépend de l'exposition cumulée. Dans le cas d'une situation où des émissions de silice cristalline respirable pourraient avoir lieu sur une période prolongée, il importe par mesure de prudence de tenir compte de l'exposition cumulée lors de l'évaluation du risque. Pour ce faire, la VTR devrait refléter l'exposition cumulée, c.-à-d. tenir compte de la concentration et de la durée de l'exposition (VTR exprimée en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$). À notre connaissance, aucune institution de santé n'a proposé une telle VTR. Un estimateur de risque *ad hoc* a donc été élaboré pour les fins de la présente étude. Le terme « estimateur de risque » a été retenu car, contrairement à une VTR, il n'intègre aucun facteur d'incertitude. L'estimateur de risque *ad hoc* élaboré ($40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) est basé sur des données qui ont été obtenues chez des travailleurs exposés à des niveaux de silice dans l'air relativement faibles et qui tiennent compte du temps de latence pour le développement de la maladie (voir annexe C). Cet estimateur de risque correspond au plus faible niveau d'exposition cumulée qui a pu être associé à une augmentation de l'incidence de silicose, soit un risque de 1% (1 cas sur 100 individus exposés à un niveau cumulé de $40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ au cours de leur vie). Pour une exposition cumulée sur 13 ans ou plus, la valeur de cet estimateur *de risque ad hoc* est plus prudente³ que la VTR proposée par Cal/EPA. L'évaluation du risque de silicose à partir de cet estimateur de risque *ad hoc* est présentée à la section 5.3.3

1 Arsenic, béryllium, cadmium, nickel et plomb.

2 Cobalt, mercure (inorganique), (dioxyde de) titane, et (pentoxyde de) vanadium.

3 L'exposition à une concentration moyenne égale à la VTR ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) durant 13 années conduit à une exposition cumulée de $39 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 13 \text{ ans}$).

5.2.3 Caractérisation de l'exposition

5.2.3.1 Approche utilisée

L'exposition des récepteurs a été estimée selon une approche déterministe et en suivant les recommandations émises dans les lignes directrices en vigueur au Québec (INSPQ 2012a). Ainsi, le scénario d'exposition (résidentiel), les valeurs attribuées aux paramètres d'exposition ainsi que l'approche utilisée sont volontairement prudents et visent à surestimer l'exposition afin de détecter tout risque potentiel. Par exemple, il est considéré que l'individu récepteur est présent au même endroit (ex. : sa résidence) 24 heures sur 24, de sa naissance jusqu'à la fin du projet (soit durant 24 ans), et qu'il consomme chaque jour, été comme hiver, une quantité non négligeable (10%) de fruits/légumes provenant de son terrain.

5.2.3.2 Concentrations bruit de fond dans l'air

Les concentrations bruit de fond dans l'air retenues (tableau 8) proviennent de différentes sources (voir annexe F). La plupart de ces valeurs sont celles indiquées par le MDDELCC dans le cadre de l'étude d'impact pour le projet (WSP 2015).

Pour les métaux, la plupart des concentrations bruit de fond retenues correspondent aux valeurs génériques indiquées dans les documents réglementaires du MDDELCC. Ces valeurs génériques visent à représenter le niveau ambiant dans des secteurs industriels et, dans la majorité des cas¹, elles correspondent à des métaux associés à des PST². L'utilisation de ces valeurs pour estimer l'exposition bruit de fond par inhalation conduit vraisemblablement à une surestimation de l'exposition réelle.

Pour les PM_{2,5}, les concentrations mesurées actuellement au niveau local ne peuvent pas être utilisées car des changements majeurs sont prévus au niveau des activités du Complexe Jonquière. Ainsi, il est prévu qu'avant le début du projet d'expansion, le centre d'électrolyse ouest (CEO) de l'usine Arvida sera fermé et démantelé et la nouvelle usine (AP60) fonctionnera à pleine capacité. C'est pourquoi les concentrations bruit de fond ont été estimées en additionnant la concentration dite « initiale » (considérée représentative de la région) à la concentration additionnelle engendrée par le Complexe Jonquière avant la mise en œuvre du projet d'Expansion (cette approche a déjà été utilisée par le MDDELCC)³. Étant donné que les concentrations initiales correspondent à des concentrations mesurées dans la région ces dernières années, il est vraisemblable qu'elles soient influencées par les émissions du Complexe Jonquière actuel (avant fermeture du CEO) et conduisent à une surestimation des concentrations bruit de fond retenues pour les fins de la présente étude.

En résumé, les concentrations utilisées pour estimer les risques associés à l'exposition bruit de fond correspondent généralement à des valeurs prudentes. L'utilisation de valeurs prudentes permet de s'assurer que tout risque potentiel associé à l'exposition totale (bruit de fond + additionnelle) soit détecté. Lorsque l'exposition bruit de fond par inhalation représente une contribution importante de l'indice de risque total, et que l'indice de risque total est supérieur à l'unité, il conviendra donc de tenir compte de l'incertitude associée aux concentrations bruit de fond retenues.

1 À l'exception du manganèse (annuel) et du nickel (sur 24 h), pour lesquels les concentrations initiales indiquées par le MDDELCC correspondent à des PM₁₀.

2 La fraction la plus grossière des PST (c.-à-d. les particules plus grosses que les PM₁₀) sont arrêtées à l'entrée du tractus respiratoire et ne sont pas pertinentes pour estimer le risque par inhalation.

3 Dans le cadre de l'évaluation des impacts du projet de construction de l'usine AP60 du Complexe Jonquière (MDDEP 2011).

5.2.3.3 Concentrations additionnelles dans l'air

Les concentrations additionnelles 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 MDDELCC dans le cadre de l'application du RAA¹. L'objectif de cette modélisation étant d'estimer les concentrations potentielles maximales qui pourraient être engendrées par le projet, la méthodologie utilisée conduit volontairement à une surestimation des concentrations modélisées dans l'air. La validité des résultats de modélisation est toutefois conditionnelle au maintien adéquat des niveaux de poussières² (puisque les scénarios modélisés prévoient une atténuation de 80% des émissions) et à la validité des intrants utilisés³, qui ont été fournis par RTA.

5.2.3.4 Concentrations additionnelles de silice cristalline respirable

La concentration modélisée de silice dans l'air a été estimée en considérant que la teneur de silice cristalline dans les résidus de bauxite (boues) et sur les chemins empruntés par les camions était de 4,5%. Cette valeur correspond à la teneur maximale qui a pu être mesurée dans 3 échantillons de boues filtrées semblables à celles qui seront déposées sur les SDRB dans le cadre du projet d'Expansion. Bien que cette valeur ait été déterminée selon une approche prudente⁴, il est toutefois difficile d'évaluer si elle est représentative des boues qui pourraient être entreposés de 2022 à 2045 puisque l'origine des boues peut varier. Par ailleurs, il est aussi difficile d'évaluer si cette valeur (4,5%) est appropriée pour estimer les émissions de silice découlant du routage puisque les concentrations de silice dans les matériaux couvrant les chemins ne sont pas connues. Néanmoins, il est vraisemblable que le routage aura pour effet de remettre en suspension des résidus de bauxite qui se seront déposés sur les chemins.

Les concentrations additionnelles de silice cristalline retenues pour estimer le risque correspondent aux concentrations estimées dans les PM₁₀ par modélisation de la dispersion atmosphérique. L'utilisation des concentrations de silice dans les PM₁₀ constitue une approche prudente puisque la silice cristalline respirable correspond à des particules (PM₄) plus fines que les PM₁₀ (les PM₄ représentent une fraction des PM₁₀). À titre indicatif, les concentrations additionnelles de silice estimées (sur une base annuelle) dans les PM_{2,5} sont environ 3 fois plus faibles que celles estimées dans les PM₁₀ (annexe D). En estimant les concentrations de PM₄ par régression linéaire⁵ à partir des concentrations de PM_{2,5} et de PM₁₀, la concentration de silice cristalline respirable (PM₄) serait environ 2 fois plus faible que la concentration sous forme de PM₁₀.

1 Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

2 Par exemple, arrosage des routes et au besoin, utilisation de canon à eau pour les zones dénudées ou sur les zones d'opération fraîchement retravaillées par la machinerie, protection des zones qui ne sont pas actives à l'aide d'écorces ou de tout autre produit équivalent (WSP, 2015).

3 Information sur la position et la dimension des sources, taux d'émission de poussières établis à partir de mesures effectuées sur le site, représentativité des concentrations de métaux et de silice mesurées dans les boues (concentrations utilisées pour estimer les émissions de métaux et de silice à partir des sites d'entreposage et du routage).

4 Les concentrations de silice cristalline mesurées dans 3 échantillons de boues étaient de 2,5%, 3,0 et 2,9% pour le quartz, < 2.5% pour la cristobalite et < 0.5% pour la tridymite (communication personnelle de Mme Hélène Pinard (RioTinto), le 10 juin 2016). La concentration de silice totale (quartz + cristobalite + tridymite) dans chaque échantillon a été estimée attribuant une concentration égale à la moitié de la limite de détection pour la cristobalite (soit 1,25%) et la tridymite (soit 0,25%), ce qui conduit à des valeurs de 4%, 4,5% et 4,4%, respectivement (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume (WSP), le 14 juin 2016).

5 Selon l'équation suivante: $PM_4 = 0,8 \times PM_{2,5} + 0,2 \times PM_{10}$.

5.2.3.5 Concentrations de métaux dans les autres milieux environnementaux

➤ Alimentation et eau potable (bruit de fond)

Pour tous les métaux, l'alimentation et/ou la consommation d'eau potable représente une part prépondérante de l'exposition bruit de fond.

L'exposition bruit de fond des récepteurs *via* l'alimentation a été estimée en tenant compte des apports alimentaires en métaux documentés pour la population générale canadienne (lorsque disponibles), lesquels correspondent *a priori* à une alimentation normale et complète. En l'absence d'information détaillée sur la contribution des différents types d'aliments (ex. : poissons, viande, fruits, légumes) à l'apport alimentaire général, aucun ajustement n'a été apporté pour tenir compte de la consommation concomitante de produits d'origine locale (qui, selon le scénario d'exposition utilisé, représente 10% de la consommation de fruits/légumes). L'exposition totale des récepteurs *via* l'alimentation s'en trouve donc surestimée.

Pour la plupart des métaux (16 sur 22)¹, les concentrations dans l'eau potable sont basées sur des données locales ou régionales. Les autres valeurs sont issues de données canadiennes ou des États-Unis et sont donc associées à une incertitude plus importante.

➤ Concentrations bruit de fond dans les sols de surface

Les valeurs retenues pour estimer l'exposition bruit de fond associée au sol de surface correspondent à une estimation prudente² des concentrations mesurées. Des données locales étaient disponibles (concentrations mesurées dans les sols de surface de la zone d'étude en 2016) pour 21 des 22 des métaux évalués³. L'incertitude associée aux concentrations bruit de fond de ces métaux dans les sols de surface est donc faible. Pour le mercure, la concentration retenue correspond à la teneur de fond documentée pour la région géologique dans laquelle se trouve la zone d'étude. Cette donnée représente une source d'incertitude un peu plus élevée (du fait de la variabilité géographique) toutefois celle-ci a peu d'impact sur les résultats puisque l'exposition bruit de fond au mercure dépend essentiellement de l'apport alimentaire.

➤ Concentrations additionnelles dans les fruits/légumes d'origine locale

Les concentrations additionnelles de métaux dans les plantes ont été modélisées et sont donc associées à une certaine incertitude. En effet, les modèles correspondent à une simplification de processus complexes et les résultats produits par ces modèles correspondent à une approximation de la réalité. Le recours à la modélisation peut aussi bien sous-estimer que surestimer l'exposition des récepteurs.

Dans le cadre de ce projet, le recours à la modélisation a été limité à l'estimation des concentrations de métaux dans les végétaux qui pourraient découler des dépôts atmosphériques de particules sur les végétaux. Le modèle utilisé considère une vitesse de dépôt représentative de la taille des particules généralement retrouvées dans l'air (MEF 1996). Les concentrations dans les végétaux attribuables au dépôt atmosphérique sont ensuite prédites en considérant la fraction d'interception des particules qui se déposent, la productivité des végétaux (production de nouvelles feuilles) ainsi que la perte de surface (principalement due au lessivage causé par la pluie). Ces éléments sont tous

1 Al, Sb, As, Ba, B, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se et Zn

2 LSC95, moitié de la limite de détection ou 98^e centile (voir annexe F).

3 La seule exception est le mercure.

pris en compte à l'aide de paramètres moyens pour différentes catégories de végétaux. Ces paramètres semblent varier pour les différentes classes de végétaux sur environ un ordre de grandeur (MEF 1996). L'ordre de grandeur des concentrations prédites devrait donc être réaliste dans la majorité des situations. Il importe cependant de rappeler que les concentrations additionnelles de particules dans l'air utilisées étant a priori surestimées, les concentrations additionnelles de métaux dans les végétaux qui pourraient découler de dépôts atmosphériques sur les plantes devraient être surestimées aussi.

➤ Concentrations dans les poussières intérieures

Les concentrations dans les poussières intérieures ont été modélisées et sont donc associées à une certaine incertitude qui découle de la modélisation elle-même ainsi que de l'incertitude associée aux données utilisées, soit les concentrations bruit de fond dans l'air et dans les sols et les concentrations additionnelles dans l'air. L'exposition aux poussières intérieures (ingestion, contact cutané) a un impact faible sur l'exposition bruit de fond mais significatif sur l'exposition additionnelle. L'utilisation de concentrations additionnelles dans l'air qui sont surestimées conduirait donc vraisemblablement à une surestimation de l'exposition additionnelle associée aux poussières.

5.2.3.6 Combinaison des hypothèses retenues

En résumé, les hypothèses retenues pour estimer l'exposition bruit de fond et additionnelle des récepteurs sont généralement prudentes tout en restant réalistes. La combinaison de ces hypothèses mène vraisemblablement à une surestimation des niveaux d'exposition estimés.

5.3 Évaluation des risques

Les niveaux de risque estimés ont été évalués en tenant compte de l'ensemble de l'information disponible, ce qui inclut les concentrations modélisées pour toute la durée du projet (2022-2045)¹ et la prise en considération de l'incertitude associée à ces données et aux hypothèses de travail retenues tout au long de l'étude.

5.3.1 Risques toxicologiques posés par les particules fines (PM_{2.5})

Les risques posés par les PM_{2.5} ont pu être estimés à partir des concentrations modélisées pour une exposition aiguë et chronique. Certaines concentrations ayant conduit à des indices de risque supérieurs à l'unité (tableaux 14 et 15), une analyse approfondie des résultats est fournie ci-après.

- Les VTR retenues pour évaluer les risques posés par l'inhalation de PM_{2.5} sont les valeurs les plus sévères parmi celles disponibles :
- Pour estimer les risques posés par une exposition aiguë (24 h), la VTR retenue (15 µg/m³) est celle définie par Santé Canada comme « un niveau au-dessus duquel on sait qu'il existe [...] une relation dose-réponse et on a la capacité de fournir une certaine quantification des effets nocifs » (Santé Canada et Environnement Canada 1998). Pour information, la recommandation de qualité de l'air de l'OMS² est de 25 µg/m³ (les concentrations sur 24 h doivent y être

1 Les concentrations pertinentes modélisées pour chaque durée d'exposition et chacun des 344 récepteurs pour les Phases 1 et 2 de l'exploitation sont fournies à l'annexe D.

2 <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>, http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

inférieures au moins 99% du temps) et la norme de qualité de l'air en vigueur au Canada¹ est de 28 µg/m³ (les concentrations sur 24 h doivent y être inférieures au moins 98% du temps);

- Pour estimer les risques posés par une exposition à long terme, la VTR retenue (10 µg/m³) correspond à la recommandation de qualité de l'air de l'OMS² et à la norme de qualité de l'air ambiant en vigueur au Canada³ (toutes deux applicables à la concentration moyenne sur une base annuelle).
- Que ce soit pour l'exposition aiguë (24 h) ou chronique,
 - Les concentrations bruit de fond retenues (22,5 µg/m³ sur 24 h et 11,6 µg/m³ sur une base annuelle) sont plus élevées que les VTR correspondantes, ce qui conduit à des IR_{BF} supérieurs à l'unité (1,5 et 1,16, respectivement). Toutefois, tel que discuté à la section 5.2.3.2, la concentration bruit de fond est vraisemblablement surestimée;
 - Les concentrations additionnelles les plus élevées sont 10 fois plus faibles que la VTR sur 24 h et 100 fois plus faibles que la VTR sur une base annuelle. Le risque posé par l'exposition aux PM_{2.5} qui pourrait être engendrée par les activités du projet est donc négligeable;
 - La contribution du projet à l'exposition totale est faible (≤ 6% sur 24 h) ou négligeable (≤ 1% sur une base annuelle).

L'analyse approfondie de l'ensemble de l'information disponible permet de conclure que les concentrations de PM_{2.5} attribuables aux activités d'exploitation du projet ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine. Le maintien d'un suivi est toutefois recommandé afin de s'assurer que les concentrations totales dans l'air (dans les secteurs résidentiels de la zone d'étude) avant la mise en œuvre du projet n'augmentent pas de façon significative tout au long de l'exploitation projetée et restent en deçà de la recommandation de l'OMS⁴ et de la norme Canadienne⁵.

1 Environnement Canada. <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D87FA775-1&news=A4B2C28A-2DFB-4BF4-8777-ADF29B4360BD>. La valeur statistique à utiliser pour comparer à la norme n'est pas précisée sur cette page web mais selon toute vraisemblance, ce serait la même que celle indiquée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) dans son *Rapport d'étape 2011 sur les standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone* (http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1496_cws_pm_ozone_2011_rpt_fr.pdf)

2 <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>, http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

3 Environnement Canada. <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D87FA775-1&news=A4B2C28A-2DFB-4BF4-8777-ADF29B4360BD>.

4 Soit 99^e centile de la distribution des concentrations sur 24 h inférieur à 25 µg/m³.

5 Soit 98^e centile annuel des concentrations sur 24 h inférieur à 27 µg/m³ (norme en vigueur à partir de 2020).

5.3.2 Risques toxicologiques posés par les métaux

5.3.2.1 *Risques d'effets autres que le cancer*

Les risques d'effets autres que le cancer posés par l'exposition aux métaux ont été estimés à partir des concentrations modélisées pour une exposition aiguë et pour une exposition chronique. Les risques ont été estimés en tenant compte, distinctement ou conjointement, de l'exposition par inhalation et par les autres voies (ingestion et contact cutané).

Pour 12 métaux (Al, Ag, Ba, Be, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb et Ti), les résultats permettent de conclure que les risques posés par les concentrations modélisées dans l'air sont négligeables pour la santé de la population riveraine du projet.

Pour les 10 autres métaux (Sb, As, B, Cd, Sn, Mo, Ni, Se, V, Zn), les niveaux d'exposition totale modélisés dépassent parfois les niveaux sécuritaires correspondants. Une analyse approfondie des résultats a donc été réalisée et indique que, pour ces 10 métaux :

- Les indices de risque par inhalation sont inférieurs à l'unité (tableaux 14 et 15);
- Pour l'exposition par plusieurs voies, la dose d'exposition bruit de fond (découlant principalement des apports alimentaires) à elle seule conduit à des indices de risque (IR_{BF}) supérieurs à l'unité (tableau 18). Dans tous les cas, la contribution des émissions de la mine à la dose d'exposition totale est négligeable ($\leq 0,5\%$) (tableau 18).

TABLEAU 18
 Sommaire des indices de risque pour les métaux
 présentant au moins un indice de risque total supérieur à l'unité

Substance	Voies d'exposition	Indices de risque ^a	Commentaire ^b
Antimoine	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,3 - 1,4 IR _{Tot} = 0,3 - 1,4	Contribution du projet : négligeable (≤ 0,008%)
Arsenic	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 165 - 696 IR _{Tot} = 165 - 696	Contribution du projet : négligeable (≤ 0,007%)
Bore	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 0,9 - 6,5 IR _{Tot} = 0,9 - 6,5	Contribution du projet : négligeable (≤ 0,0001%)
Cadmium	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 2,0 - 5,7 IR _{Tot} = 2,0 - 5,7	Contribution du projet : négligeable (< 0,0004%)
Étain	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = (0,8 - 3,9) IR _{Tot} = (0,8 - 3,9)	Contribution du projet : négligeable (< 0,0002%)
Molybdène	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,5 - 2,2 IR _{Tot} = 0,5 - 2,2	Contribution du projet : négligeable (< 0,0003%)
Nickel	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 0,3 - 1,2 IR _{Tot} = 0,3 - 1,2	Contribution du projet : négligeable (< 0,003%)
Sélénium	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,5 - 1,3 IR _{Tot} = 0,5 - 1,3	Contribution du projet : négligeable (≤ 0,0001%)
Vanadium	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = (0,5 - 1,9) IR _{Tot} = (0,5 - 1,9)	Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : négligeable (≤ 0,5%)
Zinc	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,3 - 1,5 IR _{Tot} = 0,3 - 1,5	Contribution du projet : négligeable (≤ 0,0001%)

a Indices de risque modélisés pour une exposition chronique, à moins d'indication contraire. Pour l'exposition par voies multiples (ingestion + contact cutané ± inhalation), l'intervalle de valeurs indique la variation des indices de risque en fonction du groupe d'âge.

b Contribution du projet = (IR_{Add}/IR_{Tot}) x 100.

IR_{BF} Indice de risque bruit de fond par voies d'exposition combinées (Annexe J).

IR_{Tot} Indice de risque total par voies d'exposition combinées (tableau 16).

() Les parenthèses indiquent les indices de risque basés sur une VTR provisoire.

L'ensemble de ces informations permet de conclure que, pour tous les métaux, les risques d'effets autres que le cancer posés par les émissions atmosphériques du projet d'Expansion sont vraisemblablement négligeables pour la santé de la population riveraine du projet.

5.3.2.2 Risque additionnel de cancer

Conformément aux lignes directrices de l'INSPQ, les niveaux de risque additionnel de cancer ont été estimés pour chacun des métaux reconnus comme cancérigènes ou probablement cancérigènes pour l'humain (arsenic, béryllium, cadmium, nickel et plomb). Le risque additionnel de cancer global obtenu est très faible (moins de 3 cas par 100 millions d'individus qui seraient exposés selon les conditions décrites).

Ce niveau de risque additionnel étant inférieur au niveau jugé négligeable par l'INSPQ (soit un cas sur un million, ou <1 x 10⁻⁶, INSPQ 2012a), le risque additionnel de cancer qui pourrait être engendré par le projet d'Expansion (d'une durée de 24 ans) est négligeable.

5.3.2.3 Conclusion

Suite à l'analyse approfondie de l'ensemble de l'information disponible, les résultats permettent de conclure que les émissions atmosphériques de métaux qui pourraient être engendrées par les activités d'exploitation du projet ne devraient poser aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine.

5.3.3 Risques toxicologiques posés par la silice cristalline respirable

Le risque posé par l'inhalation de silice cristalline respirable a été estimé à partir de la concentration moyenne annuelle modélisée la plus élevée (0,017 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Phase 1) selon l'approche recommandée dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012) pour estimer les risques d'effets autres que le cancer à long terme posés par l'inhalation d'une substance. La concentration totale modélisée (0,057 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) étant plus faible que la VTR (3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), le risque de silicose ainsi estimé est négligeable. Certaines limites associées à cette conclusion doivent cependant être précisées.

Tel que discuté précédemment (section 5.2.2), il appert que le risque de silicose dépend de l'exposition cumulée. Dans ce contexte, le niveau d'exposition cumulée à la silice cristalline (PM_{10}) sur la durée totale d'exploitation (24 ans) a été calculé (annexe K). Le niveau d'exposition cumulée totale obtenu (3,14 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans)¹ est 13 fois plus faible que l'estimateur de risque (40 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans)², et la contribution du projet représente 12% de cette exposition totale. La marge d'exposition obtenue (13) est comparable à celle correspondant à l'exposition bruit de fond (14), et ces marges d'exposition sont environ 4 fois plus élevées que le facteur de sécurité (3) appliqué par Cal/EPA lors de la détermination de la VTR (voir annexe C). Il est à noter que l'exposition correspondant à la silice cristalline respirable (PM_{4}) serait plus faible (voir section 5.2.3.4) et que la marge d'exposition serait donc comparable à celle du bruit de fond. Toutefois, compte tenu de la sévérité des effets et des incertitudes associées aux concentrations de silice estimées, il est recommandé de procéder au suivi des concentrations de silice cristalline respirable (PM_{4}) dans l'air de la zone d'étude, tout en s'assurant que les limites de détection soient suffisamment faibles (idéalement, les limites de détection devraient être $\leq 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ afin de pouvoir procéder à une évaluation du risque quantitative).

1 Somme de l'exposition cumulée bruit de fond (2,8 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) et de l'exposition cumulée additionnelle (3,4 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans).

2 L'estimateur de risque correspond au plus faible niveau d'exposition cumulée qui a pu être associé à l'observation de cas de silicose (risque de 1%) (voir annexe C).

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les poussières qui pourraient être émises dans l'air par l'exploitation du projet d'Expansion ont été estimés et évalués selon les lignes directrices de l'INSPQ, en utilisant des hypothèses prudentes à chaque étape. Cette évaluation portait sur les émissions de particules fines ($PM_{2.5}$), de 22 métaux et de silice cristalline respirable. Les concentrations estimées par modélisation dans le cadre de l'étude d'impact ont été examinées et comparées aux niveaux sécuritaires pour la santé.

Les résultats de l'évaluation indiquent que les émissions qui pourraient être engendrées par le projet ne devraient poser aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine des sites (actuel et futur) d'entreposage de résidus de bauxite à Vaudreuil. Cette conclusion est aussi valide pour la population qui réside à plus grande distance du site ou qui fréquente le secteur de façon occasionnelle.

Afin de s'assurer que les conditions étudiées dans la présente étude seront maintenues tout au long de l'exploitation, nous recommandons de :

- S'assurer que les mesures d'atténuation des émissions atmosphériques prévues soient appliquées jusqu'à la fin de l'exploitation des sites d'entreposage;
- Procéder à un suivi de la qualité de l'air (particules fines ($PM_{2.5}$) et silice cristalline respirable (PM_4)) dans les secteurs résidentiels adjacents au site.

7. RÉFÉRENCES

ATSDR. 1997. Toxicological Profile for titanium tetrachloride. pp. 109 pages + annexes.
<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp101.pdf>.

ATSDR. 2012b. Toxicological Profile for Vanadium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>.

Environnement Canada et Santé Canada. 2013. Évaluation préalable pour le Défi concernant le quartz (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14808-60-7) et la cristobalite (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14464-46-1). <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=1EB4F4EF-1>.

INERIS. 2011. Oxydes d'azote NOx. Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 58 pages.

INSPQ. 2012a. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. 163 pages.
http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf.

INSPQ. 2012b. Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. 43 pages.
http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1432_BilanQualiteAirQcLienSante1975-2009.pdf.

Institute of Medicine. 2001. Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board.

MDDELCC. 2015a. Guide d'instructions – Préparation et réalisation d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques Projets miniers. 2014. 94 pages. [en ligne].
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm> (page consultée le 26/08/2015). (tel que cité par WSP 2015)

MDDELCC. 2015b. Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère, version 4.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>

MDDEP. 2005. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. 39 pages.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>

MDDEP. 2011. Rapport d'analyse environnementale pour le projet de construction de l'usine AP60 du Complexe Jonquière à Saguenay par Rio Tinto Alcan inc. Direction des évaluations Environnementales. Dossier 3211-14-031. 60.

MEF. 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 737 pages.

Santé Canada. 2010a. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux. 194 pages. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php

Santé Canada et Environnement Canada. 1998. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires - Sommaire. Partie 1: Rapport d'évaluation scientifique. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs de la qualité de l'air. Rapport. 28. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/index-fra.php

Société canadienne du cancer. 2015. Statistiques canadiennes sur le cancer 2015. <http://www.cancer.ca/~media/cancer.ca/CW/cancer%20information/cancer%20101/Canadian%20cancer%20statistics/Canadian-Cancer-Statistics-2015-FR.pdf?la=fr-CA>.

Statistique Canada. 2012. Série « Perspective géographique », Recensement de 2011 – Subdivision de recensement, Saguenay, V - Québec. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/as-sa/fogs-spg/Facts-csd-fra.cfm?LANG=Fra&GK=CSD&GC=2494068> (site consulté le 26 mai 2016).

WHO. 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project. Technical report. 302 pages. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf

WHO/Europe. 2006. Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. 484 pages. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

WSP. 2015. Projet Vaudreuil au-delà de 2022. Modélisation de la dispersion atmosphérique des particules. Rapport produit pour Rio Tinto Alcan. Décembre 2015. 21 pages et annexes. Projet n°: 151-01683-00.

ANNEXE A

Conditions générales et limitations de l'étude

Conditions générales et limitations de l'étude

Le rapport final ou toute autre présentation qui seront préparés dans le cadre de la présente étude (« **Rapports** ») seront pour l'usage exclusif du client à qui ils sont adressés, soit **WSP Canada inc.** (WSP). L'utilisation de ces Rapports, ou leur reproduction par une tierce personne ne devra se faire que suite à la réception de l'autorisation écrite de WSP, dont une copie sera acheminée à Sanexen Services Environnementaux inc. (« **Sanexen** »), ainsi que de l'autorisation écrite de Sanexen. Cette utilisation et/ou reproduction des Rapports est sujette aux présentes conditions générales et limitations. Sanexen décline toute responsabilité ou obligation associée à l'utilisation non autorisée de ces Rapports par une tierce personne; toute conséquence découlant de la décision d'une tierce personne d'utiliser ce rapport lui est strictement imputable.

Les données factuelles, les interprétations, les conclusions et recommandations contenues dans ces Rapports se rapportent uniquement au site décrit dans ces Rapports (le « **Site** ») et ne s'appliquent à aucun autre site ou lieu. Ces Rapports doivent être lus dans leur ensemble et dans le contexte de l'étude, puisque des sections pourraient être mal interprétées lorsque prises individuellement. Par ailleurs, WSP et toute personne autorisée conformément à ce qui précède, ne doivent se fier qu'aux textes des rapports portant la « *rapport final* »; Sanexen se dégage de toute responsabilité découlant de l'utilisation de tout autre texte, opinion, ébauche ou rapport préliminaire émis par Sanexen.

L'évaluation des risques toxicologiques effectuée par Sanexen, et décrite dans le ou les Rapports de l'étude, sera effectuée aux seules fins spécifiques du mandat octroyé, et ne doit en aucun cas servir à d'autres fins. La méthodologie suivie sera celle décrite aux Rapports et l'évaluation des risques sera conforme, au meilleur de notre connaissance, aux règles et pratiques professionnelles acceptées au moment de sa réalisation et dans les champs de compétence concernés.

Les rapports contiendront des renseignements obtenus de WSP et de tierces personnes. Sanexen présume que les renseignements qui lui seront fournis par WSP ou par de tierces personnes seront exacts et bien fondés. Cependant, Sanexen n'assume aucune responsabilité quant à leur justesse ou à leur fiabilité ni quant à la réticence ou non-divulgence d'une information pertinente ou à la dissimulation d'information par WSP ou par de tierces personnes. Sanexen ne peut notamment pas garantir l'exactitude des données disponibles dans les études antérieures, servant de base à l'Évaluation des risques. Le fait qu'une substance n'ait pas été évaluée n'exclut pas le fait que cette substance puisse se retrouver à des concentrations supérieures aux limites de détection ou aux critères indiqués dans les politiques, lois et règlements en vigueur, ou puisse représenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Par ailleurs, la précision des estimations obtenues et leur interprétation sont sujettes aux incertitudes inhérentes aux données toxicologiques existantes, aux modèles mathématiques et au choix des scénarios d'exposition.

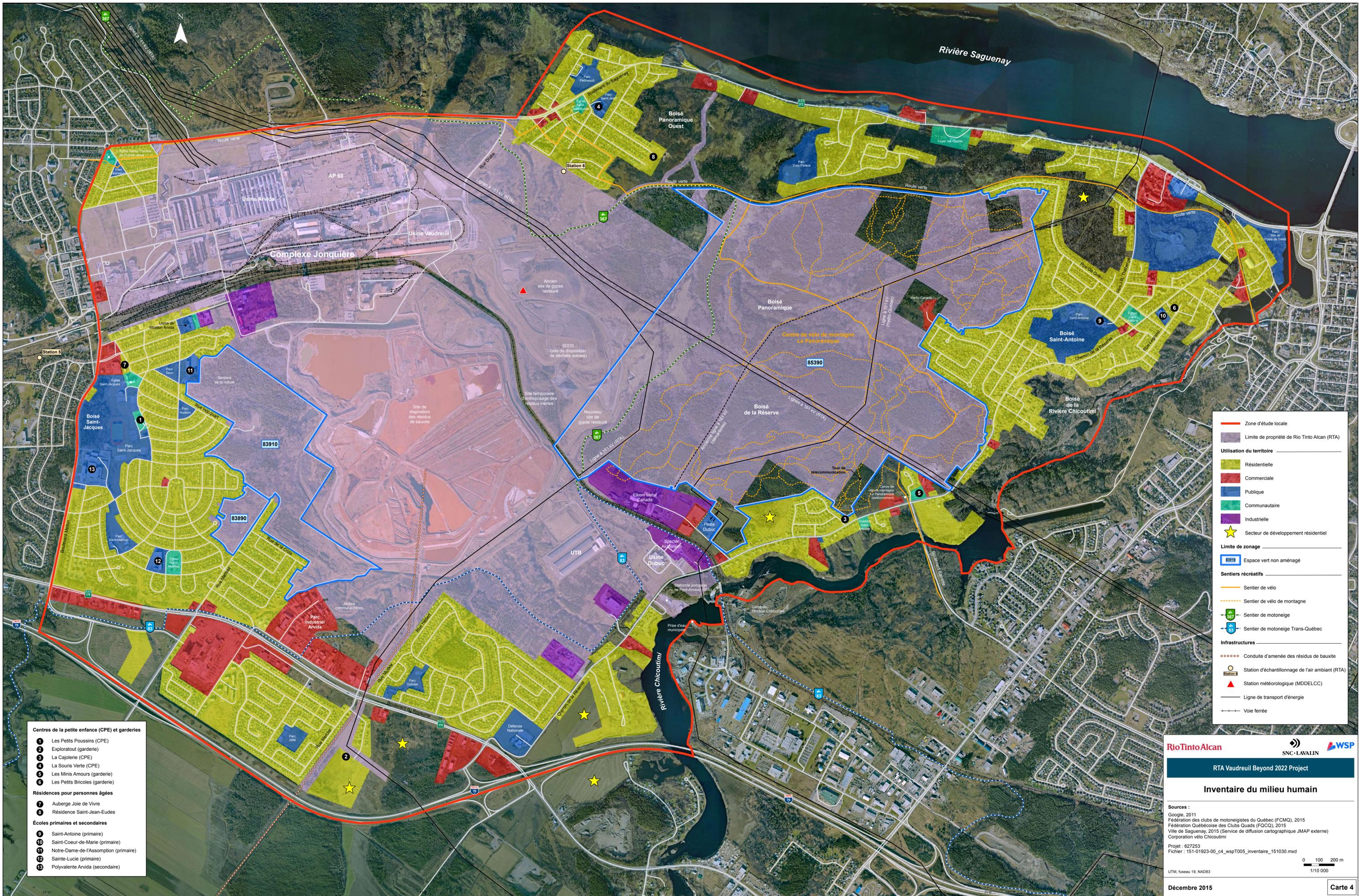
Les résultats dont feront état les Rapports ont été obtenus à partir des données et renseignements disponibles au moment où l'étude a été réalisée. Sanexen ne pourra être tenue responsable de dommages résultant de conditions cachées ou imprévisibles ou de changements survenus après la date où l'information a été recueillie par Sanexen. De plus, Sanexen n'assumera aucune responsabilité quant à l'utilisation de ces rapports à des fins autres que celles pour lesquelles ils ont été rédigés, à la valeur réelle ou perçue du site ni à l'échec d'une transaction en raison du contenu de ce rapport. Sanexen n'a aucun intérêt dans le Site faisant l'objet du présent rapport.

À moins d'avis contraire, les résultats, l'interprétation des données, les commentaires, les recommandations et les conclusions contenus dans ces rapports sont basés, au mieux de notre connaissance, sur les politiques, lois et règlements en vigueur au moment de la rédaction des rapports et applicables spécifiquement au site, ainsi que sur des opinions professionnelles exprimées spécifiquement dans le contexte du mandat octroyé par WSP. Si ces politiques, lois ou règlements sont modifiés ou différents de ceux présumés, Sanexen devra en être informée par WSP afin de réviser, s'il y a lieu, le contenu interprétatif des rapports. Lorsqu'aucune politique, aucune loi ni aucun règlement n'est disponible pour permettre l'interprétation des données, les commentaires, recommandations et conclusions exprimés aux rapports seront fondés, au meilleur de notre connaissance, sur les règles et pratiques professionnelles acceptées dans les champs de compétence concernés.

Toute opinion exprimée et toute référence aux politiques, lois et règlements qui seraient exprimées dans le texte de ces rapports sont purement techniques et sont fournies à titre indicatif. Ces opinions et références ne doivent aucunement être considérées comme un conseil juridique ou un avis juridique.

ANNEXE B

Carte extraite de l'ÉIES



- Centres de la petite enfance (CPE) et garderies**
- 1 Les Petits Poussins (CPE)
 - 2 Exploratout (garderie)
 - 3 La Cajolerie (CPE)
 - 4 La Souris Verte (CPE)
 - 5 Les Minis Amours (garderie)
 - 6 Les Petits Bricoles (garderie)
- Résidences pour personnes âgées**
- 7 Auberge Joie de Vivre
 - 8 Résidence Saint-Jean-Eudes
- Écoles primaires et secondaires**
- 9 Saint-Antoine (primaire)
 - 10 Saint-Coeur-de-Marie (primaire)
 - 11 Notre-Dame-de-l'Assomption (primaire)
 - 12 Sainte-Lucie (primaire)
 - 13 Polyvalente Arvida (secondaire)

Zone d'étude locale

Limite de propriété de Rio Tinto Alcan (RTA)

Utilisation du territoire

- Résidentielle
- Commerciale
- Publique
- Communautaire
- Industrielle
- Secteur de développement résidentiel

Limite de zonage

- 83910 Espace vert non aménagé

Sentiers récréatifs

- Sentier de vélo
- Sentier de vélo de montagne
- Sentier de motoneige
- Sentier de motoneige Trans-Québec

Infrastructures

- Conduite d'aménée des résidus de bauxite
- Station d'échantillonnage de l'air ambiant (RTA)
- Station météorologique (MDELCC)
- Ligne de transport d'énergie
- Voie ferrée

RioTintoAlcan **SNC-LAVALIN** **WSP**

RTA Vaudreuil Beyond 2022 Project

Inventaire du milieu humain

Sources :
 Google, 2011
 Fédération des clubs de motoneigistes du Québec (FCMQ), 2015
 Fédération Québécoise des Clubs Quads (FQCC), 2015
 Ville de Saguenay, 2015 (Service de diffusion cartographique JMAP externe)
 Corporation vélo Chicoutimi

Projet : 627253
 Fichier : 151-01923-00_c4_wspT005_inventaire_151030.mxd

0 100 200 m
 1/10 000

Décembre 2015 **Carte 4**

ANNEXE C

Fiches toxicologiques

1	AVANT-PROPOS	5
2	INFORMATION SUR LES VTR.....	5
2.1	VTR pour exposition aiguë	5
2.2	VTR pour exposition sous-chronique ou chronique.....	7
2.3	Classification du potentiel cancérigène chez l'humain	8
2.4	Information sur les conversions (dose-concentration)	9
3	PARTICULES FINES (PM _{2,5})	11
4	ALUMINIUM	14
6	ANTIMOINE.....	18
7	ARGENT	21
8	ARSENIC INORGANIQUE.....	24
11	BARYUM	30
12	BÉRYLLIUM	34
13	BORE.....	38
14	CADMIUM.....	42
15	CHROME TRIVALENT	49
17	COBALT	54
18	CUIVRE	60
19	ÉTAIN INORGANIQUE	64
19	FER	67
20	MANGANÈSE.....	70
21	MERCURE ÉLÉMENTAIRE ET MERCURE INORGANIQUE	75
21	MOLYBDÈNE	80
22	NICKEL.....	83
22	PLOMB	89
24	SÉLÉNIUM	92
25	TITANE	96
26	VANADIUM ET PENTOXYDE DE VANADIUM	99
27	ZINC.....	104
28	SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE	108

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

ACGIH	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists (États-Unis)</i>
AEGL	<i>Acute Emergency Guideline Levels (U.S. EPA)</i>
AIHA	<i>American Industrial Hygiene Association (États-Unis)</i>
AMT	Apport maximal tolérable (Santé Canada; correspond à UL en anglais)
ANR	Apport nutritionnel recommandé (Santé Canada)
ANREF	Apport nutritionnel de référence (Santé Canada; équivalent de DRI)
AQT	Apport quotidien tolérable (Santé Canada)
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry (États-Unis)</i>
BMCL _x	Limite inférieure de confiance de la BMC _x
BMC _x	Concentration repère (<i>benchmark</i>) correspondant à un niveau de réponse de x%
BMDL _x	Limite inférieure de confiance de la BMD _x
BMD _x	Dose repère (<i>benchmark</i>) correspondant à un niveau de réponse de x%
c. VTR	VTR pour une exposition chronique
CAAQS	<i>California Ambient Air Quality Standard</i>
NAAQS	<i>National Ambient Air Quality Standard (États-Unis)</i>
Cal/EPA	Agence de protection de l'environnement de Californie
CASRN	Chemical Abstract Service Registry number
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDC	<i>Centers for Disease Control and Prevention (États-Unis)</i>
CICAD	<i>Concise International Chemical Assessment Document (IPCS)</i>
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer (IARC en anglais)
CSAF	Facteur d'ajustement spécifique à la substance (<i>Chemical-Specific Adjustment Factor</i>)
CSST	Commission de la santé et de la sécurité au travail (Québec)
CT	Concentration tolérable (Santé Canada)
CT _{0,0x}	Concentration tumorigène x% (Santé Canada)
DAF	<i>Dose adjustment Factor</i>
DHTP	Dose hebdomadaire tolérable provisoire (OMS)
DIVS	Danger immédiat pour la vie et la santé (CSST; équivalent de IDLH)
DJA	Dose journalière acceptable
DJT	Dose journalière tolérable
DRI	<i>Dietary Reference Intake (IOM)</i>
EFSA	Agence européenne pour la sécurité des aliments
EHC	<i>Environmental Health Criteria (IPCS)</i>
ERPG	<i>Emergency Response Planning Guidelines (AIHA)</i>
EURAR	<i>European Union Risk Assessment Report</i>
FAO	Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FÉT	Facteur d'équivalence toxique
GD	Jour de gestation (Gestation Day)
HEC	Concentration équivalente chez l'humain (<i>Human Equivalent Concentration</i>)
HED	Dose équivalente chez l'humain (<i>Human Equivalent Dose</i>)
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i>
IARC	International Agency for research on Cancer (CIRC en français)
ICRP	<i>International Commission on Radiological Protection</i>

IDLH	<i>Immediately Dangerous to Life or Health</i> (équivalent de DIVS)
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques (France)
IOM	<i>Institute of Medicine (NAS)</i>
IPCS	Programme international sur la sécurité des substances chimiques (OMS)
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (U.S. EPA)
JECFA	<i>Joint Expert Committee on Food Additives</i> (OMS)
JMPR	<i>Joint Meeting on Pesticide Residues</i> (OMS)
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LEDx	Limite de confiance inférieure de la dose associée à une réponse de x%
LOAEL	Plus faible niveau (concentration ou dose) avec effet néfaste observé
LOEL	Plus faible niveau (concentration ou dose) avec effet observé
MMAD	Diamètre aérodynamique massique médian (<i>Mass Median Aerodynamic Diameter</i>)
MRL	<i>Minimal Risk Level</i> (ATSDR)
NAS	<i>National Academy of Sciences</i> (États-Unis)
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i> (États-Unis)
NOAEL	Niveau (concentration ou dose) sans effet néfaste observé
NOEL	Niveau (concentration ou dose) sans effet observé
NRC	<i>National Research Council</i> (États-Unis)
NTP	<i>National Toxicology Program</i> (États-Unis)
OARS	<i>Occupational Alliance for Risk Science</i> (États-Unis)
OCDE	Organisation de coopération et de développement
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i> (Californie)
OMS	Organisation mondiale de la santé
OSHA	<i>Occupational Safety and Health Administration</i> (États-Unis)
PBPK	(Modèle) pharmacocinétique à base physiologique
PD	Pharmacodynamique (facteur d'incertitude tenant compte des aspects...)
PEL	<i>Permissible Exposure Limit</i> (OSHA)
PK	Pharmacocinétique (facteur d'incertitude tenant compte des aspects...)
PM ₁₀	Particules dont la taille est inférieure à 10 µm
PM _{2,5}	Particules fines (taille inférieure à 2,5 µm)
PND	Jour après la naissance (Post-Natal Day)
POD	Point de départ (<i>Point of Departure</i>)
PPRTV	<i>Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values</i> (U.S. EPA)
p-RfC	Concentration de référence provisoire pour une exposition chronique (PPRTV)
p-RfD	Dose de référence provisoire pour une exposition chronique (PPRTV)
p-sRfC	Concentration de référence provisoire pour une exposition sous-chronique (PPRTV)
p-sRfD	Dose de référence provisoire pour une exposition sous-chronique (PPRTV)
PST	Particules en suspension totales (dans l'air)
PTMI	Dose mensuelle tolérable provisoire
PTWI	Dose hebdomadaire tolérable provisoire
p-Unit Risk	Risque unitaire provisoire (PPRTV)
RAIS	<i>Risk Assessment Information System</i>
RDDRr	<i>Regional Deposited Dose Ratio</i> (r = région du système respiratoire affecté) ¹

1 TH pour thoracique (voies respiratoires supérieures (nez, pharynx, larynx), TB pour trachéobronchiale, PU pour pulmonaire, ET pour extrathoracique (circulation systémique)

REL	<i>Risk Exposure Level (Cal/EPA)</i>
RfC	<i>Reference Concentration (U.S. EPA),</i>
RfD	<i>Reference Dose (U.S. EPA)</i>
RGDRr	<i>Regional Gas Dose Ratio (r = région du système respiratoire affecté)¹</i>
RIVM	Institut néerlandais pour la santé publique et de l'environnement
RSST	Règlement sur la santé et la sécurité du travail (Québec)
s.c. VTR	VTR pour une exposition sous-chronique
STEL	<i>Short-Term Exposure Limit</i>
TCA	Concentration tolérable dans l'air
TDI	<i>Tolerable Daily Intake</i>
TEEL	<i>Temporary Emergency Exposure Limit (U.S. DoE)</i>
TLV	<i>Threshold Limit Value</i>
TPHCWG	<i>Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group</i>
TWA	(Concentration) moyenne sur une période de temps (<i>Time Weighted Average</i>)
TWI	Dose hebdomadaire tolérable
U.S. DoE	<i>U.S. Department of Emergency</i>
U.S. DOT	<i>U.S. Department of Transport</i>
U.S. EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
UL	<i>Tolerable Upper Intake Level (Santé Canada, IOM)</i>
VECD	Valeur d'exposition de courte durée (RSST)
VEMP	Valeur d'exposition moyenne permise (RSST)
VTR	Valeur toxicologique de référence
VTR _{ing}	VTR par ingestion
VTR _{inh}	VTR par inhalation
WEEL	<i>Workplace Environmental Exposure Levels (AIHA ou OARS; États-Unis)</i>
WHO	<i>World Health Organization (OMS en français)</i>

1 AVANT-PROPOS

Les fiches présentées dans les sections suivantes ont été développées pour tout type d'évaluation des risques et incluent donc des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour différentes durées et voies d'exposition. Une recherche exhaustive a été effectuée pour les valeurs de référence chronique uniquement. Pour les autres durées (aiguë, sous-chronique), l'information présentée n'est pas nécessairement exhaustive car elle a été développée au fil des dossiers traités par Sanexen.

2 INFORMATION SUR LES VTR

2.1 VTR pour exposition aiguë

- Risk Exposure Levels (acute RELs et 8-hour RELs) proposés par Cal/EPA

Les REL sont des VTR proposées par l'*Office of Environmental Health Hazard Assessment* (OEHHA) de l'Agence de protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA)¹ pour une exposition aiguë définie comme une exposition par inhalation d'une durée d'une heure (*acute RELs*) ou de 8 heures (*8 hour RELs*). Ces valeurs de référence correspondent à une concentration à laquelle un individu peut être exposé pendant 1 heure (ou 8 heures) sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé. Les *acute RELs* sont déterminés de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche généralement utilisée pour dériver des VTR protégeant d'effets autres que le cancer (ex. : application d'un facteur de sécurité à la concentration sans effet néfaste observé (NOAEL) ajustée au besoin²). La répétition d'expositions de courte durée (≤ 1 h) reste sécuritaire dans la mesure où les épisodes d'exposition sont intermittents. Les *8-hour REL* réfèrent à la concentration moyenne sur 8 heures, et l'exposition peut être répétée.

- Minimal Risk Levels (acute MRLs) proposés par ATSDR

Les *acute MRLs*³ sont proposés par l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) pour une exposition aiguë, définie comme une exposition continue durant 1 à 14 jours consécutifs. Les *acute MRLs* sont déterminés de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche généralement utilisée pour dériver des VTR protégeant d'effets autres que le cancer (ex. : application d'un facteur de sécurité à la concentration sans effet néfaste observé (NOAEL) ajustée au besoin⁴). Lorsque pertinent, la concentration d'exposition expérimentale est ajustée pour une exposition continue chez l'humain. Ces *acute MRLs* réfèrent à une exposition plus longue que les *acute REL* et les *8-hour REL* définis par Cal/EPA.

- Pour information : Concentrations limites d'exposition en situation d'urgence

Les concentrations limites d'exposition en situation d'urgence ne sont pas des VTR à proprement parler. Ce sont plutôt des valeurs qui visent à protéger la population en cas d'urgence environnementale, donc à s'assurer qu'il n'y a pas d'effets sérieux et irréversibles sur la santé de la population. Les valeurs proposées par différents organismes sont présentées ci-dessous.

- Les *Acute Emergency Guideline Levels* (AEGls) sont des valeurs développées par le *National Research Council, National Academy of Sciences (NRC/NAS)* puis recommandées par U.S EPA⁵. Les AEGl représentent des seuils limites d'exposition visant à protéger la population générale en situation d'urgence (exposition rare ou « une fois dans une vie »). Jusqu'à trois niveaux de seuils peuvent être déterminés pour cinq durées d'exposition (10 et 30 minutes, 1, 4 et 8 heures), chaque seuil correspondant à des niveaux différents de sévérité d'effets toxiques. U.S. EPA présume que les AEGl sont applicables à l'ensemble de la population, incluant les bébés, les enfants et les autres individus qui pourraient être sensibles. Le premier niveau de protection (AEGl-1) est défini comme la

1 <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>

2 Par exemple, pour tenir compte de la durée d'exposition ou de différences toxicocinétiques entre l'animal et l'humain.

3 <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.asp>

4 Par exemple, pour tenir compte de la durée d'exposition ou de différences toxicocinétiques entre l'animal et l'humain.

5 Les AEGl sont accessibles à : <http://www.epa.gov/oppt/aegl/>

concentration dans l'air au-delà de laquelle la population générale, incluant les personnes sensibles, pourraient subir un inconfort notoire (odeur, goût), de l'irritation des organes sensoriels ou certains effets asymptomatiques, non reliés aux sens. Cependant, les effets ne sont pas handicapants et ils sont transitoires et réversibles après cessation de l'exposition.

- Les *Emergency Response Planning Guidelines* (ERPGs) sont développés par l'*American Industrial Hygiene Association (AIHA)*¹. Comme les AEGL, les ERPG ont pour objectif de fournir une estimation des plages de concentration au-dessus desquelles des effets néfastes sur la santé pourraient raisonnablement être anticipés/observés. L'ERPG-1 correspond à la concentration maximale dans l'air (moyenne sur 1 heure) en deçà de laquelle presque tous les individus peuvent être exposés sans qu'il y ait d'effets sur leur santé autre que des effets mineurs et transitoires ou sans que ces individus perçoivent une odeur désagréable clairement définie.
- En l'absence d'AEGL et d'ERPG, l'U.S. Department of Emergency (U.S. DOE)² peut avoir développé des *Temporary Emergency Exposure Limit (TEEL)*, qui sont des valeurs provisoires. Le TEEL-1 est défini comme la concentration dans l'air (moyenne sur 15 minutes) en deçà de laquelle il est attendu que la plupart des individus ne devraient pas subir d'effets autres que légers et transitoires ou pourraient percevoir une odeur désagréable clairement définie. Pour certaines substances, un TEEL-0 a pu être défini. Le TEEL-0 correspond à la concentration seuil en deçà de laquelle la plupart des gens n'encourront pas de risque appréciable pour leur santé.

➤ Pour information : Normes en milieu de travail

En milieu de travail, la valeur d'exposition moyenne permise (VEMP) ou, en anglais, la *Threshold Limit Value-Time Weighted Average (TLV-TWA)* sont des concentrations moyennes sur 8 ou 10 heures destinées à protéger la santé des travailleurs. Ces normes sont déterminées par divers organismes comme l'*American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH)*, le *National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH)*, l'*Occupational Safety and Health Administration (OSHA)*. Au Québec, les VEMP sont inscrites dans le Règlement sur la santé et la sécurité du travail (RSST)³. Par défaut, des valeurs provisoires (*Workplace Environmental Exposure Levels, WEELs*)⁴ peuvent être proposées par l'AIHA ou l'*Occupational Alliance for Risk Science (OARS)*. La VEMP est définie dans le RSST comme « la concentration moyenne, pondérée pour une période de 8 heures par jour, en fonction d'une semaine de 40 heures, d'une substance chimique (sous forme de gaz, poussières, fumées, vapeurs ou brouillards) présente dans l'air au niveau de la zone respiratoire du travailleur ». La notion d'effet néfaste pour les travailleurs n'est pas clairement définie par les organismes qui établissent ces normes et la documentation disponible ne permet pas toujours de connaître la façon dont les concentrations proposées ont été déterminées (dose critique et facteurs de sécurité non détaillés). Lorsque l'information est disponible, il appert que les TLV-TWA ou VEMP correspondent souvent à la NOAEL ou à la plus faible concentration avec effet (ou avec néfaste) observé (LOEL et LOAEL, respectivement) chez l'humain (ou chez l'animal) suite à une exposition de plus ou moins longue durée. Pour les substances ne présentant pas de toxicité aiguë particulière, les TLV-TWA ou VEMP sont basées sur la protection des travailleurs pour une exposition à long terme (effets survenant à des niveaux d'exposition plus faibles que lors d'une exposition à court terme). Les TLV-TWA sont déterminées pour des adultes en bonne santé (moins sensibles que la population générale).

1 Les ERPG sont accessibles à : <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Pages/default.aspx>

2 Les TEEL sont accessibles à : <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel.html>. Ils n'ont pas été retenus car ce sont des valeurs sur 15 minutes.

3 Règlement sur la santé et la sécurité du travail. <http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/simdut-1988/guide-utilisation-fiche-signalétique/pages/13-reglementation.aspx>

4 Les WEEL sont accessibles à : <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/WEELs/Pages/default.aspx> ou à : <http://www.tera.org/OARS/>

➤ VTR provisoires

Lorsqu'aucune VTR pour une exposition aiguë (*acute REL, 8-hour REL, acute MRL*) n'était disponible, un effort a été effectué afin de développer des valeurs provisoires permettant une évaluation préliminaire du risque. Cette approche préliminaire vise à identifier des situations où les concentrations mesurées ou estimées dans l'air sur une courte période (ex. : 1 heure, 8 heures, 24 heures) se rapprocheraient des concentrations identifiées comme ayant des effets possibles sur la santé. À cette fin, les concentrations ayant des effets possibles sur la santé suite à une exposition par inhalation de courte durée sont identifiées parmi les valeurs visant à protéger la population en cas d'urgence environnementale (AEGL-1, ERPG-1) et/ou parmi celles visant à protéger la santé des travailleurs (TLV-TWA, VEMP).

Généralement, les valeurs provisoires ont été dérivées en divisant la plus faible valeur identifiée parmi les TLV-TWA, AEGL-1, ERPG-1 disponibles par un facteur de sécurité arbitraire (de 100)¹ qui vise à s'assurer que toute concentration dans l'air se rapprochant d'un niveau d'effet soit identifiée (« système d'alerte »). La VTR provisoire correspond donc à un AEGL-1 (ou ERPG-1 ou TLV-TWA) divisé par 100, à moins que cette valeur soit inférieure à la VTR par inhalation pour une exposition sous-chronique (s.c. VTR_{inh}) ou chronique (c. VTR_{inh}). Dans un tel cas, la VTR sous-chronique ou chronique serait appliquée. Advenant que la concentration estimée ou mesurée soit supérieure à la VTR provisoire (ex. : concentration estimée > TLV-TWA/100), une analyse plus approfondie des résultats est réalisée (ex. : recherche et analyse des données toxicologiques brutes disponibles, évaluation de l'incertitude associées à la toxicité et à l'exposition).

2.2 VTR pour exposition sous-chronique ou chronique

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour estimer le risque d'effets autres que le cancer pour une exposition sous-chronique ou chronique (s.c.VTR et c. VTR, respectivement) ou pour estimer le risque de cancer (risque unitaire, coefficient de cancérogénicité) proviennent généralement des sources suivantes :

- a) Santé Canada : plusieurs dénominations de VTR (dose journalières acceptables (DJA), dose journalière tolérable (DJT), apport quotidien tolérable (AQT), concentration tolérable (CT), coefficient de cancérogénicité, risque unitaire) sont disponibles dans le document d'orientation pour les sites contaminés² et dans d'autres documents disponibles en ligne^{3,4}.
- b) Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis (U.S. EPA) : base de données IRIS (*Integrated Risk Information System*), qui fournit des doses de référence (RfD), concentrations de référence (RfC), coefficients de cancérogénicité (*cancer slope factor*) et risques unitaires (*unit risk* pour l'air et/ou l'eau potable) ;
- c) *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) : *Minimal Risk Levels (MRLs)* pour une exposition aiguë, sous-chronique (*intermediate*) ou chronique présentés dans les *Toxicological Profiles*;
- d) Organisation mondiale de la santé (OMS) : diverses VTR (comme des DJA) peuvent être disponibles dans des publications (ex. : *Concise International Chemical Assessment Document (CICADs)*, *Environmental Health Criteria (EHC) monographs*, *Joint Expert Committee on Food Additives (JECFA) - Monographs and Evaluations*, *Joint Meeting on Pesticide Residues (JMPR)*). Les recommandations européennes pour la qualité de l'air sont aussi une source de VTR intéressantes;
- e) Ministère hollandais de la santé publique et de l'environnement (RIVM);
- f) Agence pour la protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA), dont l'*Office of Environmental Health Hazard (OEHHA)*⁵ fournit des REL (air), des coefficients de cancer voir d'autres VTR;

1 Bien que cette valeur de 100 soit issue d'un choix arbitraire, cette valeur peut être vue comme englobant le facteur d'incertitude par défaut (10) généralement appliqué pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (protection de la population la plus sensible) multiplié par un facteur additionnel de 10 qui pourrait couvrir d'autres sources d'incertitude comme le niveau d'effet du point de départ (LOAEL), des lacunes de la base de données, etc.

2 L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie II : Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada, version 2.0

3 Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documents techniques. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#techniques>

4 Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/air/in/res-in/index-fra.php>

5 <http://oehha.ca.gov/>

- g) *Institute of Medicine (IOM)* de la *National Academy of Sciences (NAS)*, qui fournit notamment de l'information pour les éléments inorganiques.

À l'occasion, des VTR provenant d'autres sources peuvent aussi être présentées. Parmi celles-ci figurent notamment les *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPTRVs)* dérivées par l'U.S. EPA pour le *Superfund Program* (<http://hhpprtv.ornl.gov/>). Les PPTRV (ex. : p-RfD, p-RfC, p-Unit Risk) sont qualifiées de « provisoires » car elles n'ont pas fait l'objet d'un consensus auprès de tous les programmes de l'U.S. EPA, contrairement aux VTR présentées dans IRIS. L'U.S. EPA dérive des PPTRV lorsqu'il n'y a pas de valeur disponible dans IRIS. Ces valeurs sont établies selon la même procédure que les VTR de IRIS (même sources, même directives), et font également l'objet d'une révision par des pairs à l'interne (par deux scientifiques de l'U.S. EPA) et à l'externe (par trois experts scientifiques indépendants). Les PPTRV sont mises à jour régulièrement.

2.3 Classification du potentiel cancérigène chez l'humain

➤ Classification selon U.S. EPA - IRIS¹

- a) Classification la plus récente², disponible uniquement pour les substances évaluées à partir de 2005 :
- *Carcinogenic to Humans* (cancérigène pour l'humain)³;
 - *Likely to be Carcinogenic to Humans* (probablement cancérigène pour l'humain)¹;
 - *Suggestive Evidence of Carcinogenic Potential* (preuves suggérant un potentiel cancérigène)¹;
 - *Inadequate Information to Assess Carcinogenic Potential* (information inadéquate pour évaluer le potentiel cancérigène)¹;
 - *Not Likely to be Carcinogenic to Humans* (probablement non cancérigène pour l'humain)¹.
- b) Classification antérieure⁴ (1986-2005) :
- Groupe A : *Carcinogenic to Humans* (cancérigène pour l'humain)¹;
 - Groupes B1 et B2 : *Probably Carcinogenic to Humans* (probablement cancérigène pour l'humain)¹;
 - Groupe C : *Possibly Carcinogenic to Humans* (possiblement cancérigène pour l'humain)¹;
 - Groupe D : *Not Classifiable as to Human Carcinogenicity* (non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain)¹

Les fondements de cette classification sont résumés dans le tableau ci-dessous

Human evidence	Animal evidence				
	Sufficient	Limited	Inadequate	No data	No evidence
Sufficient	A	A	A	A	A
Limited	B1	B1	B1	B1	B1
Inadequate	B2	C	D	D	D
No data	B2	C	D	D	E
No evidence	B2	C	D	D	E

1 <http://www.epa.gov/iris/index.html>:

2 *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*, 2005, disponible à : <http://www.epa.gov/cancerguidelines/>

3 Traduction libre

4 *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*, 1986, disponible à : <http://www.epa.gov/cancerguidelines/guidelines-carcinogen-risk-assessment-1986.htm>

- Classification selon le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC)¹
 - Groupe 1 : cancérogène pour l'humain;
 - Groupe 2A : probablement cancérogène pour l'homme;
 - Groupe 2B : peut-être cancérogène pour l'homme;
 - Groupe 3 : inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme;
 - Groupe 4 : probablement pas cancérogène pour l'homme.

- Classification selon Santé Canada²
 - Groupe I : cancérogène pour l'humain;
 - Groupe II : probablement cancérogène pour l'humain;
 - Groupe III : susceptible d'être cancérogène pour l'humain;
 - Groupe IV : peu susceptible d'être cancérogène pour l'humain;
 - Groupe V : probablement non cancérogène pour l'humain;
 - Groupe VI : inclassable en ce qui concerne la cancérogénicité chez l'humain.

2.4 Information sur les conversions (dose-concentration)

Pour plusieurs substances, il arrive qu'il existe une VTR par ingestion seulement ou par inhalation seulement. Dans de tels cas et lorsqu'il a été jugé plausible que les effets observés par l'une ou l'autre voie puissent se produire quelle que soit la voie d'exposition (ex. : effets systémiques), une valeur provisoire peut avoir été dérivée selon une approche prudente et en tenant compte :

- Du taux d'absorption relatif de chacune des voies (valeurs documentées ou, par défaut, 100% par voie orale et 100% par inhalation);
- Des caractéristiques d'un adulte (soit un volume d'air inhalé par jour arrondi à 0,23 m³/kg.jour). Cette dernière valeur correspond aux caractéristiques d'exposition recommandées dans les lignes directrices pour l'analyse de risque québécoises³ (0,223 m³/kg.jour, poids corporel : 74,6 kg, d'où un taux d'inhalation de 16,6 m³/jour) et fédérale⁴ (poids corporel d'un adulte : 70,4 kg, taux d'inhalation : 16,6 m³/jour, d'où un volume d'air inhalé de 0,235 m³/jour).

1 <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>

2 <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-eng.php>

3 INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. <https://www.inspq.qc.ca/publications/1440>

4 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.

Ainsi :

$$\text{Concentration de référence provisoire} = (\text{Dose de référence} / \text{Volume d'air inhalé par jour}) \times (F_{\text{oral}}/F_{\text{inhal}}) \times 1000$$

Et inversement :

$$\text{Dose de référence provisoire} = \text{Concentration de référence} \times \text{Volume d'air inhalé par jour} \times (F_{\text{inhal}}/F_{\text{oral}}) \times 0,001$$

Où :

- Concentration de référence provisoire : Concentration exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Dose de référence: Dose exprimée en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour}$
- Volume d'air inhalé par jour: Volume moyen pour un adulte ($0,23 \text{ m}^3/\text{kg}\cdot\text{jour}$; voir ci-dessus)
- F_{oral} : Taux d'absorption par voie orale
- F_{inhal} : Taux d'absorption par inhalation
- 1000: Facteur de conversion de mg à μg
- 0,001: Facteur de conversion de μg à mg

3 PARTICULES FINES (PM_{2,5})

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
NA	24 heures : 15 (CCME, 1999)		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
NA	Annuelle : 10 (OMS 2006, 2011)	NA	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS) :-- selon IARC (2013) : cancérigène pour l'humain (groupe 1)			

NA : non applicable

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Inhalation – exposition à court terme (24 heures)

La concentration de référence retenue comme concentration moyenne sur 24 heures de PM_{2,5} (15 µg/m³) est celle définie par Santé Canada (Santé Canada en Environnement Canada, 1998) et indiquée parmi les Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant définis du CCME (CCME, 1999). Ce niveau de référence pour les PM_{2,5} a été « dérivé statistiquement à partir de plusieurs études et devrait être interprété comme un niveau au-dessus duquel on sait qu'il existe (importance statistique) une relation dose-réponse et on a la capacité de fournir une certaine quantification des effets nocifs. Dans le cas présent, le niveau de référence **ne** devrait donc **pas** être interprété comme un seuil d'effets. Au contraire, il n'existe aucune preuve manifeste d'un niveau seuil pour les associations positives entre les matières particulaires et les taux de mortalité et d'hospitalisations quotidiennes, c'est-à-dire que toute augmentation des matières particulaires dans l'air ambiant est associée à une augmentation statistique de la mortalité et des hospitalisations et on admet ainsi que tout niveau de référence identifié se situe à l'intérieur de la « gamme des effets ». [...]. D'après le poids de la preuve présenté dans le Rapport d'évaluation scientifique, les preuves épidémiologiques pour la mortalité et la morbidité associées à l'exposition [...] aux PM_{2,5} sont remarquables, solides, constantes et convaincantes. Les PM_{2,5} ont très clairement été associées à des effets nocifs sur la santé dans un certain nombre d'études épidémiologiques et on a montré dans la plupart des études qu'elles présentaient une association plus solide avec la mortalité que les autres paramètres de mesure des particules fines (tels que le sulfate ou l'acidité). Les PM_{2,5} sont également un substitut plus général pour les effets des particules fines dans toutes les régions du pays que les autres mesures (étant donné les fortes différences régionales dans les niveaux de sulfate et d'acidité). [...]. Bien qu'on ait mis l'accent sur la mortalité et l'hospitalisation pour déterminer les niveaux de référence, en raison des données plus importantes de ces événements cibles, ils ne sont en réalité que la partie émergée de l'iceberg en ce qui concerne les effets sur la santé humaine provoqués par les matières particulaires. D'autres effets nocifs tels que la bronchite, la réduction de la fonction pulmonaire, la baisse d'activité, l'absentéisme et l'augmentation des coûts liés aux médicaments sont manifestes et apparaissent aux concentrations actuellement mesurées dans l'air ambiant au Canada. » (Santé Canada et Environnement Canada, 1998).

Les autres organismes de réglementation proposent plutôt des critères de qualité de l'air ambiant qui s'appliquent à une valeur centile de la distribution des concentrations sur 24 heures. De tels critères ne sont donc pas adéquats pour une comparaison avec la concentration maximale sur 24 heures. Ces critères sont les suivants :

- L'OMS propose une recommandation de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui s'applique au 99^e centile de la distribution des concentrations journalières (24 heures), ce qui correspond à la 4^e valeur journalière la plus élevée dans l'année (WHO Europe 2006; WHO 2011). Cette valeur est basée sur la relation entre les concentrations sur 24 heures et la concentration annuelle moyenne (WHO Europe 2006).
- Les Normes nationales de qualité de l'air ambiant au Canada (Environnement Canada, 2013) sont de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2015 et de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2020; la valeur statistique à utiliser pour comparer à la norme n'est pas précisée sur le site toutefois elle est vraisemblablement la même (c.-à-d. la moyenne triennale du 98^e centile annuel des concentrations quotidiennes moyennes sur 24 heures) que celle indiquée par le CCME (2013) pour le standard pancanadien (puisque le standard proposé est devenu une norme).
- Aux États-Unis, le critère de qualité de l'air ambiant « primaire » (visant à protéger la santé humaine) défini par le gouvernement fédéral pour les $\text{PM}_{2,5}$ est fixé à $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et s'applique à la moyenne triennale du 98^e centile annuel des concentrations quotidiennes moyennes sur 24 heures (Esworthy 2013; US EPA 2013). Aucune valeur sur 24 heures n'est proposée par le gouvernement californien (Cal/EPA 2004).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Inhalation – exposition à long terme

L'OMS propose une recommandation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la concentration moyenne annuelle de $\text{PM}_{2,5}$ dans l'air (WHO Europe 2006; WHO 2011). Cette valeur correspond au plus faible niveau auquel une augmentation statistiquement significative de la mortalité (totale, due à des maladies cardiovasculaires et due au cancer du poumon) a été observée dans des études épidémiologiques (WHO Europe 2006). L'OMS précise qu'aucun seuil d'exposition (sans effet) n'a pu être défini.

Les Normes nationales de qualité de l'air ambiant au Canada indiquées sur le site d'Environnement Canada (concentration sur une base annuelle) sont de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2015 et $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2020; les conditions d'application (valeur statistique à utiliser pour comparer au critère) ne sont pas précisées.

Aux États-Unis, le critère de qualité de l'air ambiant « primaire » (visant à protéger la santé humaine) défini par le gouvernement fédéral pour les $\text{PM}_{2,5}$ a récemment été révisé à la baisse, à une valeur de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne annuelle sur une période de 3 années (Esworthy 2013; US EPA 2013).

En Californie, le critère en vigueur pour la concentration moyenne annuelle est également de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cal/EPA, 2004). Cal/EPA indique que ce critère vise à protéger les groupes les plus sensibles de la population, soit les bébés, les enfants, les personnes âgées et les personnes souffrant de maladies cardiaques ou pulmonaires.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉRIGÈNE

Les matières particulaires dans l'air (taille non précisée) ont été classées par IARC (2013) comme cancérogènes pour l'humain. Aucune évaluation n'est disponible auprès de U.S. EPA (IRIS). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est actuellement disponible pour les $\text{PM}_{2,5}$ (Santé Canada 2010; ATSDR 2008; U.S. EPA (IRIS); Cal/EPA 2009).

RÉFÉRENCES

- Cal/EPA (2004). *California Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter*. Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://www.arb.ca.gov/research/aaqs/pm/pm.htm>.
- CCME (1999). Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant au Canada : processus et état, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg. Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CCME (2013). Rapport d'étape 2011 sur les standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. PN 1496. ISBN 978-1-896997-99-5 PDF. http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1496_cws_pm_ozone_2011_rpt_fr.pdf

- IARC (2013). *IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths*. Press release no. 221. 17 October 2013.. http://www.iarc.fr/en/media-centre/iarcnews/pdf/pr221_E.pdf
- Environnement Canada et Santé Canada (2000). *Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Particules inhalables de 10 microns ou moins*. Rapport. 83 pages. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/pm10/pm10-fra.pdf
- Environnement Canada (2013). Fiche d'information. Normes nationales de qualité de l'air ambiant. <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D87FA775-1&news=A4B2C28A-2DFB-4BF4-8777-ADF29B4360BD>
- Esworthy, R. (2013). *Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard*. Congressional Research Service. Rapport. 43 pages. <http://www.fas.org/sgp/crs/misc/R42934.pdf>
- OMS (2011). Santé et qualité de l'air. Aide-mémoire N° 313. Organisation mondiale de la Santé. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>
- OMS/Europe (2000). *Air quality guidelines for Europe. Second Edition*. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. Rapport. 273. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf
- OMS/Europe (2006). *Air quality guidelines. Global update 2005*. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. Rapport. 484. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf
- Santé Canada et Environnement Canada (1998). *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires - Sommaire. Partie 1: Rapport d'évaluation scientifique*. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs de la qualité de l'air. Rapport. 28. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/index-fra.php
- Protection Agency, Washington, DC. Rapport no. EPA/600/R-08/139F. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recorddisplay.cfm?deid=216546>.
- US EPA (2013). *National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)*. <http://www.epa.gov/air/criteria.html>

4 ALUMINIUM

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
1,0 (ATSDR 2008) ^a	4 350 ^b	1,0 ^b	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
1,0 (ATSDR 2008) ^a	4 350 ^b	1,0 ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS) :-- selon IARC :-- selon ACGIH (2008) : non classable			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b : Valeur provisoire, extrapolée à partir de la dose par ingestion

Note. La dose journalière totale d'Al a été estimée à environ 0,5 mg/kg.j pour les adultes (Chang 1996), et à 0,10-0,12 mg/kg.j à partir de l'alimentation (ATSDR, 2008). Des doses beaucoup plus élevées (x10 à x100) sont ingérées par les personnes prenant des antiacides ou des analgésiques à base d'Al (voir ATSDR).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou U.S.EPA.

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR, U.S. EPA ou AIHA.

Des TLV-TWA protégeant des irritations et des effets pulmonaires sont disponibles pour plusieurs formes de l'aluminium (HSDB).

- Particules inhalables d'aluminium et ses composés insolubles : TLV-TWA (8 heures) de 1 mg/m³; il est recommandé par l'ACGIH que les travailleurs ne soient pas exposés à plus de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour plus de 30 minutes (ACGIH).
- Aluminium, respirable: TLV-TWA (10 h) de 5 mg/m³ (NIOSH);
- Aluminium total : TLV-TWA (10 h) de 10 mg/m³ (NIOSH);
- Autres formes d'Al particulières au milieu professionnel (NIOSH):
 - Oxyde d'Al : 10 mg/m³;
 - Fumées et poudre ultrafine (*pyropowder*) : 5 mg/m³;
 - Sels solubles et alkyls : 2 mg/m³.

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TLV-TWA pour les particules inhalables d'aluminium et ses composés insolubles divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (1 mg/kg.j) correspond à la valeur proposée par ATSDR (2008) pour une exposition sous-chronique (voir la section chronique ci-après pour plus de détails).

INHALATION

Aucune concentration de référence n'étant proposée par U.S. EPA (IRIS, PPRTV), ATSDR (2008), Cal/EPA ou Santé Canada (2010), une concentration de référence provisoire ($4\ 350 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence par voie orale (voir la section chronique ci-après pour plus de détails).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (1 mg/kg.j) correspond à la valeur proposée par ATSDR (2008) pour une exposition sous-chronique ou chronique, ainsi que par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (IPCS/WHO 1997).

La valeur dérivée par ATSDR est basée sur les résultats de l'étude de Golub et coll. (2000). Des souris Swiss Webster mâles et femelles ont été exposées à du lactate d'aluminium dans la nourriture (7 ou 1 000 ppm Al). Les doses ont été estimées (pour les adultes) à <1 et 100 mg Al/kg/jour, respectivement. Les souris ont été exposées de la conception (via la mère) jusqu'à l'âge de 24 mois. Le poids corporel, la consommation de nourriture et les signes cliniques ont été évalués durant les 6 derniers mois de l'étude. Une batterie de tests neurocomportementaux, l'activité spontanée sur 1 heure, et des tests de réflexe auditifs ont été effectués à 18 et 24 mois. Les effets observés incluaient : i) une augmentation significative du poids relatif de la moelle épinière, du cœur et des reins, ii) des changements significatifs de la géotaxie négative et du temps de retrait de la queue lors du test de sensibilité à la température (mâles seulement) à 18 mois et, iii) à 24 mois, une diminution significative de la force des membres antérieurs et postérieurs et de la sensibilité à la température (mâles et femelles). Les tests de sursaut auditif et de mouvement spontané vertical n'ont pu être réalisés chez les animaux les plus âgés; aucun effet sur les mouvements horizontaux n'a été observé. Par ailleurs, des effets équivoques ont été observés sur le poids corporel (diminution de ~20% chez les femelles, augmentation de ~10% chez les mâles). Bien que la consommation de nourriture ne soit pas modifiée de façon significative, le ratio consommation/poids corporel était significativement plus élevé chez les souris exposées. Aucun effet sur l'incidence de signes cliniques ou sur des indications de syndromes neurodégénératifs n'a été observé. Dans une étude complémentaire réalisée dans les mêmes conditions avec des souris Swiss Webster et C57BL/6J, la même batterie de tests neurocomportementaux ainsi que le test du labyrinthe de Morris ont été testés à un âge de 22-23 mois. Le poids corporel, la consommation de nourriture et les signes cliniques ont aussi été évalués durant les 6 derniers mois de l'étude. Aucun effet sur la performance aux tests neurocomportementaux n'a été observé (ce qui pourrait s'expliquer par une faiblesse statistique due au (faible) nombre d'animaux) et, en général, les souris exposées montraient une meilleure performance dans le test du labyrinthe que les souris témoins.

Sur la base de l'ensemble de ces résultats, une LOAEL de 100 mg Al/kg.jour (diminution de la force des membres antérieurs et postérieurs et diminution de la sensibilité thermique) a été retenue. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car l'étude de Golub et coll. (2000) ne portait que sur un seul groupe. La LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour utilisation d'une LOAEL minimale, 10 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle) et par un facteur modifiant de 0,3 afin de tenir compte des possibles différences de biodisponibilité entre le lactate d'aluminium (estimée à 0,63% chez des lapins après une dose orale unique) utilisé dans l'étude de Golub & Germann (2001) et la biodisponibilité de l'aluminium présent dans l'eau potable (estimée à 0.07 to 0.39%) ou l'alimentation américaine typique (estimée à ~0.1%).

L'OMS propose une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 7 mg/kg (soit une dose journalière tolérable de 1 mg/kg) (FAO/WHO 1989). Cette valeur a été reconduite lors de la dernière évaluation de l'IPCS-WHO (monographie n°194 publiée en 1997), les preuves d'une relation entre une exposition à l'aluminium et des effets sur la santé étant jugées insuffisantes pour

justifier de réviser les valeurs guides fixées antérieurement concernant l'exposition des personnes en bonne santé non exposées professionnellement.

RIVM (2001) et Santé Canada (2010) ne proposent aucune dose de référence. L'aluminium n'a pas été évalué par le gouvernement du Canada dans le cadre de la LCPE.

U.S. EPA (IRIS 1988) propose une dose de référence pour le phosphore d'aluminium, utilisé comme fumigène pour la préservation des céréales. Cette valeur n'a pas été retenue car les effets observés (réduction du poids des animaux) seraient liés à la décomposition du complexe, au niveau intestinal, en phosphine qui est un gaz particulièrement toxique, et non à l'aluminium. Aucune autre valeur n'est proposée par U.S. EPA (IRIS, PPRTV) pour l'aluminium.

INHALATION

Aucune concentration de référence n'étant proposée par U.S. EPA, ATSDR (2008), Cal/EPA ou Santé Canada (2010), une concentration de référence provisoire a été dérivée de la dose de référence par voie orale.

En effet, les organes cibles de l'Al étant le cerveau et les os, on peut considérer que la toxicité de l'Al est liée à la circulation systémique. Les taux d'absorption de l'Al par voie gastro-intestinale et pulmonaire étant semblables (de l'ordre de 1% selon Chang 1996), la dose par inhalation est égale à la dose par voie orale, soit 1 mg/kg.j (ce qui correspond à une concentration de référence provisoire de 4 350 µg/m³).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'aluminium n'a pas été classé par IARC ou U.S. EPA (IRIS) par rapport à son potentiel cancérigène pour l'humain. Bien qu'une augmentation de l'incidence de cancer de la vessie ait été observée en milieu professionnel (production d'aluminium), un lien causal n'a pu être établi avec l'aluminium du fait de la présence concomitante de cancérigènes reconnus, tels que les HAP. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé par Santé Canada (2010), ATSDR (2008), U.S. EPA, ou Cal/EPA (2009).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2008). *Toxicological Profile for Aluminium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2009). Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors. 89 pages + annexes. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Chang L.W. (1996). *Toxicology of metals*. Chang L. (Ed.), Magos L and Suzuki T. (Ass. Eds.), CRC Lewis Publishers, Boca Raton
- FAO/WHO (1989). *Aluminium*. In: *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Thirty-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization, pp 28-31 (WHO Technical Report Series No. 776).
- Golub MS, Germann SL, Han B, et coll. (2000). *Lifelong feeding of a high aluminium diet to mice*. *Toxicology* 150:107-117. Tel que cité par ATSDR (2008)
- Golub MS, Germann SL. 2001. *Long-term consequences of developmental exposure to aluminum in a suboptimal diet for growth and behavior of Swiss Webster mice*. *Neurotoxicol Teratol* 23(4):365-372. Tel que cité par ATSDR (2008)
- HSDB. *Aluminium compounds*. Dernière révision: 2005-06-24. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. International Agency for Research on Cancer. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>

- IPCS-WHO (1997). *Aluminium*. Environmental Health Criteria 194. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*. http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List*. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>.
- U.S. EPA (2013b). *Integrated Risk Information system (IRIS). Aluminium phosphide (CASRN 20859-73-8)* (dernière révision : 1988). <http://www.epa.gov/iris/subst/0005.htm>.
- U.S. EPA. *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund (PPRTV)*. <http://hhpprtv.ornl.gov/quickview/pprtv.php>

6 ANTIMOINE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	--	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
4×10^{-4} (U.S. EPA_PPRTV 2008) ^a	1,7 ^b	4×10^{-4} ^b	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
2×10^{-4} (Santé Canada 1997) ^a	0,87 ^b	2×10^{-4} ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS) : -- selon IARC:--			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision.

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par ingestion

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

Aucune valeur n'est actuellement disponible (ATSDR, Cal/EPA).

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH pour l'antimoine et ses composés et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de $1,5 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour plus de 30 minutes (HSDB).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TEEL-1 ou TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour une exposition sous-chronique ($4 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) correspond à la valeur provisoire recommandée par U.S. EPA (PPRTV 2008) pour les sels solubles de l'antimoine. Cette valeur est égale à la RfD chronique proposée par U.S. EPA (IRIS 1991).

Une dose comparable ($6 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) peut être dérivée de la DJA pour une exposition chronique ($2 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) proposée par Santé Canada (1997), en supprimant le facteur d'incertitude de 3 appliqué pour utilisation de données sous-chroniques. La dose de référence sous-chronique (provisoire) est donc de (NOAEL de $0.06 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ divisée par 100; voir section chronique ci-après pour plus de détails).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue ($2 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est la dose journalière acceptable (DJA) proposée par Santé Canada (1997) pour les sels solubles de l'antimoine. Cette DJA est basée sur l'étude de Poon et coll. 1998 (citée par Santé Canada) dans laquelle des rats mâles et femelles ont été exposés à des sels d'antimoine trivalent solubles dans de l'eau du robinet pendant 13 semaines à des concentrations de 0, 0,5, 5, 50 ou 500 mg/L (équivalentes à des concentrations de 0,06-42,17 mg/kg.j pour les mâles et de 0,06-45,69 mg/kg.j pour les femelles). Une NOAEL de 0,5 mg/L (ou 0,06 mg/kg.j) et une LOAEL de 5 mg/L (baisse du glucose sérique chez les femelles) ont été établies. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la NOAEL (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique).

U.S. EPA (IRIS 1991) propose une RfD de $4 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ basée sur les résultats d'une étude chronique effectuée chez des rats mâles et femelles exposés à 5 mg/L d'antimoine (correspondant à $0,35 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) via l'eau de consommation (Schroeder et coll. 1970 cités par U.S. EPA). La NOAEL n'a pu être établie puisqu'une seule dose d'antimoine a été administrée. Une LOAEL de $0,35 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ correspondant à une diminution de la longévité, de la variation du glucose et du cholestérol sanguin a été déterminée. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'extrapolation interspèces et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA est faible (étude réalisée sur une seule espèce, avec une seule dose, NOAEL non déterminée et histopathologie mal décrite; manque de données adéquates par voie orale).

Bien que la RfD dérivée par US EPA soit basée sur les résultats d'une étude chronique, elle n'a pas été retenue car une seule dose a été testée (absence de NOAEL). L'effet critique identifié dans l'étude sous-chronique retenue par Santé Canada (baisse du glucose sérique) avait été observé lors de l'étude chronique, et l'étude sous-chronique (NOAEL=0.5 mg/L, LOAEL=5 mg/L) est cohérente avec l'étude chronique (effet observé à 5 mg/L). Il reste néanmoins une incertitude quant à la NOAEL pour une durée chronique. Le choix de la VTR de Santé Canada correspond à la sélection de la valeur la plus sévère.

ATSDR (1992) et RIVM (2001) ne proposent aucune valeur.

INHALATION

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA, ATSDR (1992), Cal/EPA ou Santé Canada (2010). Par défaut, une concentration de référence provisoire ($1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence, en considérant que le taux d'absorption est le même par les deux voies. En effet, selon ATSDR, le taux par ingestion est compris entre 1% et 10%; celui par inhalation n'a pas été quantifié mais la plupart des particules inhalées (de taille supérieure à $1,6 \mu\text{m}$) serait rejetée dans le système gastro-intestinal et seules les particules les plus fines ($1 \mu\text{m}$) seraient absorbées, lentement, au niveau pulmonaire. L'application du même taux d'absorption ne devrait donc pas conduire à une sous-estimation significative du risque par inhalation.

Toutefois, comme l'indique U.S. EPA (PPRTV 2008), cette valeur doit être considérée comme provisoire car la plupart des données disponibles par inhalation ont été obtenues chez l'humain ou l'animal par inhalation de trioxyde d'antimoine (peu soluble). Brièvement, des effets sur le myocarde avaient été observés chez des travailleurs (0.58-5.5 mg/m³ de trisulfide d'antimoine) ainsi que chez le lapin, le chien et le rat (3-6 mg/m³ durant 6-10 semaines). Le peu d'information disponible empêche l'utilisation de ces données pour dériver une valeur de référence (U.S. EPA PPRTV 2008).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérigène de l'antimoine n'a pas été évalué U.S. EPA (IRIS) et les données ont été jugées inadéquates par U.S. EPA (PPRTV) en 2008. Selon IARC, le trioxyde d'antimoine trioxide est classé possiblement carcinogène pour l'humain (Groupe 2B) et le trisulfure d'antimoine n'est pas classable (Group 3). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par les institutions compétentes. Les données disponibles ont été jugées inappropriées par U.S. EPA (PPRTV 2008) pour dériver des coefficients.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). *Current ERPG® Values (2013)*. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Antimony*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.html>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Cal/EPA (2009). Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- HSDB. *Antimony compounds*. Hazardous Substances Data Bank. Dernière révision: 2005. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada. (1997). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Document technique : Antimoine*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Programme de la sécurité des milieux. www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/antimony-antimoine/index-fra.php
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- IARC. Antimony trioxide and antimony trisulfide. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol47/mono47-16.pdf>
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Antimony (CASRN 7440-36-0)* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0006.htm>
- U.S. EPA. *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund (PPRTV)*. <http://hhpprtv.ornl.gov/quickview/pprtv.php>
- U.S. EPA (2008). *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Soluble Antimony Compounds (Various CASRNs)*. http://hhpprtv.ornl.gov/issue_papers/Antimonymetallic.pdf

7 ARGENT

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
5×10^{-3} ^a (IRIS 1996)	0,45 ^b	1×10^{-4} ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--		--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989) ^a : non classable (groupe D) selon IARC : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données d'U.S. EPA.

^b Par défaut, valeur provisoire dérivée des normes en milieu de travail

Notes :

- L'argyrose est l'effet critique sur la santé identifié pour l'argent. Il s'agit d'une décoloration bleu-gris de la peau, des muqueuses et des yeux qui résultent d'une accumulation d'argent dans l'organisme. L'argyrose peut être localisée ou généralisée. En milieu professionnel, l'argyrose généralisée résulterait de l'inhalation de sels d'argent (nitrate, fulminate, cyanide) alors que l'argyrose localisée serait liée à la pénétration cutanée de particules fines d'argent métallique (ACGIH, 1986).
- Les taux d'absorption par voie gastro-intestinale et pulmonaire ne sont pas connus.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, un TEEL-1 de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ (sur 15 minutes) a été établi de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, une TLV-TWA de $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par OSHA et NIOSH pour le métal et ses sels solubles, et l'ACGIH recommande une valeur de $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour les composés solubles de l'argent; les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour plus de 30 minutes (HSDB). Ces valeurs visent à protéger les travailleurs de l'argyrose, qui résulte d'une exposition cumulative.

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence provisoire pour une exposition chronique ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë. Cette valeur correspond à la TLV/TWA divisée par un facteur de sécurité de 10 (un facteur de sécurité réduit a été utilisé puisque la TLV-TWA vise à protéger d'effets cumulatifs; situation peu vraisemblable pour une exposition aiguë).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour la voie orale ($5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1996) pour une exposition chronique.

Cette valeur est basée sur l'étude de Gaul et Staud (1935, cités par U.S. EPA) menée sur 10 hommes et 2 femmes âgés de 23 à 64 ans, auxquels des injections (i.v.) d'arsphénamine d'argent (traitement contre la syphilis) ont été

administrées sur une période de 2 à 9,75 ans (doses totales d'arsphénamine d'argent comprises entre 4 et 20 g). Une LOAEL de 1 g Ag (dose totale correspondant à 4 g d'arsphénamine d'argent x 0,23 (fraction d'argent dans l'arsphénamine d'argent)) a été obtenue suite au développement de l'argyrose (décoloration permanente et bénigne de la peau due au dépôt d'argent dans le derme). Cette valeur a été convertie en une dose orale de 0,014 mg/kg.j (poids corporel : 70 kg, exposition durant 70 ans, facteur de rétention orale : 0,04). Un facteur d'incertitude de 3 pour la variabilité interindividuelle a été appliqué à la LOAEL. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose est faible (niveau de confiance moyen pour l'étude car les résultats ne concernent que des personnes qui ont développé l'argyrose et non l'ensemble des patients traités et tous les patients avaient la syphilis (état de santé altéré), niveau de confiance faible pour la base de données du fait de l'incertitude reliée à l'estimation des doses reçues (administration mal documentée, études non contrôlées, administration par i.v. nécessitant une extrapolation pour exposition par voie orale)).

Aucune dose de référence par voie orale n'a été proposée par ATSDR (1990), Santé Canada (2010) ou l'OMS. L'argent n'a pas été évalué par le RIVM (RIVM (2001)).

INHALATION

La concentration de référence provisoire retenue ($0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ soit une dose de $1 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$) a été dérivée de normes en milieu de travail.

Cette valeur provisoire est dérivée de la concentration moyenne permise en milieu professionnel (TLV-TWA : $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$) pour l'argent métallique et/ou ses sels solubles, laquelle protège les travailleurs de l'argyrose (ACGIH, 1986; HSDB). La conversion de la TLV-TWA pour une exposition continue dans la population générale ($0,01 \times 10/15,8 \times 5/7$) conduit à une concentration de $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 afin de protéger les groupes les plus sensibles de la population générale, ce qui conduit à une concentration de référence provisoire de $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

U.S. EPA, ATSDR (1990), Santé Canada (2010) et Cal/EPA ne proposent aucune concentration de référence.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'argent n'est pas classable comme cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989) et n'a pas été évalué par l'IARC. Il n'y a donc pas d'estimateur de risque pour le cancer.

RÉFÉRENCES

- ACGIH (1986). *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Fifth Edition*.
- ATSDR (1990). *Toxicological Profile for Silver*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp146.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- HSDB. *Silver compounds*. Dernière révision: 2002. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Silver (CASRN 7440-22-4) (dernières révisions : 1989 et 1996).*
<http://www.epa.gov/iris/subst/0099.htm>

8 ARSENIC INORGANIQUE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
0,005 (ATSDR 2007)	4 heures : 0,2 (Cal/EPA 2008)		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
3,5 x 10 ⁻⁶ (Cal/EPA 2008) ^a	0,015 (Cal/EPA 2008) ^a	3,5 x 10 ⁻⁶	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
1,5 (IRIS 1998) ^a	4,3 x 10 ⁻³ (IRIS 1998) ^a	--	--
Classification du potentiel cancérigène selon l'U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : cancérigène pour l'humain (groupe A) selon l'IARC (2012) : cancérigène pour l'humain (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1993) : cancérigène pour l'humain (groupe I)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA.

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Une dose de référence de 0,005 mg/kg/jour est proposée par ASTDR (2007) pour une exposition aiguë. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude qui rapporte les effets observés sur des personnes (220 cas d'intoxication) ayant consommé de la sauce de soja contaminée (~0.1 mg As/mL) au Japon (Mizuta et coll. 1956). La quantité d'arsenic ingérée a été estimée par les chercheurs à 3 mg/jour (0,05 mg/kg.jour, en supposant un poids moyen de 55 kg pour cette population). La durée d'exposition était généralement de 2–3 semaines. Les symptômes primaires (œdème facial et symptômes au niveau gastrointestinal et des voies respiratoires supérieures) observés initialement ont été suivis, chez quelques patients, de lésions cutanées et de neuropathie. Les autres effets incluaient légère anémie et leucopénie, légères lésions dégénératives du foie et dysfonctions hépatiques, électrocardiogramme anormal, et lésions oculaires. L'œdème facial et les symptômes gastrointestinaux (nausée, vomissements, diarrhée), caractéristiques de l'empoisonnement initial, ont été retenus comme effets critiques pour dériver la LOAEL (0,05 mg/kg par jour). Celle-ci ayant été obtenue chez l'humain au sein de la population générale, seul un facteur d'incertitude de 10 (prise en compte de l'utilisation d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL) a été appliqué.

INHALATION

La concentration de référence (0,2 µg/m³) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (4 heures) est celle proposée par Cal/EPA (2008). Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste sévère advenant une exposition de courte durée (4 heures). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement réalisée sur des souris (Nagyrajtenyi et coll. (1985), cités par Cal/EPA). Des souris avaient été exposées à du trioxide d'arsenic

(0,26-28,5 mg As₂O₃/m³) à raison de 4 heures/jour durant les jours de gestation 9 à 12. Une diminution significative du poids fœtal avait été observée dès la plus faible dose testée, ainsi qu'une augmentation (significative à la plus forte dose) des dommages chromosomiques dans les cellules hépatiques. Une LOAEL de 0,197 mg As/m³ (0,26 mg/m³ As₂O₃) a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,03 mg/m³ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 10 µg/m³ pour l'arsenic et ses composés inorganiques et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 30 µg/m³ durant 30 minutes (HSDB).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour la voie orale (3,5 x 10⁻⁶ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est issue de l'étude épidémiologique de Wasserman et coll. (2004) menée au Bangladesh et protège à la fois les enfants et les adultes (les enfants étant une sous-population plus susceptible). L'étude portait sur 201 enfants âgés de 10 ans et ayant été exposés de façon continue à de l'arsenic présent dans l'eau potable pendant 9,5-10,5 années; l'apport d'arsenic en provenance d'autres milieux ou voies d'exposition (p.ex. la nourriture) n'a pas été pris en compte. Une LOAEL (diminution des fonctions intellectuelles) de 2,27 µg/L a été estimée à partir d'un modèle quadratique. En supposant que les enfants ingèrent 1 L d'eau par jour et que 100 % de l'arsenic ingéré est absorbé, cette LOAEL équivaut à un apport de 2,3 µg/jour, soit une dose équivalente pour les enfants de 0,105 µg/kg.j sur la base d'un poids corporel de 21,9 kg. Cette dose a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variation interindividuelle), résultant en une dose de référence de 0,0035 µg/kg.j (3,5 x 10⁻⁶ mg/kg.j). Cette dose de référence est soutenue par les résultats d'une autre étude menée à Taiwan dans laquelle une relation dose-réponse a été observée entre l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable et des effets neurocomportementaux (profil de mémoire et changement d'attention) chez des enfants âgés de 13 ans (Tsai et coll. 2003 tel que cité par Cal/EPA). Le changement d'attention s'est avéré l'effet le plus sensible, et la dose cumulative associée correspondant à la BMDL₀₅ pour cet effet a été estimée à 25,4 mg (soit 6,96 µg/jour pour une exposition continue de 10 ans). Considérant un poids corporel de 50 kg et un facteur d'incertitude de 30, Cal/EPA (2008) a dérivé une dose sécuritaire de 0,0046 µg/kg par jour.

US EPA (IRIS 1993) propose une dose de référence de 3 x 10⁻⁴ mg/kg.j. Cette valeur est basée sur des études épidémiologiques de Tseng menées au Bangladesh (Tseng (1977), Tseng et coll. (1968), cités par U.S. EPA) au sein d'une population consommant de l'eau contaminée à différents niveaux par de l'arsenic. Les effets critiques considérés étaient la «maladie des pieds noirs», l'hyper-pigmentation, l'hyper-kératose et des possibles complications vasculaires. Une NOAEL (0,009 mg/L ou 0,0008 mg/kg.j) et une LOAEL (0,17 mg/L ou 0,014 mg/kg.j) ont été calculées en tenant compte de l'apport d'arsenic par l'alimentation, fixé par défaut à 2 µg/j. Le facteur d'incertitude de 3 appliqué à la NOAEL prend en compte à la fois l'absence de données concernant la toxicologie de la reproduction et les variations inter-individuelles. U.S. EPA (IRIS 1993) accorde une confiance moyenne à cette valeur due au niveau de confiance moyen accordé à l'étude retenue (les doses d'exposition y étaient seulement estimées et d'autres contaminants étaient présents, mais elle porte sur plus de 40 000 personnes). De plus, les deux études épidémiologiques ne tiennent pas compte de l'exposition à l'arsenic via l'alimentation.

La MRL de 3 x 10⁻⁴ mg/kg.j proposée par ATSDR (2007) est basée sur les mêmes données que celles retenues par U.S. EPA (Tseng et coll. (1968, 1977)). *Il est toutefois précisé que, selon une étude récente (Schoof 1998 cité par ATSDR), l'apport d'arsenic via l'alimentation estimée pour la population taiwanaise entre 1993 et 1995 serait en moyenne de 61 µg/jour (15 à 211 µg/jour). La prise en compte d'un apport de 50 µg/jour conduirait au doublement de la valeur de la NOAEL.*

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une dose journalière tolérable (TDI) de 1 x 10⁻³ mg/kg.j issue de la dose tolérable hebdomadaire de 15 x 10⁻³ mg/kg (équivalente à 2,1 x 10⁻³ mg/kg.j) de l'OMS (WHO-IPCS (1988)), à laquelle un facteur d'incertitude de 2 a été appliqué pour tenir compte des incertitudes liées aux études épidémiologiques. La dose

tolérable hebdomadaire est basée sur une LOAEL chez l'homme de 100 µg As/L d'eau, en supposant une consommation de 1,5 L/j. Les études retenues pour l'établissement de ces valeurs sont les mêmes que celles utilisées par U.S. EPA et ATSDR.

Santé Canada (2010) ne propose aucune valeur.

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,015 µg/m³, soit une dose de 3,5 x 10⁻⁶ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est issue de l'étude épidémiologique de Wasserman et coll. (2004) menée au Bangladesh et protégée à la fois les enfants et les adultes (les enfants étant une sous-population plus susceptible). L'étude portait sur 201 enfants âgés de 10 ans exposés de façon continue à de l'arsenic présent dans l'eau potable pendant 9,5-10,5 années (voir la section voie orale, ci-dessus). La LOAEL (diminution des fonctions intellectuelles) de 2,27 µg/L, estimée à partir d'un modèle quadratique, correspond à un apport de 2,3 µg/jour. Cette valeur équivaut à une concentration de 0,46 µg/m³, en considérant un taux d'inhalation de 9,9 m³/jour pour les garçons de 10 ans et un taux d'absorption de 50 % de l'arsenic inhalé. L'application d'un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variation interindividuelle puisque seuls des enfants ont été étudiés) conduit à une concentration de référence de 0,015 µg/m³. Cette concentration de référence est soutenue par les résultats d'une autre étude menée à Taiwan dans laquelle une relation dose-réponse a été observée entre l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable et des effets neurocomportementaux (profil de mémoire et changement d'attention) chez des enfants âgés de 13 ans (Tsai et coll. 2003 tel que cité par Cal/EPA). Le changement d'attention s'est avéré l'effet le plus sensible, et la dose cumulative associée correspondant à la BMDL₀₅ pour cet effet a été estimée à 25,4 mg (soit 6,96 µg/jour pour une exposition continue de 10 ans). En considérant un taux d'inhalation de 9,9 m³/jour et un taux d'absorption de l'arsenic par inhalation de 50%, et en appliquant un facteur d'incertitude de 30, Cal/EPA (2008) a dérivé une concentration sécuritaire de 0,046 µg/m³.

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une concentration tolérable dans l'air (TCA) de 1 µg/m³ basée sur les effets carcinogènes des composés inorganiques de l'arsenic trivalent chez l'homme après inhalation. Cependant, le mécanisme d'induction des tumeurs n'étant pas génotoxique mais clastogénique, le RIVM considère qu'il existe un seuil pour cet effet et a donc établi une TCA basée sur une LOAEC pour le cancer du poumon de 10 µg/m³ (*toutefois, la source de cette valeur est introuvable*¹). Un facteur d'incertitude de 10 est appliqué pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine. Le RIVM considère comme élevée la fiabilité de cette valeur.

U.S. EPA, ATSDR (2007) ou Santé Canada (2010) ne proposent pas de concentration de référence par inhalation.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'arsenic est classé comme cancérigène chez l'humain par l'U.S.EPA, l'IARC et Santé Canada (Gouvernement du Canada et coll. (1993)). Une augmentation de la mortalité chez l'humain a été notée au sein de populations exposées par inhalation (cancer du poumon) ou via l'ingestion d'eau potable contaminée (cancer du foie, de la peau, des poumons, des reins ou de la vessie). Il faut cependant noter que i) pour ce qui est de la mortalité ou de l'incidence de cancer liée à l'ingestion d'eau contaminée, les études épidémiologiques ne fournissent pas de données fiables quant à la dose d'exposition via l'eau (concentration et taux d'ingestion approximatifs) et l'alimentation (non documentée), ii) le régime alimentaire des populations étudiées (diverses carences, régime faible en protéines) est très différent de celui des pays industrialisés et iii) le niveau de santé de ces populations et de la population canadienne ne sont pas non plus comparables. Il en ressort que le niveau d'incertitude associé aux coefficients de cancérigénicité est très élevé et que le risque de cancer de la peau est probablement surestimé.

VOIE ORALE

Le coefficient de cancérigénicité par voie orale retenu (1,5 (mg/kg.j)⁻¹) est celui proposé par U.S. EPA (IRIS 1998) et Cal/EPA (2009).

¹ RIVM (2001) cite ATSDR (1999) Toxicological Profile. Draft for comments. Ce document n'est plus disponible et la version finale ne fait aucune référence à une LOAEC pour tumeurs.

Ce coefficient est basé sur la survenue de cancer de la peau dans une population taiwanaise exposée par ingestion d'eau contaminée (Tseng et coll. (1968 et 1977) cités par U.S. EPA). La méthode d'extrapolation utilisée pour le calcul de ce coefficient est la procédure multi-étapes linéarisée et quadratique basée sur la prédiction de l'apparition des cancers cutanés en fonction de la dose et de l'âge. A noter que l'exposition par ingestion d'aliments contaminés n'a pas été considérée et que l'incertitude associée au taux de consommation et à la contamination de l'eau est importante.

Santé Canada (2006) s'est basée sur l'incidence accrue des cancers des organes internes (vessie, reins, foie, poumons, peau et côlon) observée dans la population du sud-ouest de Taïwan pour calculer le risque unitaire de cancer lié à l'exposition à l'arsenic présent dans l'eau potable. Le modèle de Poisson recommandé par U.S. EPA et adapté par Morales et coll. (2000) a été utilisé pour l'estimation des risques. Les données de Morales et coll. (2000) (tirées de Chen et coll. (1985) et de Wu et coll. (1989)) ont été traitées dans ce modèle. Santé Canada a estimé que les risques unitaires associés à l'ingestion de 1 µg/L d'arsenic dans l'eau potable varient de $3,06 \times 10^{-6}$ à $3,85 \times 10^{-5}$ ($\mu\text{g/L}^{-1}$) (les limites supérieures à 95 % variant de $6,49 \times 10^{-6}$ à $4,64 \times 10^{-5}$). Le risque unitaire global associé à l'ingestion d'arsenic dans l'eau potable est exprimé sous forme de plage, compte tenu du fait qu'une exposition à vie à l'arsenic entraîne divers cancers selon les individus. La plage de risque unitaire ci-dessus compte comme limite inférieure le risque unitaire de cancer du foie ($3,06 \times 10^{-6}$), et comme limite supérieure le risque unitaire de cancer du poumon ($3,85 \times 10^{-5}$). Cette plage comprend également les risques estimés pour les cancers de la vessie et d'autres organes internes. Le cancer du poumon constitue le résultat le plus sensible tant chez les hommes que chez les femmes. Le risque unitaire de cancer du poumon correspond à un coefficient de cancérogénicité de l'ordre de $1,8$ (mg/kg.j^{-1}) avec une consommation journalière de 1,5 L/j et un poids corporel de 70 kg. Cette valeur est celle retenue par Santé Canada (2010).

INHALATION

Le risque unitaire retenu ($4,3 \times 10^{-3}$ ($\mu\text{g/m}^3$)⁻¹) est celui proposé par U.S. EPA (IRIS 1998). Cette valeur est basée sur l'incidence ou la mortalité par cancers pulmonaires chez des travailleurs documentés dans 4 études épidémiologiques portant sur 2 sites industriels (Brown and Chu (1983a,b,c), Lee-Feldstein (1983), Higgins (1982) et Enterline and Marsh (1982) cités par U.S. EPA). Le risque unitaire retenu correspond à la moyenne géométrique des moyennes géométriques ($2,6 \times 10^{-3}$ et $7,2 \times 10^{-3}$ ($\mu\text{g/m}^3$)⁻¹) des risques unitaires estimés pour chacun des deux sites évalués.

Cal/EPA (2009) propose un risque unitaire semblable de $3,3 \times 10^{-3}$ ($\mu\text{g/m}^3$)⁻¹, soit l'équivalent de 12 (mg/kg.j^{-1}). Cette valeur a été estimée à partir de trois études épidémiologiques portant sur la mortalité par cancer pulmonaire chez des travailleurs exposés à l'arsenic (Welch et coll. (1982), Higgins et coll. (1985) et Enterline et coll. (1987), cités par Cal/EPA). Un modèle linéaire a été utilisé et un ajustement a été fait en raison de la forte interaction entre l'exposition à l'arsenic et l'usage du tabac dans certaines cohortes.

Santé Canada a estimé des valeurs $\text{CT}_{0,05}$ de 7,8, 10 et $51 \mu\text{g/m}^3$ (incidence de 5% de cancer de l'appareil respiratoire) à partir d'études épidémiologiques menées chez trois cohortes de travailleurs dans des fonderies (Gouvernement du Canada et coll. 1993). Ces valeurs correspondent à des risques unitaires compris entre 1×10^{-3} et $6,4 \times 10^{-3}$ ($\mu\text{g/m}^3$)⁻¹ (soit entre 4,3 et 28 (mg/kg.j^{-1}) avec un taux d'inhalation de $16 \text{ m}^3/\text{jour}$ et un poids corporel de 70,7 kg). La valeur la plus élevée (27 (mg/kg.j^{-1}), ou $6,4$ ($\mu\text{g/m}^3$)⁻¹) est celle recommandée par Santé Canada (2010).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Arsenic*. August 2007. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Arsenic (update); draft for public comment*. Tel que cité par RIVM (2001).
- Brown, C.C. and K.C. Chu. (1983a). Approaches to epidemiologic analysis of prospective and retrospective studies: Example of lung cancer and exposure to arsenic. In: *Risk Assessment Proc. SIMS Conf. on Environ. Epidemiol.* June 28-July 2, 1982, Alta, VT. SIAM Publications. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Brown, C.C. and K.C. Chu. (1983b). Implications of the multistage theory of carcinogenesis applied to occupational arsenic exposure. *J. Natl. Cancer Inst.* 70(3): 455-463. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Brown, C.C. and K.C. Chu. (1983c). A new method for the analysis of cohort studies: Implications of the multistage theory of carcinogenesis applied to occupational arsenic exposure. *Environ. Health Perspect.* 50: 293-308. Tel que cité par U.S. EPA (IRIS).

- Cal/EPA (2008). *Inorganic Arsenic Reference Exposure Levels*. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=75
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Chen, C.J., Chuang, Y.C., Lin, T.M. et Wu, H.Y. (1985). *Malignant neoplasms among residents of a blackfoot disease-endemic area in Taiwan : high-arsenic artesian well water and cancers*. *Cancer Res.*, 45 : 5895. Tel que cité par Santé Canada (2006).
- Enterline P, Marsh G, Esmen N, Henderson V, Callahan C and Paik M. (1987a). *Some effects of cigarette smoking, arsenic, and SO2 on mortality among US copper smelter workers*. *J Occup Med* 29:831-838. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- Enterline, P.E. and G.M. Marsh. (1982). *Cancer among workers exposed to arsenic and other substances in a copper smelter*. *Am. J. Epidemiol.* 116(6): 895-911. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. L'arsenic et ses composés*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/index_f.html
- Higgins IT, Welch KB, Oh MS, Kryston KL, Burchfiel CM and Wilkinson NM. 1985. *Arsenic exposure and respiratory cancer in a cohort of 8044 Anaconda smelter workers: a 43-year follow-up study*. Unpublished report submitted to Chemical Manufacturers' Association and Smelters Environmental Research Association. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- Higgins, I. 1982. *Arsenic and respiratory cancer among a sample of Anaconda smelter workers*. Report submitted to the Occupational Safety and Health Administration in the comments of the Kennecott Minerals Company on the inorganic arsenic rulemaking. (Exhibit 203-5). Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- HSDB (20082009). *Arsenic compounds*. Dernière révision: 2009. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (19872012). "Arsenic and arsenic compounds". In: *A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100C. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-6.pdf>
- Lee-Feldstein, A. 1983. *Arsenic and respiratory cancer in man: Follow-up of an occupational study*. In: *Arsenic: Industrial, Biomedical, and Environmental Perspectives*, W. Lederer and R. Fensterheim, Ed. Van Nostrand Reinhold, New York. Tel que cité par U.S. EPA (IRIS).
- Mizuta N, Mizuta M, Ito F, et coll. 1956. *An outbreak of acute arsenic poisoning caused by arsenic-contaminated soy-sauce (shoyu): A clinical report of 220 cases*. *Bull Yamaguchi Med Sch* 4(2-3):131-149. Tel que cité par ATSDR (2007)
- Morales, K.H., Ryan, L., Kuo, T.L., Wu, M.M. et Chen, C.J. (2000) *Risk of internal cancers from arsenic in drinking water*. *Environ. Health Perspect.*, 108 : 655-661. Tel que cité par Santé Canada (2006).
- Nagymajtenyi L, Selyes A and Berencsi G (1985). *Chromosomal aberrations and fetotoxic effects of atmospheric arsenic exposure in mice*. *J Appl Toxicol* 5(2): 61-3. Tel que cité par Cal/EPA.
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2006). *Recommandations sur la qualité de l'eau potable : l'arsenic*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/arsenic/index-fra.php>

- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.*
- Schoof RA, Yost LJ, Creclius K, et coll. (1998). *Dietary arsenic intake in Taiwanese districts with elevated arsenic in drinking water.* Hum Ecol Risk Assess 4(1):117-135. Tel que cité par ATSDR (2007).
- Tseng W.P. (1977). Effects and dose-response relationships of skin cancer and Blackfoot disease with arsenic. *Environ. Health Perspect.* 19: 109-119. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et par ATSDR (2007).
- Tseng W.P., H.M. Chu, S.W. How, J.M. Fong, C.S. Lin, and S. Yen. (1968). Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *J. Natl. Cancer Inst.* 40(3): 453-463. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et par ATSDR (2007).
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs.* <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Arsenic, inorganic (CASRN 7440-38-2) (dernières révisions : 1991 et 1995).* <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>
- Wasserman GA, Liu X, Parvez F, Ahsan H, Factor-Litvak P, van Geen A, Slavkovich V, Lolocono NJ, Cheng Z, Hussain I, Momotaj H and Graziano JH (2004). Water arsenic exposure and children's intellectual function in Araihaazar, Bangladesh. *Environ Health Perspect* 112(13): 1329-33. Tel que cité par Cal/EPA.
- Welch K, Higgins I, Oh M and Burchfiel C. (1982). Arsenic exposure, smoking, and respiratory cancer in copper smelter workers. *Arch Environ Health* 37:325-335. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- WHO-IPCS (1988). *Arsenic.* World Health Organisation Food Additives Series: 24. World Health Organization (WHO), International Program on Chemical Safety (IPCS) <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je08.htm>
- Wu, M.-M., Kuo, T.-L., Hwang, Y.-H. et Chen, C.-J. (1989) Dose- response relation between arsenic concentration in well water and mortality from cancers and cardiovascular diseases. *Am. J. Epidemiol.*, 130: 1123. Tel que cité par Santé Canada (2006).

11 BARYUM

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,2 ^a (ATDR 2007)	--	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,2 (IRIS 2005, ATSDR 2007, Santé Canada 2010) ^a	1,0 (RIVM 2001) ^a	$2,3 \times 10^{-4}$	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1998) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (2013) : -- selon Santé Canada (1990) : non classable (groupe VA)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2013).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR.

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée pour le baryum et ses composés solubles par l'ACGIH, qui recommande également que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ durant 30 minutes (HSDB).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La valeur par voie orale pour une exposition sous-chronique ($0,2 \text{ mg}/\text{kg.j}$) proposée par ATSDR (2007) a été retenue.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats (10 par groupe) exposés au chlorure de baryum via l'eau de consommation (0, 125, 500, 1000, 2000 ou 4000 ppm) durant 13 semaines (NTP 1994). Les doses

correspondantes sont de 0, 10, 30, 65, 110 et 200 mg Ba/kg.j pour les mâles et 0, 10, 35, 65, 115 et 180 mg Ba/kg.j pour les femelles. Les paramètres examinés incluaient des tests neurocomportementaux et cardiovasculaires à 45 et 90 jours, ainsi que l'hématologie et la chimie du sang, le poids et l'histopathologie des organes. Des effets sur les reins, le poids et la mortalité ont été observés. Une NOAEL de 65 mg Ba/kg.j (augmentation relative et absolue du poids des reins à 115 mg/kg.j chez les femelles) a été identifiée. Aucun modèle n'a permis de dériver une dose benchmark adéquate. La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour les lacunes de la banque de données : manque d'information toxicologique relative au développement).

INHALATION

La concentration de référence retenue pour une exposition sous-chronique ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la proposée par le RIVM pour une exposition chronique. Aucun ajustement n'a été apporté car cette valeur est basée sur les résultats d'une étude sous-chronique (4 mois; Tarasenko et coll. 1977) et le RIVM n'avait appliqué aucun facteur de sécurité pour la durée de l'exposition (détails disponibles dans la section chronique ci-après).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par voie orale (0,2 mg/kg.j) proposée par U.S. EPA (IRIS 2005) et ATSDR (2007) a été retenue. En se basant sur l'évaluation d'U.S. EPA, Santé Canada (2010) a également retenu la valeur de 0,2 mg/kg.j.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats et des souris (60 par groupe) exposés au chlorure de baryum via l'eau de consommation durant 13 semaines ou deux ans (NTP 1994). Les reins se sont avérés être les organes cibles les plus sensibles (lésions) à une ingestion répétée de baryum, ce qui est confirmé par les résultats d'autres études. La valeur de référence a été dérivée à partir de la BMDL_{05} pour l'incidence de néphropathie (soit la limite de confiance inférieure de la dose Benchmark correspondant à une réponse de 5%) obtenue chez les souris mâles exposées durant deux ans (IRIS : $\text{BMDL}_{05} = 63 \text{ mg/kg.j}$; ATSDR : $\text{BMDL}_{05} = 61 \text{ mg/kg.j}$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la BMDL_{05} (10 pour extrapolation interespèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour les lacunes de la banque de données). Bien que l'étude principale soit jugée de grande qualité, U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette valeur de référence du fait des lacunes de la banque de données par voie orale, qui inclut deux études épidémiologiques (absence d'effets sur l'hypertension) et plusieurs études sous-chroniques et chroniques chez les rongeurs, mais qui ne comprend aucune étude concernant la reproduction ou le développement. Aussi, les effets du dépôt du baryum dans les os ne sont pas connus.

Le RIVM (2001) et l'OMS (IPCS 2001) proposent une dose journalière tolérable de 0,02 mg/kg.j pour les sels solubles de baryum, les sels insolubles (ex. sulfate et carbonate de baryum) étant considérés comme non toxiques par voie orale. Cette dose est basée sur des données obtenues chez l'humain et mettant en évidence un effet du baryum sur l'hypertension. En effet, de l'hypertension a été rapporté chez des personnes ayant ingéré des doses élevées de baryum, chez des travailleurs ayant inhalé des poussières de minerai de baryum et carbonaté de baryum, et chez des animaux de laboratoire (administration intraveineuse ou via l'eau de boisson). Selon l'OMS, les effets néphrotoxiques observés chez l'animal à faible dose n'ont pas été retenus car aucune dysfonction rénale ou autre anomalie de santé n'a été observée dans les études épidémiologiques qui ont révélé de l'hypertension due au baryum. Les données expérimentales de Wones et coll. (1990) et les données épidémiologiques de Brenniman & Levy (1984) n'ont rapporté aucun effet significatif sur la pression sanguine. Sur cette base, une NOAEL de 0,21 mg Ba/kg.j a été identifiée chez l'humain. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 10. Le RIVM applique un facteur de 10 pour la variabilité interindividuelle, alors que l'OMS applique un facteur de 10 pour les lacunes de la base de données et les différences potentielles entre adultes et enfants.

INHALATION

La concentration de référence retenue ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose de $2,3 \times 10^{-4} \text{ mg/kg.j}$) est celle proposée par le RIVM (RIVM (2001)).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtenue chez des rats exposés par inhalation durant 4 mois à raison de 6 jours/semaine et 4 heures/jour à du carbonate de baryum (composé insoluble) (Tarasenko et coll. (1977), cités par IPCS-WHO (1990)). Les taux d'absorption des composés solubles et insolubles du baryum au niveau pulmonaire étant semblables, le RIVM propose d'appliquer cette valeur à l'ensemble des composés du baryum. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (IRIS 1998), ATSDR (2007) et Santé Canada (2010) ne proposent aucune concentration de référence pour le baryum.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Les données étant insuffisantes, le baryum a été considéré comme non classable vis-à-vis de sa cancérogénicité pour l'humain par U.S. EPA (IRIS 1998) et par Santé Canada (1990). IARC n'a pas évalué le potentiel cancérogène du baryum. Aucun estimateur de risque de cancer n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Barium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.html>
- Brenniman, G.R., and Levy, P.S. (1985). *Epidemiological study of barium in Illinois drinking water supplies*. In: Calabrese EJ, Tuthill RW, Condie L, eds. *Inorganics in water and cardiovascular disease*. Princeton, NJ, Princeton Scientific Publishing Co., pp. 231–240 (Advances in Modern Environmental Toxicology, Vol. 9). Tel que cité par IPCS (2001).
- Cal/EPA. *All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB. *Barium compounds*. Dernière révision: 2012 <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- IPCS-WHO (1990). *Barium*. Environmental Health Criteria 107. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm>
- National Toxicology Program (NTP). (1994) *Technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of barium chloride dihydrate (CAS No. 10326-27-9) in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water studies)*. NTP TR 432. National Toxicological Program, Research Triangle Park, NC. NIH Pub. No. 94-3163. NTIS Pub PB94-214178. Tel que cité par U.S. EPA et ATSDR.
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (1990). *Le baryum*. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documentation à l'appui. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/barium-baryum/barium-baryum-fra.pdf
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Tarasenko, N.Y., Pronin, O.A., & Silayev, A.A. (1977) Barium compounds as industrial poisons (an experimental study). *J. Hyg. Epidemiol. Microbiol. Immunol.*, 21: 361-373. Tel que cité par IPCS WHO (1990).
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>

- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Barium and compounds (CASRN 7440-39-3)* (dernières révisions : 1998¹ et 2005).. <http://www.epa.gov/iris/subst/0010.htm>
- Wones RG, Stadler BL, Frohman LA (1990). *Lack of effect of drinking water barium on cardiovascular risk factors.* Environmental Health Perspectives, 85:1–13.

¹ Aucune nouvelle étude pertinente n'a été recensée en 2003 concernant la toxicité par inhalation ou la cancérogénicité

12 BÉRYLLIUM

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë et sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	0,02 ^b		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
Sels solubles : 2×10^{-3} (IRIS 1998, Cal/EPA 2001, IPCS 2001, ATSDR 2002, CCME 2015) ^a	0,02 (IRIS 1998, IPCS 2001, CCME 2015) ^a	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	$2,4 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998, IPCS 2001, Cal/EPA 2009, CCME 2015) ^a	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : probablement cancérigène (groupe B1) selon IARC (2012) : cancérigène (groupe 1) selon ACGIH (2013) : cancérigène (A1)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données d'U.S. EPA

^b : Par défaut, valeur chronique appliquée à l'exposition aiguë et sous-chronique (voir texte)

Note. L'absorption du béryllium par voie gastro-intestinale serait très faible (<1%). Au niveau respiratoire, elle dépend de la taille des particules et de la forme chimique (IRIS).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $0,0023 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1. La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inadéquate par AIHA. L'AIHA a établi un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En milieu de travail, l'ACGIH indique une TLV-TWA (8 h) de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et recommande que l'exposition sur 30 minutes ne soit pas plus élevée que $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces valeurs visent à éviter une sensibilisation cutanée et respiratoire. Considérant que le béryllium est cancérigène, NIOSH recommande quant à lui que la concentration soit la plus faible

possible. Au Québec, la VEMP est de 0,15 µg/m³ mais la CSST recommande qu'un équipement de protection respiratoire soit porté même à des niveaux de concentrations inférieures (à partir de 0,1 µg/m³).

Considérant que la sensibilisation est l'effet critique retenu pour l'exposition chronique, la VTR identifiée pour l'exposition chronique (0,02 µg/m³) est aussi appliquée pour l'exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

Considérant que la sensibilisation est l'effet critique retenu pour l'exposition chronique, la VTR identifiée pour l'exposition chronique (0,02 µg/m³) est aussi appliquée pour l'exposition sous-chronique.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (0,002 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1998), Cal/EPA (2001), l'OMS (IPCS 2001) et ATSDR (2002) pour les sels solubles de béryllium. Les sels solubles excluent les oxydes et hydroxydes de béryllium de même que le béryllium métallique.

Cette valeur est issue d'une étude chronique menée chez des chiens Beagle exposés à du sulfate de béryllium *via* l'alimentation durant 172 semaines (0,023, 0,12, 1,1 et 12,2 mg Be/kg.j pour les mâles et 0,029, 0,15, 1,3, et 17,4 mg Be/kg.j pour les femelles, sous forme de sulfate tétrahydrate de béryllium) (Morgareidge et coll. 1976 cités par U.S. EPA). L'effet critique correspond à des lésions de l'intestin grêle. Les trois institutions ont utilisé une approche dite *Benchmark*, mais avec des modèles ou des paramètres différents. Les facteurs d'incertitude appliqués variaient entre 100 et 300.

- U.S. EPA et IPCS ont déterminé une BMDL₁₀ de 0,46 mg/kg.j à l'aide d'un modèle de Weibull (p = 0,96). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données relatives aux effets immunotoxiques, sur la reproduction et sur le développement). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est faible à moyen du fait de la qualité moyenne de l'étude et des lacunes de la base de données (cette étude est la seule qui montre des effets néfastes chez l'animal);
- ATSDR a déterminé une BMDL₁₀ de 0,56 mg/kg.j à l'aide d'un modèle Probit (p = 0,999). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et un facteur modifiant de 3 pour le manque d'études confirmant les effets gastro-intestinaux mis en évidence chez le chien et l'incertitude liée au fait que la BMD₁₀ pourrait être une NOAEL);
- Cal/EPA a déterminé une BMD₀₅ de 0,244 mg/kg.j à l'aide d'un modèle de Weibull, à laquelle un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2002) et Santé Canada (2010) ne proposent pas de dose de référence. Toutefois, dans un document récent (CCME 2015), Santé Canada a retenu la RfD proposée par U.S. EPA.

INHALATION

La concentration de référence retenue pour le béryllium (0,02 µg/m³) est celle déterminée par l'OMS (IPCS 2001) et U.S. EPA (IRIS 1998).

Cette concentration tolérable est basée sur une étude épidémiologique en milieu professionnel (Kreiss et coll. 1996) mettant en évidence la sensibilisation et la progression jusqu'à la maladie chronique du béryllium (*chronic beryllium disease*, CBD; soit une inflammation pulmonaire chronique caractérisée par la formation de granulomes et impliquant

une réponse immunitaire spécifique du béryllium). Parmi les travailleurs exposés (durant 5 mois à 10 ans), la concentration d'exposition médiane des individus montrant une sensibilisation (8 sur 136 travailleurs) était de $0,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit une concentration de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition continue). Cette valeur, considérée comme une LOAEL, a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 qui, selon IPCS (2001), correspond à la valeur arrondie pour le produit de quatre facteurs : 3 pour l'utilisation d'une LOAEL (le facteur de 10 par défaut n'a pas été appliqué à cause de la nature sensible de l'effet (sensibilisation), 3 pour les lacunes de la base de données (faible qualité du suivi de l'exposition et des autres études épidémiologiques qui évaluent l'incidence de la sensibilisation au béryllium et CBD parmi les travailleurs exposés et les résidents, résidents), 1 pour la durée non chronique de l'exposition (occurrence de CBD non apparemment non reliée à la durée) et 1 pour la variabilité interindividuelle (les personnes qui développent une hypersensibilité représentent la population la plus sensible au béryllium).

Pour sa part, IRIS (1998) justifie le facteur d'incertitude 10 comme suit : 3 pour l'utilisation d'une LOAEL et le caractère rare des effets (6% de la population étudiée) et 3 pour le manque de données sur la mesure de l'exposition).

Sur la base de la même étude et de la même LOAEL ajustée ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Cal/EPA (2001) propose une concentration de $0,007 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un facteur d'incertitude de 30 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL correspondant à des effets irréversibles et 3 pour la variabilité interindividuelle). *Cette valeur n'a pas été retenue car la pertinence des facteurs d'incertitude nous semble questionnable.*

ATSDR (2002) et Santé Canada (2010) ne proposent pas de concentration de référence. Toutefois, dans un document récent (CCME 2015), Santé Canada a retenu la RfC proposée par U.S. EPA.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le béryllium est considéré comme cancérigène probable chez l'humain par U.S. EPA (IRIS 1998) et comme cancérigène pour l'humain par IARC (2012). Le potentiel cancérigène du béryllium a été mis en évidence chez l'humain (cancer du poumon) et dans différentes espèces animales (rat, singe, souris, lapin : développement de cancer ou de tumeurs) exposées par inhalation ou instillation intratrachéale. Toutefois, aucune étude n'indique que le béryllium est cancérigène par ingestion (il n'existe pas d'étude animale à des doses adéquates). Aucun coefficient de cancérigénicité n'a donc été développé (U.S. EPA, Cal/EPA, Santé Canada) pour cette voie d'exposition.

INHALATION

Le risque unitaire retenu ($2,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est celui proposé pour le béryllium et ses composés par U.S. EPA (IRIS 1998) et IPCS (2001), et adopté par Cal/EPA (2009).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique en milieu de travail (Wagoner et coll. 1980) dans laquelle les travailleurs étaient exposés au béryllium sous différentes formes (métallique, oxyde, hydroxyde, sels solubles) et à d'autres composés. L'estimé est basé sur l'incidence de cancer du poumon chez les travailleurs de sexe masculin exposés par inhalation à l'oxyde de béryllium. La méthode utilisée correspond au calcul d'un risque relatif de mortalité par cancer du poumon par rapport à la population générale et tient compte de la durée d'exposition. Les effets du tabagisme ont été considérés. Bien que cette étude épidémiologique soit sujette à une certaine incertitude du fait de la présence de plusieurs facteurs confondants, U.S. EPA précise que les coefficients de cancérigénicité estimés sont concordants avec ceux issus de données animales.

À partir des mêmes données, IPCS (2001) propose une gamme de valeurs comprises entre $1,6 \times 10^{-4}$ et $7,2 \times 10^{-3} (\mu\text{g Be}/\text{m}^3)^{-1}$, avec une moyenne géométrique (calculée à partir de 8 valeurs reflétant une gamme de niveau d'exposition et de ratio durée d'exposition/période à risque) de $2,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g Be}/\text{m}^3)^{-1}$. Ces estimations sont basées sur les résultats de l'étude épidémiologique de Wagoner et coll. (1980). Les valeurs de risque unitaire peuvent être considérées comme des limites supérieures car l'extrapolation est basée sur une hypothèse de linéarité à faible dose et les limites de confiance à 95% du risque relatif estimé ont été utilisées dans les calculs.

Santé Canada (2010) ne propose pas de risque unitaire. Toutefois, dans un document récent (CCME 2015), Santé Canada a retenu la valeur proposée par U.S. EPA.

RÉFÉRENCES

- AIHA. *Current ERPG Values (2015)*. <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2015%20ERPG%20Levels.pdf>
- ATSDR (2002). *Toxicological Profile for Beryllium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>
- Cal/EPA (2001). *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic toxicity summary. Beryllium and beryllium compounds*. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=35
- Cal/EPA (2009). Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CCME (2015). *Scientific criteria document for canadian soil quality guidelines for the protection of human health: beryllium*. PM1535. http://www.ccme.ca/files/Resources/csm/pn_1535-CSoQG-Be-SCD.pdf
- CSST. *Béryllium*. http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/pages/fiche-complete.aspx?no_produit=2568
- Eisenbud M, Wanta R, Dustan C, Steadman L, Harris W, and Wolf B. (1949). *Nonoccupational berylliosis*. J. Ind. Hyg. Toxicol. 31:282-294. Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- HSDB. *Beryllium compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB. *Beryllium, Elemental. CASRN 7440-41-7*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2012). "*Beryllium and beryllium compounds*", In: *A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100C. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-7.pdf>
- IPCS (2001). *Beryllium And Beryllium Compounds*. Concise International Chemical Assessment Document 32. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm#11.1.1>
- Kreiss K, Mroz MM, Newman LS, Martyny J, and Zhen B. (1996). *Machining risk of beryllium disease and sensitization with median exposures below 2 micrograms/m³*. Am. J. Ind. Med. 30(1):16-25. Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- Morgareidge, K; Cox, GE; Gallo, MA. (1976) *Chronic feeding studies with beryllium in dogs*. Food and Drug Research Laboratories, Inc. Submitted to the Aluminum Company of America, Alcan Research & Development, Ltd., Kaweck-Berylco Industries, Inc., and Brush-Wellman, Inc. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Beryllium and compounds (CASRN 7440-41-7) (dernière révision : 1998)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0012.htm>
- Wagoner, JK; Infante, PF; Bayliss, DL. (1980). *Beryllium: an etiologic agent in the induction of lung cancer, nonneoplastic respiratory disease, and heart disease among industrially exposed workers*. Environ Res 21:15-34. Tel que cité par U.S. EPA.

13 BORE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
0,2 (ATSDR 2010) ^a	300 (ATSDR 2010)		--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,2 (ASTDR 2010) ^a	300 ^b	0,07	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,0175 (Santé Canada, 2010) ^a	300 ^b	0,07	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène selon l'U.S. EPA (IRIS, 2004) : --			
Classification du potentiel cancérigène selon l'IARC (2013) : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b Par défaut, valeur basée sur la valeur aiguë, selon ATSDR (2010)

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour une exposition aiguë (0,2 mg/kg.jour) est celle proposée par ATSDR (2010).

Cette valeur est basée sur des effets sur le développement observés chez des lapins (Price et al. 1996b, tel que cité par ATSDR) et elle est supportée par les résultats de deux autres études chez le lapin et chez le rat et le souris (Heindel et coll. 1994, NTP 1991). Des lapines en gestation (30 par dose) ont été exposées par gavage à de l'acide borique (0, 11, 22, or 44 mg B/kg.j) pendant les jours de gestation 6 à 19. Les paramètres examinés incluaient les signes cliniques, le poids maternel et fetal, le nombre d'implantations, de résorptions et de foetus morts et vivants, ainsi que les malformations (externes, viscérales et du squelette). La NOAEL_{maternelle} a été établie à 22 mg B/kg.j (réduction du poids corporel, du poids des reins et de la consommation de nourriture à 44 mg/kg.j). À 44 mg/kg.j (LOAEL_{développement}), les effets observés sur le développement incluent une augmentation du nombre de résorptions, du nombre de fetus vivants, du poids fetal, des malformations (externes, viscérales et cardiovasculaires) et des variations cardiovasculaires. La NOAEL_{développement} (22 mg B/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation inter-espèces et variabilité inter-individuelle).

INHALATION

La concentration de référence ($300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par ATSDR (2010).

Cette valeur est basée sur deux études (Cain et coll. (2004, 2008), cités par ATSDR) menées chez des volontaires (12 hommes dans un cas, 6 hommes et 6 femmes dans l'autre) préalablement entraînés à quantifier l'irritation physique (yeux, nez et gorge) ressentie par une exposition croissante au CO_2 . Les volontaires étaient ensuite exposés au bore (sous forme de borate de sodium ou d'acide borique) pendant un entraînement physique de 20 ou de 47 minutes, à des concentrations s'échelonnant de 0 à $6 \text{ mg B}/\text{m}^3$. Les paramètres évalués étaient la sensation d'irritation, les variations de sécrétions nasales, la résistance dans les voies nasales et la fréquence respiratoire. Jusqu'à $3 \text{ mg}/\text{m}^3$, les sujets rapportaient une augmentation croissante de la sensation de poussière dans les yeux, le nez et la gorge mais pas de sensation d'irritation, qui apparaissait à partir de $4,5 \text{ mg}/\text{m}^3$. Les sécrétions nasales augmentaient à partir de $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ mais demeuraient inchangées jusqu'à $0,8 \text{ mg}/\text{m}^3$. Une NOAEL de $0,8 \text{ mg B}/\text{m}^3$ a donc été retenue, et un facteur d'incertitude de 3 (pour la variabilité interindividuelle dans la réponse pharmacodynamique au bore) a été appliqué par ATSDR.

Aucune valeur de référence pour des effets liés à une exposition aiguë n'a été proposée par U.S. EPA ou Cal/EPA.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour une exposition sous-chronique ($0,2 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{jour}$) est celle proposée par ATSDR (2010).

Cette valeur est basée sur des effets sur le développement observés chez des rats (Heindel et coll. 1992; Price et coll. 1996a telles que citées par ATSDR). Dans la première étude (Heindel et coll. 1992), des rates en gestation (26-28 par dose) ont été exposées à de l'acide borique dans leur nourriture (0, 0,1, 0,2 et 0,4%) pendant les jours de gestation 0 à 20 (doses estimées à 0, 13,6, 28,5 ou $57,7 \text{ mg B}/\text{kg}\cdot\text{j}$). Les paramètres examinés incluaient les signes cliniques, la consommation d'eau et de nourriture, le poids maternel et fœtal, le poids des organes maternels, l'examen microscopique des reins de la mère et les malformations du squelette des fœtus vivants. Les effets observés et reliés à la dose incluaient une réduction du poids fœtal moyen par portée (7-15%) dans tous les groupes et une augmentation de l'incidence de malformations à partir de $28,5 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$. Dans la deuxième étude (Price et coll. 1996a), des rates en gestation (60 par dose) ont été exposées à de l'acide borique dans leur nourriture (0, 0,025, 0,050, 0,075, 0,1 et 0,2%) pendant les jours de gestation 0 à 20. Dans la phase I (terminée à GD 20), les doses maternelles ont été estimées à 0, 3,3, 6,3, 10, 13 et $25 \text{ mg B}/\text{kg}\cdot\text{j}$. Dans la phase II (terminée à PND 21), les doses maternelles ont été estimées à 0, 0,2, 6,5, 9,7, 12,9 et $25,3 \text{ mg B}/\text{kg}\cdot\text{j}$. Les paramètres examinés chez les fœtus ou les petits (phases I et II) incluaient la mortalité post-implantation, le poids et la morphologie externe, viscérale et du squelette, ainsi que pour la phase II, l'incidence de malformations du squelette à PND 21. Les effets observés durant la phase I incluaient une réduction du poids de l'utérus gravide à $25 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$, une réduction du poids fœtal et une augmentation de l'incidence de malformations du squelette à 13 et $25 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$, ce qui conduisit à une LOAEL_{développement} de $13 \text{ mg B}/\text{kg}$. Les observations de la phase II indiquent une tendance à l'augmentation de la mortalité à PND 0-4 mais pas à PND 4-21, l'absence d'effet sur le poids corporel des petits, et une augmentation de l'incidence de malformations du squelette à $25,3 \text{ mg B}/\text{kg}\cdot\text{j}$, ce qui mène à une LOAEL_{développement} de $25,3 \text{ mg B}/\text{kg}\cdot\text{j}$. Ces relations dose-réponse ont été modélisées afin d'identifier des doses benchmark. La BMDL₀₅ ($10,3 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) correspondant à la réduction du poids fœtal a été retenue pour dériver la dose de référence. Elle a été divisée par un facteur d'incertitude de 66 (3,3 pour extrapolation toxicocinétique animal-humain, 3,16 pour extrapolation toxicodynamique animal-humain, 2 pour 0 pour variabilité toxicocinétique inter-individuelle et 3,16 pour variabilité toxicodynamique inter-individuelle).

INHALATION

Aucune valeur de référence n'est disponible pour une exposition sous-chronique par inhalation.

En se basant sur les résultats de plusieurs études menées chez l'humain, ATSDR (2010) suggère que la concentration de référence pour une exposition aiguë ($300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est protectrice pour des expositions de plus longue durée (sous-chronique et chronique). Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a donc été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition chronique.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (0,0175 mg/kg.jour) est celle proposée par Santé Canada (2010).

Santé Canada (1990, 2010) propose une dose journalière tolérable de 0,0175 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur une étude chez des chiens (4/sexe/groupe) exposés à du bore (sous forme de borax ou d'acide borique) dans la nourriture durant 2 ans (0, 58, 117 and 350 ppm) ou durant 38 semaines (1170 ppm) (Weir et Fisher 1972). Aucun effet n'a été observé aux 3 plus faibles doses (NOAEL=350 ppm). Le seul effet observé à la plus forte dose (1170 ppm) était un arrêt de la spermatogenèse et une atrophie de l'épithélium séminifère des tubules. La NOAEL (350 ppm, soit 8.75 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 500 (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 5 pour les limites de l'étude critique (nombre d'animaux, durée d'exposition inférieure à la durée de vie)).

US EPA (2004) propose une valeur de 0.2 mg/kg.j. Cette valeur est issue de deux études menées chez des rats exposés à de l'acide borique dans la nourriture durant la gestation (Heindel et coll. 1992 et Price et coll. 1996a). Ces études ont mis en évidence des effets sur le développement (modifications au niveau des côtes et des vertèbres et diminution du poids fœtal). Ces effets ont aussi été observés dans d'autres études et sur d'autres espèces (souris, lapin). Des BMDL₀₅ ont été estimées pour les différents effets observés dans les deux études. La BMDL₀₅ correspondant à la diminution du poids fœtal observée dans les deux études combinées (10,3 mg/kg.j) a été retenue par IRIS. Cette valeur est très proche de la NOAEL observée dans l'étude de Price (9,6 mg/kg.j). Les LOAEL et NOAEL observées dans les autres espèces sont supérieures à celles observées chez le rat. Un facteur d'incertitude de 66 a été appliqué à la BMDL₀₅. Ce facteur qui réfère à la variabilité inter-espèces et inter-individuelle, a été déterminé en tenant compte des données disponibles en ce qui a trait à la toxicocinétique (valeurs estimées à 3,3 pour la variabilité inter-espèces et 2 pour la variabilité interindividuelle) et à la toxicodynamique (valeurs par défaut de 3,16 et 3,16, respectivement). IRIS accorde un degré de confiance élevé à cette dose de référence.

INHALATION

U.S. EPA, ATSDR, Santé Canada, le RIVM et Cal/EPA ne proposent pas de concentration de référence pour une exposition aiguë. U.S. EPA mentionne que des effets sur le système reproducteur sont suggérés par certaines études, mais les données ne sont pas suffisantes pour déterminer un estimateur de risques sur cette base.

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 300 µg/m³ a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition chronique. En effet, en se basant sur les résultats de plusieurs études menées chez l'humain, ATSDR (2010) suggère que la concentration de référence pour une exposition aiguë (300 µg/m³) est protectrice pour des expositions de plus longue durée (sous-chronique et chronique). Dans les études utilisées pour déterminer la dose de référence pour une exposition aiguë (Garabrant et coll. 1984, 1985; Hu et coll. 1992; Wegman et coll. 1994), des symptômes d'irritation aiguë des voies respiratoires supérieures et des yeux avaient été rapportés chez des travailleurs exposés au borax pour une durée moyenne de plus de 10 ans. Toutefois, aucune modification significative des paramètres de la fonction pulmonaire n'avait été mise en évidence même à long terme (exposition de 7 ans et plus).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

U.S. EPA considère comme inadéquates les données disponibles pour évaluer la cancérogénicité du bore chez l'humain. Le bore n'a pas été l'objet de recherches suffisantes permettant d'en déterminer le potentiel cancérigène et aucune valeur de coefficient de cancérogénicité n'est donc disponible (Cal/EPA, IRIS). Santé Canada (1990) classe le bore dans le groupe IVC ("*substance probablement non cancérigène pour l'humain*" à partir d'expérimentations chez l'animal).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2010). *Toxicological Profile for Boron*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp26.pdf>
- Cain WS, Jalowayski AA, Kleinman M, et coll. (2004). *Sensory and associated reactions to mineral dusts: Sodium borate, calcium oxide, and calcium sulfate*. J Occup Environ Hyg 1:222-236. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Cain WS, Jalowayski AA, Schmidt R, et coll. (2008). *Chemesthetic responses to airborne mineral dusts: Boric acid compared to alkaline materials*. Int Arch Occup Environ Health 81:337-345. Tel que cité par ATSDR (2010).

- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011 2009. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Garabrant DH, Bernstein L, Peters JM, et coll. (1984). *Respiratory and eye irritation from boron oxide and boric acid dusts*. J Occup Med 26(8):584-586. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Garabrant DH, Bernstein L, Peters JM, et coll. (1985). *Respiratory effects of borax dust*. Br J Ind Med 42:831-837. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Heindel JJ, Price CJ, Field EA, et coll. (1992). *Developmental toxicity of boric acid in mice and rats*. Fundam Appl Toxicol 18(2):266-277. Tel que cité par USEPA (2013) et par ATSDR (2010).
- Heindel JJ, Price CJ, Schwetz BA. (1994). *The developmental toxicity of boric acid in mice, rats, and rabbits*. Environ Health Perspect Suppl 102(7):107-112. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Hu X, Wegman DH, Eisen EA, et coll. (1992). *Dose related acute irritant symptom responses to occupational exposure to sodium borate dusts*. Br J Ind Med 49(10):706-713. Tel que cité par ATSDR (2010).
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- NTP (1991). *Final report on the developmental toxicity of boric acid (CAS No. 10043-35-3) in New Zealand white rabbits*. Research Triangle Park, NC: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program. PB92129550. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Price C.J., Marr M.C., Myers C.B., et coll. (1996b). *The developmental toxicity of boric acid in rabbits*. Fundam Appl Toxicol 34:176-187. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Price, C.J.; Strong, P.L.; Marr, M.C.; Myers, C.B.; Murray, FJ. (1996a). *Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation*. Fund Appl Toxicol 32:179-193. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et par ATSDR (2010).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (1990). *Le bore. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documentation à l'appui*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/boron-bore/boron-bore-fra.pdf
- Santé Canada (2010). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Boron and compounds (CASRN 7440-42-8)* (dernière révision : 2004). <http://www.epa.gov/iris/subst/0410.htm>
- Wegman DH, Eisen EA, Hu X, et coll. (1994). *Acute and chronic respiratory effects of sodium borate particulate exposures*. Environ Health Perspect (Suppl 7):102:119-128. Tel que cité par ATSDR (2010).
- Weir, R.J., Jr. et Fisher, R.S. (1972). Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 23: 251. Tel que cité par Santé Canada (2010)

14 CADMIUM

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
-	0,03 (ATSDR 2012) ^a		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
1 x 10 ⁻⁴ (ATSDR 2012) ^{a,b}	0,01 (ATSDR 2012) ^{a,b}	2,3 x 10 ⁻⁶	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	4,2 x 10 ⁻³ (Cal/EPA 2009) ^a	15	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1992) ^a : probablement cancérigène (groupe B1) selon l'IARC (2012) : cancérigène (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1994) : probablement cancérigène ^b (groupe II)			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA.

^b : Valeur dérivée en tenant compte de l'exposition totale (inhalation + apport alimentaire moyen).

^c : Composés du cadmium

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

La concentration de référence retenue pour une exposition aiguë (0,03 µg/m³) est celle proposée par ATSDR (2012). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée par le NTP (1995) sur des rats et des souris exposés à de l'oxyde de cadmium (0, 0,088, 0,26, 0,88, 2,6 ou 8,8 mg Cd/m³) par inhalation durant 2 semaines (6,5 h/jour, 5 jours/semaine). Les paramètres évalués étaient le poids, le poids des organes et l'histopathologie. Des effets ont été observés à toutes les doses; les effets observés à la plus faible dose (LOAEL=0,088 mg/m³) étaient des altérations histologiques limitées au tractus respiratoire (infiltration histiocytique alvéolaire chez les rats et les souris; inflammation focale dans les septa alvéolaires de tous les rats). La LOAEL a été retenue comme point de départ pour estimer la valeur de référence; les données n'étaient pas adéquates pour déterminer (selon l'approche benchmark) la forme de la relation dose-réponse à un niveau de réponse inférieur à 100%. Cette valeur a été ajustée pour une exposition continue (0,088 x 6,2/24 x 5/7=0,016 mg/m³) et la concentration équivalente pour l'humain (HEC) a été estimée en utilisant un RDDR de 0,617 (LOAEL_{HEC}=0,016 x 0,617=0,01 mgCd/m³). La LOAEL_{HEC} a été divisée par un facteur de sécurité de 300 (3 pour extrapolation animal-humain incluant un ajustement dosimétrique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL). ATSDR précise que la toxicité de l'oxyde de cadmium sur le système respiratoire est connue chez l'humain, et que les effets toxiques de ce composé et d'autres composés du cadmium (ex.: chlorure de cadmium) sur le système respiratoire ont également été documentés chez l'animal.

Pour les situations d'urgence, une AEGL-1 de 0,1 mg/m³ a été établie (U.S. EPA).

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH pour le cadmium ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la fraction respirable), et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 3 fois la valeur (cadmium total : $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, fraction respirable : $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour plus de 30 minutes (HSDB 2012).

VOIE ORALE

Aucune dose de référence pour une exposition aiguë n'est disponible (ATSDR, U.S. EPA, Cal/EPA).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

Par défaut, les VTR pour une exposition chronique ont été appliquées pour une exposition sous-chronique, ce qui constitue une approche prudente.

Note. Le cadmium exerçant ses effets toxiques lorsque la concentration dans le cortex rénal dépasse la concentration critique (évaluée à $50 \mu\text{g}/\text{g}$), l'évaluation des risques liés au cadmium doit tenir compte de la contribution de la dose d'exposition cumulée liée au projet à l'étude à la dose d'exposition cumulée totale sur la durée de vie. En effet, il est probable qu'une exposition ponctuelle à une dose supérieure à la dose de référence chronique n'ait pas d'impact significatif sur la dose totale cumulée, donc sur le niveau de risques d'effets néphrotoxiques.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par ingestion retenue ($0,1 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par ATSDR (2012).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une méta-analyse portant sur une sélection de sept études environnementales établissant un lien entre les concentrations urinaires de cadmium et la prévalence de niveaux élevés de biomarqueurs de la fonction rénale chez l'humain. Les relations dose-réponse individuelles de chaque étude ont été considérées afin d'estimer la dose interne correspondant à une probabilité de 10% d'excès de risque de protéinurie (UCD_{10} : cadmium urinaire exprimé en $\mu\text{g}/\text{g}$ de créatinine) pour des protéines de faible poids moléculaire (β_2 -microglobuline, α_1 -microglobuline (aussi appelée pHc, pour *human complex forming glycoprotein*), *retinol binding protein*). Un total de 11 relations dose-réponse ont été considérées (lorsque possible, sexes séparés). Les doses internes moyennes ainsi obtenues (UCD_{10} en $\mu\text{g}/\text{g}$ de créatinine) à partir des études européennes, japonaises et chinoises étaient de 1,34 (IC 95% : 0,50-2,18), 5,23 (IC 95% : 4,24-6,21) et 9,55 (IC 95% : 2,96-16,1), respectivement. La MRL a été dérivée à partir de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la plus faible UCD_{10} ($\text{UCDL}_{10}=0,50 \mu\text{g}/\text{g}$ créatinine), soit celle issue des données européennes (Buchet et coll. (1990), Järup et coll. (2000), Suwazono et coll. (2006)). Les doses de cadmium ingérées quotidiennement et correspondant à une UCDL_{10} de $0,50 \mu\text{g}/\text{g}$ créatinine à l'âge de 55 ans (âge approximatif auquel le pic de la concentration de cadmium dans le cortex rénal est anticipé) ont été estimées à $0,33 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{jour}$ chez les femmes et à $0,70 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{jour}$ chez les hommes à l'aide du modèle de Kjellström et Nordberg (1978) modifié (voir ATSDR 2012 pour plus de détails). Cette estimation a notamment été basée sur un taux d'absorption gastro-intestinale de 5% chez les femmes et de 10% chez les hommes. La MRL a été obtenue en divisant la plus faible dose par un facteur de sécurité de 3 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (l' UCD_{10} est basé sur plusieurs études environnementales de grande envergure incluant des sous-populations sensibles; cependant, certains diabétiques sont particulièrement sensibles aux effets rénaux du cadmium et les diabétiques étaient exclus de plusieurs des études considérées). ATSDR précise que les effets du cadmium sur les os apparaissent à des doses internes ($\geq 0,6 \mu\text{g}/\text{g}$ créatinine) semblables à celles associées à des effets rénaux, et que ces derniers ont été retenus comme effets critiques du fait de la meilleure qualité de la base de données. Par ailleurs, le point de départ utilisé pour dériver la MRL ($\text{UCDL}_{10}=0,5 \mu\text{g}/\text{g}$ créatinine, basée sur une méta-analyse) s'est avéré semblable aux points de départ estimés à partir de l'étude européenne de Järup et coll. (2000) (doublement de la prévalence de protéinurie à $0,5 \mu\text{g}/\text{g}$ créatinine) et à partir de cinq études européennes, japonaises ou chinoises (effets rénaux à partir $\geq 0,7 \mu\text{g}/\text{g}$ créatinine).

Les doses de référence établies par d'autres organismes sont les suivantes :

- L'agence européenne pour la sécurité des aliments (EFSA, 2009a) recommande une dose tolérable hebdomadaire (TWI) de $2,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ (ce qui correspondrait, sur une base journalière, à $0,35 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{jour}$). Cette valeur est basée

sur les résultats d'une méta-analyse réalisée par l'EFSA (2009b) portant sur une cinquantaine d'études épidémiologiques portant sur la relation entre l'exposition au cadmium et divers biomarqueurs rénaux. L'EFSA a estimé les BMDL₅ correspondant à la prévalence de niveaux élevés de β 2-microglobuline (β 2MG) dans l'urine chez des individus de 50 ans et plus. La BMDL₅ moyenne pour une population caucasienne (concentration urinaire de 4 μ g Cd/g créatinine) a été sélectionnée par l'EFSA pour dériver la TWI. Comme la relation dose-réponse a été établie à partir de données moyennes représentatives d'un groupe, un facteur d'ajustement spécifique (*chemical-specific adjustment factor*, CSAF) a été déterminé pour tenir compte de la variabilité interindividuelle du cadmium urinaire. La valeur du CSAF (3,9) correspond au ratio du 95^e centile de la concentration urinaire de cadmium dans la population et de la BMD médiane, en supposant que les concentrations sont distribuées de façon log-normale. Les autres sources de variabilité/incertitude étaient déjà prises en compte, au moins partiellement¹. Le point de départ (POD) dans l'urine (1 μ g Cd/g créatinine) correspond à la BMDL₅ divisée par le CSAF (EFSA 2009b, EFSA 2009a). La dose alimentaire correspondant à ce POD a été estimée par modélisation avec un modèle toxicocinétique à un compartiment en se basant sur les données obtenues au sein d'une population Suédoise (Amzal et coll. 2009). Cette étude fournit des données individuelles (cadmium urinaire et apports alimentaires de cadmium quotidien) pour 680 femmes non fumeuses âgées de 56 à 70 ans), ce qui permet d'estimer la variabilité au sein de la population. L'EFSA (2009a) a estimé qu'avec un apport alimentaire quotidien moyen ne dépassant pas 0,36 μ g Cd/kg.jour, le niveau de cadmium urinaire resterait en deçà du POD (1 μ g Cd/g créatinine). Cette dose journalière a été retenue pour dériver la TWI sur une base hebdomadaire (TWI de 2,5 μ g Cd/kg par semaine). Il importe de noter que cette valeur est basée sur des données obtenues chez des femmes (75% des données utilisées pour établir la relation dose-réponse, 100% des données toxicocinétiques utilisées pour relier la dose interne et la dose ingérée), lesquelles représentent le groupe le plus vulnérable (absorption gastrointestinale du cadmium plus élevée que chez les hommes).

- En 2011, un groupe d'experts (JECFA) a dérivé une dose tolérable mensuelle provisoire (PTMI) de 25 μ g/kg par mois (ce qui correspond, sur une base hebdomadaire, à environ 5,8 μ g Cd/kg par semaine) (JECFA 2011; voir ci-après). Suite à cette publication, la commission européenne a demandé à l'EFSA de confirmer que la TWI dérivée en 2009 était toujours adéquate. L'EFSA a comparé son approche avec celle utilisée par JECFA. Après une évaluation approfondie des deux approches, l'EFSA a conclu que la TWI de 2,5 μ g Cd/kg par semaine établie en 2009 devrait être maintenue afin d'assurer un niveau élevé de protection des consommateurs, notamment des sous-groupes tels que les enfants, les végétariens et les personnes demeurant dans des régions fortement contaminées (EFSA 2011).
- La dose tolérable mensuelle provisoire (PTMI) de 25 μ g Cd/kg par mois proposée par le JECFA (2011) est également basée sur la méta-analyse de l'EFSA (2009b) mais considère uniquement les données obtenues chez les individus âgés de 50 ans et plus. Pour modéliser la relation dose-réponse (Cd vs. β 2MG urinaires, qui montre des pentes différentes à faible et forte concentration urinaire, indication de l'apparition de changement pathologiques au niveau de la dysfonction tubulaire rénale), JECFA a utilisé un modèle bi-exponentiel pour estimer le point de rupture de la 2^e pente. JECFA a estimé qu'une excrétion urinaire de cadmium inférieure à 5,24 μ g Cd/g créatinine (95%CI: 4,94-5,57) n'était pas associée à une augmentation de l'excrétion de β 2MG alors que des concentrations urinaires de cadmium plus élevées étaient associées à une augmentation rapide de l'excrétion de β 2MG (JECFA 2011). Considérant que les données correspondent à une population et non à des données individuelles, la variabilité toxicodynamique a été représentée par une distribution log-triangulaire avec un intervalle de variation fixe compris entre 1 et 3 fois le POD (augmentation et diminution de la susceptibilité individuelle). JECFA a identifié le même POD que l'EFSA (5,24 μ g Cd/g créatinine à partir des données de Amzal et coll., 2009). Une simulation Monte-Carlo à deux dimensions a été utilisée pour estimer la distribution de l'incertitude/variabilité². JECFA a estimé qu'un apport alimentaire de 1,2 μ g Cd/kg.jour (5^e-95^e centiles: 0,8-1,8) au 5^e centile correspondait à une concentration urinaire de 5,24 μ g Cd/g créatinine (95%CI: 4,94-5,57). La limite inférieure (5^e centile) de l'apport alimentaire de cadmium au niveau de la population (0,8 μ g/kg.jour) a été retenue par JECFA pour dériver la PTMI (JECFA 2011). Comme le cadmium a une longue demi-vie et comme la contribution de la dose alimentaire d'une

1 Du fait de l'utilisation d'une dose benchmark (variabilité au sein de la population), en retenant la BMDL plutôt que la BMD (incertitude associée à l'estimation statistique), par l'utilisation de deux modèles pour modéliser la relation dose-réponse, et par la réalisation d'une analyse de sensibilité (incertitude associée aux hypothèses de modélisation; des résultats similaires ont été obtenus avec les deux modèles).

2 Incertitude du point de rupture, variabilité toxicodynamique et du modèle toxicocinétique

journée a une contribution négligeable ou minimale à l'exposition totale (cumulée) dans la population générale, JECFA suggère que la dose tolérable soit définie sur une base mensuelle. La PTMI a donc été établie à 25 µg Cd/kg par mois (ce qui, sur une base quotidienne, correspond à 0,8 µg/kg.jour). JECFA considère cette PTMI comme protectrice pour la population générale (tous les âges), incluant les groupes de consommateurs avec une exposition élevée et des sous-groupes avec des habitudes alimentaires particulières (ex. : végétariens) (JECFA 2011).

- U.S. EPA recommande une dose de référence de 0,5 µg/kg.jour via l'eau potable et de 1 µg/kg.jour via les aliments (valeurs établies en 1988 et actuellement en révision¹) (U.S. EPA (IRIS 1994)). Ces RfD sont basées sur la concentration maximale de cadmium dans le cortex rénal (concentration critique = 200 µg Cd/g poids frais) non associée à une protéinurie significative (effet critique) (U.S. EPA (1985)). Un modèle toxicocinétique a été utilisé pour estimer la plus forte dose d'exposition associée à l'absence de l'effet critique (en assumant une élimination journalière de cadmium de 0.01% de la charge corporelle). Considérant que l'absorption gastro-intestinale semble varier avec la source, un facteur d'absorption différent a été utilisé pour le cadmium dans l'eau (5%) et dans la nourriture (2,5%). Des NOAEL de 0,005 mg/kg.jour via l'eau et de 0,01 mg/kg.jour via l'alimentation ont été obtenues. Ces NOAEL ont été divisées par un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle.
- Le RIVM recommande une dose hebdomadaire tolérable de 3,5 µg/kg (JECFA (1989, 2004); RIVM (2001)), ce qui correspond à une dose journalière de 0,5 µg/kg.jour. En considérant un taux d'absorption du cadmium par voie orale de 5%, un taux d'élimination journalière de 0,005 % de la charge corporelle et en considérant que un tiers de la charge corporelle de Cd est située dans les reins (modèle de Kjellström), une dose d'exposition journalière moyenne de 1 µg/kg.j durant 40-50 ans conduirait à une concentration dans le cortex rénal de 50 µg/g (poids frais) (ce qui correspond à une excrétion urinaire de cadmium de 2 µg/24 h). Cette concentration tissulaire étant la plus faible concentration à laquelle des effets sur le rein ont été détectés dans la population générale (concerne environ 4% de la population; Nogawa et coll. (1989), Buchet et coll. (1990) cités par Baars et coll.), le RIVM considère qu'une dose moyenne de 1 µg/kg.j est une LOAEL et applique un facteur de sécurité de 2, ce qui conduit à une dose journalière moyenne de 0,5 µg/kg.j. Aucun autre facteur de sécurité n'a été appliqué car la dose de référence est issue d'une étude épidémiologique menée dans la population générale. Le niveau de confiance accordé par le RIVM à cette dose de référence est considéré comme élevé du fait qu'elle est basée sur des données humaines et que plusieurs études mènent à des résultats semblables.
- L'OMS recommande une valeur de 1 µg/kg.j (JECFA 2004). Cette valeur, dérivée de la dose hebdomadaire maximale recommandée (PTWI = 7 µg/kg.jour), correspond à une concentration urinaire de 2,5 µg/g créatinine considérée sans effet néfaste. Le comité JECFA estime qu'à cette concentration, la prévalence de dysfonctionnement des tubules rénaux ne devrait pas être augmentée. Cette hypothèse est basée sur les données issues de plusieurs études menées chez des travailleurs ou dans la population générale.
- Santé Canada (2010) recommande une valeur provisoire de 1 µg/kg.j basée sur la valeur recommandée par l'OMS.

Note. Le cadmium exerçant ses effets toxiques lorsque la concentration dans le cortex rénal dépasse la concentration critique (évaluée à 50 µg/g), l'évaluation des risques liés au cadmium doit tenir compte de la contribution de la dose d'exposition cumulée liée au projet à l'étude à la dose d'exposition cumulée totale sur la durée de vie. En effet, il est probable qu'une exposition ponctuelle à une dose supérieure à la dose de référence chronique n'ait pas d'impact significatif sur la dose totale cumulée, donc sur le niveau de risques d'effets néphrotoxiques.

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,01 µg/m³, soit une dose de 0,0023 µg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2012).

Cette valeur est basée sur la même dose interne sur la fonction rénale (UCDL₁₀=0,5 µg Cd/g créatinine) que celle utilisée pour dériver la dose de référence (voir précédemment la section «voie orale»). Elle a été estimée par modélisation en tenant compte de l'apport alimentaire de cadmium. Dans un premier temps, le dépôt et la clairance de particules de cadmium (1, 5 ou 10 µm) inhalées ont été modélisés avec le modèle *ICRP Human Respiratory Tract Model* (ICRP (1994)). Les transferts de masse prédits du tractus respiratoire vers le tractus gastro-intestinal et le sang ont été utilisés comme

¹ Valeur préliminaire proposée en 1999 : 0,8 µg/kg.j (U.S. EPA 1999)

paramètres d'entrée dans les compartiments GI et sang du modèle pharmacocinétique de Kjellström et Nordberg (1978) afin d'estimer les concentrations de cadmium dans le rein et les urines correspondant à une exposition au cadmium par inhalation. Les résultats ont indiqué qu'une concentration de cadmium dans l'air de 1,8–2,4 $\mu\text{g Cd/m}^3$ (sous forme d'oxyde) ou de 1,2–1,4 $\mu\text{g Cd/m}^3$ (sous forme de sulfure) conduirait à une concentration urinaire de 0,5 $\mu\text{g/g}$ créatinine (UCDL₁₀), en supposant que l'air est la seule source d'exposition. Dans un deuxième temps, la dose interne correspondant à l'UCDL₁₀ a été estimée en tenant compte de l'exposition conjointe via l'air et l'alimentation (exposition réaliste), en utilisant l'apport alimentaire moyen pondéré en fonction de l'âge chez les non-fumeurs américains, soit 0,35 $\mu\text{g/kg.jour}$ pour les hommes et 0,30 $\mu\text{g Cd/kg.jour}$ pour les femmes (0,32 $\mu\text{g/kg.jour}$ pour les deux sexes combinés). Les résultats obtenus avec les particules (1 μm) de sulfure de cadmium (forme plus disponible que l'oxyde de cadmium) indiquent que l'UCDL₁₀ (0,5 $\mu\text{g/g}$ créatinine) serait atteint avec une exposition chronique simultanée à 0,1 $\mu\text{g Cd/m}^3$ dans l'air ambiant et 0,3 $\mu\text{g/kg.jour}$ via l'alimentation.

Une concentration de référence de 0,02 $\mu\text{g/m}^3$ est proposée par Cal/EPA. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des travailleurs exposés au cadmium durant un à plus de vingt ans (Lauwerys et coll. (1974), cités par Cal/EPA 2000). Une LOAEL de 21 $\mu\text{g Cd/m}^3$ pour des effets rénaux (protéinurie) et respiratoires (réduction de la capacité vitale forcée et du débit expiratoire de pointe) a été déterminée. La concentration sans effet (NOAEL) a été établie à 1,4 $\mu\text{g/m}^3$ pour une exposition moyenne de 4,1 ans, ce qui équivaut à 0,5 $\mu\text{g/m}^3$ pour une exposition continue dans la population générale. Un facteur 10 est appliqué pour tenir compte des différences de sensibilité au sein de l'espèce humaine et un facteur 3 pour la faible durée d'exposition (sous-chronique). Cette concentration de référence correspond à une dose de $4,6 \times 10^{-6}$ mg/kg.j (Cal/EPA 2000).

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2009) ou Santé Canada (2004). Toutefois, la concentration de référence préliminaire proposée dans le cadre de la révision de IRIS est de 0,7 $\mu\text{g/m}^3$ (U.S. EPA 1999).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le cadmium est classé comme cancérigène probable chez l'humain par l'U.S. EPA (IRIS 1992) et comme cancérigène chez l'humain par l'IARC (2012). Les études épidémiologiques indiquent essentiellement un lien entre l'exposition au cadmium par inhalation et une augmentation de l'incidence de mortalité par cancer des poumons, voire de la prostate et des reins. Une augmentation de l'incidence de tumeurs pulmonaires a aussi été mise en évidence chez des rats.

VOIE ORALE

Aucune étude n'a mis en évidence un lien entre l'exposition au cadmium par ingestion et l'augmentation de l'incidence de cancer. Aussi, comme l'exposition au cadmium par inhalation conduit à une augmentation de l'incidence de tumeurs au niveau respiratoire, l'approche par défaut consistant à dériver un coefficient par voie orale à partir de données par inhalation n'a pas été jugée adéquate.

Aucun coefficient de cancérigénicité par ingestion n'a donc été proposé par U.S.EPA (IRIS 1992), Cal/EPA (2009), ou Santé Canada (2010).

INHALATION

Le facteur de risque unitaire ($4,2 \times 10^{-3} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$), soit un coefficient de cancérigénicité de $15 (\text{mg/kg.j})^{-1}$ proposé par Cal/EPA (2009) a été retenu.

Cette valeur a été calculée à partir de l'étude épidémiologique de Thun et coll. ((1985) cités par Cal/EPA) réalisée sur une cohorte de 602 salariés de sexe masculin employés dans l'industrie des hauts fourneaux et dans laquelle une relation dose-réponse claire a été établie entre les doses d'exposition cumulatives et la mortalité par cancer des voies respiratoires (poumons, trachée et bronches). Les auteurs ont démontré que l'arsenic ou le tabac ne sont probablement pas à l'origine des effets observés.

Les valeurs de risque unitaire proposées par les autres organismes sont du même ordre de grandeur.

- Gouvernement du Canada et coll. (1994) proposent une concentration tumorigène 5% (CT_{0,05}) pour l'humain de 5,1 $\mu\text{g/m}^3$ pour une exposition au chlorure de cadmium par inhalation, ce qui correspond à un risque unitaire de $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$. Cette valeur a été calculée à partir de l'incidence de tumeurs pulmonaires chez des rats

exposés à un aérosol de chlorure de cadmium¹ durant 72 semaines (23 hr/j) (Takenaka et coll. (1983) et Oldiges et coll. (1984) cités par Gouvernement du Canada).

- Les valeurs recommandées par Santé Canada (2010) pour l'inhalation sont $42 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ et $9,8 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$.
- Le coefficient de cancérrogénicité proposé dans IRIS ($1,8 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est actuellement en révision. La valeur préliminaire proposée par l'U.S. EPA (1999) est similaire à celle dérivée par Cal/EPA.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Cadmium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- Buchet JP, Lauwerys R., Roels H, et coll. (1990). *Renal effects of cadmium body burden of the general population*. *Lancet* 336:699-702. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Cal/EPA (2000). *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic Toxicity Summary. Cadmium And Cadmium Compounds*. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=59
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- EFSA (2009a). *Scientific Opinion. Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain*. EFSA Journal 980: 1-139. Adopted on 30 January 2009. <http://www.efsa.europa.eu/fr/efsajournal/doc/980.pdf>. Adopted on 30 January 2009.
- EFSA (2009b). *Technical Report of EFSA. Meta-analysis of Dose-Effect Relationship of Cadmium for Benchmark Dose Evaluation*. EFSA Scientific Report 254: 1-62. Prepared by the EFSA Assessment Methodology Unit.
- EFSA (2011). *Scientific Opinion. Statement on tolerable weekly intake for cadmium*. EFSA Journal 9(2): 1-19. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/1975.pdf>
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Le cadmium et ses composés*. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Loi Canadienne sur la protection de l'Environnement. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_cadmium_et_ses_composes.pdf
- HSDB (2012). *Cadmium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2012). "Cadmium and Cadmium Compounds", In: *A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100C <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-8.pdf>.
- ICRP (1994). *Human respiratory tract model for radiological protection*. Pergamon Press, Oxford. ICRP publication 66. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Järup L, Hellstrom L, Alfven T, et coll. (2000). *Low level exposure to cadmium and early kidney damage: The OSCAR study*. *Occup Environ Med* 57(10):668-672. Tel que cité par ATSDR (2012).
- JECFA (1989). *Cadmium*. WHO Food Additive Series 24. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je09.htm>
- JECFA (2004). *Cadmium*. WHO Food Additive Series 52. International Programme on Chemical Safety (IPCS), World Health Organization (WHO). <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v52je22.htm>
- JECFA (2011). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants*. WHO Food Additives Series 64. Prepared by the Seventy-third meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v64je01.pdf>

1 CT_{0,05} estimées pour le rat : chlorure de Cd = 2,9 $\mu\text{g/m}^3$; autres composés (oxyde, sulfate, sulfure) : 2,7-12,7 $\mu\text{g/m}^3$

- Kjellström T, Nordberg GF. (1978). *A kinetic model of cadmium metabolism in the human being*. Environ Res 16:248-269. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Lauwerys RR, Buchet JP, Roels HA, Brouwers J, and Stanescu D. (1974). *Epidemiological survey of workers exposed to cadmium*. Arch. Environ. Health 28:145-148.. Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- Nogawa K, Honda R, Kido T, Tsuritani I, Yamada Y, Ishizaki M & Yamaya H. (1989). *A dose-response analysis of cadmium in the general environment with special reference to total cadmium intake limit*. Environm Res 48:7-16. Tel que cite par RIVM (2001).
- NTP (1995). *NTP technical report on toxicity studies of cadmium oxide (CAS No. 1306-19-0) administered by inhalation to F344/N rats and B6C3F mice*. Research Triangle Park, NC: National Toxicology Program. Toxicity report series no. 39. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Oldiges, H., D. Hochrainer, Sh. Takenaka, G. Oberdörster et H. König, (1984). *Lung Carcinomas in Rats after Low Level Cadmium Inhalation*. Toxicol. Environ. Chem. 9: 41-51. Tel que cité par Gouvernement du Canada (1994).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Suwazono Y, Sand S, Vahter M, et coll. (2006). *Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans*. Environ Health Perspect 114:1072-1076. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Takenaka, S., H. Oldiges, H. König, D. Hochrainer et G. Oberdörster (1983). *Carcinogenicity of Cadmium Chloride Aerosols in W Rats*. J. Natl. Cancer Inst., 70: 367-373. Tel que cite par Gouvernement du Canada (1994).
- Thun M, Schnorr T, Smith A, Halperin W and Lemen R. (1985). *Mortality among a cohort of U.S. cadmium production workers - an update*. J Natl Cancer Inst 74:325-333. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- U.S. EPA (1985). *Drinking Water Criteria Document on Cadmium*. Office of Drinking Water, Washington, DC. (Final draft). Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Cadmium (CASRN 7440-43-9)* (dernières révisions : 1992 et 1994). <http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm>
- U.S. EPA (1999). *Toxicological Review of Cadmium and compounds. External Review Draft*.

15 CHROME TRIVALENT

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	Forme insoluble (particules) 5,0 (ATSDR 2012)	--	--
--	Forme soluble (particules) 0,1 (ATSDR 2012)	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
Forme insoluble 1,5 ^a (IRIS 1998) ^b	Forme insoluble (particules) 0,5 ^c	--	--
Forme soluble 4,6 x 10 ⁻³ (RIVM 2001) ^b	Forme soluble (particules) 0,01 ^b	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1998)) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (1990) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada et coll. (1994) : non classable (groupe VI)			

-- : non disponible

^a : Valeur retenue pour l'évaluation des risques liés à qualité des sols, car selon ATSDR (2012), le chrome présent dans les sols est essentiellement sous forme insoluble

^b : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA.

^c : Valeur provisoire dérivée de la MRL sous-chronique proposée par ATSDR (2012)

Notes :

- Les composés trivalent du chrome sont les formes les plus stables et sont celles retrouvées naturellement dans les minéraux, par exemple sous forme de ferrochromite (FeCr_2O_4). Le chrome hexavalent (2^e forme la plus stable), ne se retrouve naturellement que dans certains minéraux, comme la crocoïte (PbCrO_4) (ATSDR 2012).
- La solubilité des composés du chrome est variable et dépend principalement de l'état d'oxydation. Les composés du chrome(III) sont généralement insolubles dans l'eau, à l'exception de l'acétate, de l'hexahydrate de chlorure et des sels de nitrate (ATSDR 2012).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,5 mg/m³ pour le chrome (élément) a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1. Les TEEL-1 établies pour les composés du chrome trivalent sont toutes plus élevées.

En milieu de travail, une TLV-TWA de 0,5 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour le chrome trivalent et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 1,5 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB 2005).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 µg/m³ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

Aucune valeur n'est disponible.

INHALATION – PARTICULES DE CHROME TRIVALENT INSOLUBLE

La MRL sous-chronique (5 µg Cr(III)/m³) proposée par ATSDR (2012) est basée sur les résultats de l'étude de Derelanko et coll. (1999). Des rats Fisher (CDF) mâles et femelles (15/sexe/dose) ont été exposés par inhalation (*nose-only*) à de l'oxyde chromique (0, 3, 10, or 30 mg Cr(III)/m³, taille moyenne des particules : ~1,9 µm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 13 semaines. Une LOAEL de 3 mg Cr(III)/m³ a été identifiée à la fin des 13 semaines de traitement (hyperplasie des ganglions médiastinaux chez les mâles et les femelles) et une LOAEL minimale (en terme de sévérité) de 3 mg Cr(III)/m³ a été identifiée à la fin des 13 semaines de récupération suivant le traitement (hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique des poumons chez les mâles; sévérité : trace à moyenne). Aucun effet n'a été observé en ce qui concerne la mortalité, les signes cliniques, le poids corporel, l'examen ophtalmologique ou la qualité des spermatozoïdes (nombre, mobilité et morphologie). Aucun effet relié au traitement n'a été noté lors des évaluations relevant de l'hématologie, de la chimie clinique et de l'analyse urinaire; la β₂-microglobuline n'a été détectée dans aucun rat, quel que soit le groupe. Des changements histopathologiques ont été observés au niveau des poumons et des tissus lymphatiques respiratoires uniquement (aucun changement dans les autres tissus, incluant tissus nasals et larynx). Une augmentation significative du poids absolu (+12%) et relatif (+13%) de poumon/trachée a été observée chez les mâles exposés à la plus forte concentration (30 mg Cr(III)/m³). La nécropsie a révélé, chez la plupart des animaux (incidence non rapportée) une décoloration verte des poumons et des ganglions lymphatiques médiastinaux; le degré de décoloration augmentait avec le niveau d'exposition et il a été présumé représenter le dépôt du matériau inhalé. Un grossissement des ganglions lymphatiques médiastinaux a été noté à 30 mg Cr(III)/m³. Une hyperplasie lymphoïde des ganglions médiastinaux a été observée chez les rats de tous les groupes traités (sévérité non rapportée). Chez les rats exposés à 10 ou 30 mg Cr(III)/m³, une hyperplasie des pneumocytes de type II (sévérité non rapportée) a été observée ainsi qu'une inflammation interstitielle chronique dans les septums alvéolaires (sévérité : trace à moyenne), caractérisée par une infiltration de cellules inflammatoires. Après 13 semaines de suivi post-traitement, des macrophages pigmentés et des pigments noirs ont été observés dans les tissus péribronchiaux et les ganglions lymphatiques médiastinaux des animaux de tous les groupes traités. Une hyperplasie des cellules septales et une inflammation interstitielle chronique des poumons (toutes deux de sévérité : trace à moyenne) ont été observées chez les mâles de tous les groupes traités et chez les femelles exposées à 10 ou 30 mg Cr(III)/m³. La MRL a été dérivée à partir de la LOAEL. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car les données disponibles étaient inadéquates (absence de données sur l'incidence des lésions). La LOAEL expérimentale (3 mg Cr(III)/m³) a été ajustée pour une exposition continue (LOAEL_{Ajust}=LOAEL x 6/24 x 5/7) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain (LOAEL_{HEC}=LOAEL_{Ajust} x RDDR). La LOAEL_{HEC} la plus faible (0,43 mg/m³: hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique des poumons chez le mâle; RDDR=0.789) a été retenue pour dériver la MRL. La MRL (0,005 mg/m³) proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique) a été obtenue en divisant la LOAEL_{HEC} par un facteur d'incertitude global de 90 (3 pour utilisation d'une LOAEL, 3 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA ou Cal/EPA pour une exposition sous-chronique.

INHALATION – PARTICULES DE CHROME TRIVALENT SOLUBLE

Pour les particules solubles de chrome trivalent, une concentration de référence de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est proposée par ATSDR (2012) pour une exposition de durée sous-chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Derelanko et coll. (1999). Des rats Fisher (CDF) mâles et femelles (15/sexe/dose) ont été exposés par inhalation (*nose-only*) à du sulfate de chrome basique (0, 3, 10, or 30 mg Cr(III)/ m^3 , taille moyenne des particules : $\sim 4,2\text{-}4,5 \mu\text{m}$) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 13 semaines. Le tractus respiratoire a été identifié comme la cible des composés particuliers de chrome trivalent inhalé. Des effets semblables ont été observés dans les deux sexes, avec des changements histopathologiques au niveau du nez, du larynx, des poumons et des tissus lymphatiques respiratoires, et une augmentation du poids relatif des poumons à une concentration de $\geq 3 \text{ mg Cr(III)}/\text{m}^3$. La MRL a été dérivée à partir de la LOAEL correspondant aux lésions histopathologiques. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car les données disponibles étaient inadéquates (absence de données sur l'incidence des lésions). La LOAEL expérimentale ($3 \text{ mg Cr(III)}/\text{m}^3$) a été ajustée pour une exposition continue ($\text{LOAEL}_{\text{ajust}} = \text{LOAEL} \times 6/24 \times 5/7 = 0,54 \text{ mg}/\text{m}^3$) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain ($\text{LOAEL}_{\text{HEC}} = \text{LOAEL}_{\text{ajust}} \times \text{RDDR}$). La LOAEL_{HEC} la plus faible ($0,04 \text{ mg}/\text{m}^3$: lésions aux niveaux du nez et du larynx chez le rat femelle, $\text{RDDR}=0,078$) a été retenue pour dériver la MRL. La MRL ($0,00013 \text{ mg}/\text{m}^3$, arrondie à $0,0001$) proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique) a été obtenue en divisant la LOAEL_{HEC} par un facteur d'incertitude global de 300 (10 pour utilisation d'une LOAEL, 3 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle). Pour information, la concentration critique en regard d'un effet sur le poids des poumons (basée sur l'approche benchmark; $\text{BMCL}_{1\text{sd,HEC}}=0,17 \text{ mg}/\text{m}^3$) était supérieure à la LOAEL_{HEC} et n'a donc pas été retenue.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE – SELS INSOLUBLES (EX. : OXYDE DE CHROME (Cr_2O_3), SULFATE DE CHROME ($\text{Cr}_2[\text{SO}_4]_3$))

La dose de référence retenue pour les sels insolubles de chrome trivalent ($1,5 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1998).

Cette valeur est issue d'une étude chronique menée chez des rats exposés durant 840 jours à de l'oxyde de chrome (Cr_2O_3) via leur alimentation, à raison de 5 jours par semaine. Les doses totales reçues ont été estimées à 360, 720 et $1\,800 \text{ g Cr}_2\text{O}_3/\text{kg}$ sur 600 jours (Ivankovic et Preussman (1975), cités par U.S. EPA). Aucun effet n'a été observé même à la plus forte dose. Après ajustement pour une exposition continue, la NOAEL correspond à une dose de $1\,468 \text{ mg Cr(III)}/\text{kg}\cdot\text{jour}$. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle) de même qu'un facteur modifiant de 10 afin de tenir compte du manque de données expérimentales disponibles (absence d'étude chez un mammifère non rongeur, absence d'études pertinentes sur les effets sur la reproduction), du potentiel de toxicité sur la reproduction décrit dans l'étude d'Elbetieha et Al Hamood ((1997), cités par U.S. EPA) et des faiblesses de l'étude de Ivankovic.

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une dose journalière tolérable de $4,6 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour les sels insolubles (incluant le chrome métallique). Cette valeur est extrapolée de la dose de référence pour les sels solubles ($4,6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$, issue d'une NOAEL_{rat} de $0,46 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) en considérant que les sels insolubles sont 1 000 fois moins toxiques que les sels solubles chez le rat (NOAEL observées : $2\,040 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$, $3,6 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ et $0,46 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour les sels insolubles, peu solubles et solubles, respectivement).

Santé Canada (2010) ne propose pas de dose journalière admissible pour le Cr(III), qui est considéré comme un élément essentiel. Une dose journalière tolérable de $1 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour le chrome total est basée sur la toxicité du Cr(VI).

VOIE ORALE – SELS SOLUBLES (EX. ACÉTATE DE CHROME TRIVALENT ($\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$))

La dose de référence retenue pour les sels solubles de chrome trivalent ($4,6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par le RIVM (RIVM (2001)). Cette valeur est basée sur une NOAEL de $0,46 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ obtenue chez le rat après exposition chronique à de l'acétate de chrome trivalent ($\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$, qui est une forme très soluble (pour le chlorure de chrome trivalent (CrCl_3), moins soluble, une NOAEL de $3,6 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ a été obtenue). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué

(10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle). Selon le RIVM, la fiabilité de ces valeurs est moyenne.

Santé Canada (2010) ne propose pas de dose journalière admissible pour le Cr(III), qui est considéré comme un élément essentiel. Une dose journalière tolérable de 1 µg/kg.j pour le chrome total est basée sur la toxicité du Cr(VI).

INHALATION – SELS INSOLUBLES DE CHROME TRIVALENT (PARTICULES)

Les VTR existantes (60 et 70 µg/m³, voir ci-après) pour une exposition chronique aux sels insolubles sont toutes plus élevées que la plus récente VTR pour une exposition sous-chronique (5 µg/m³, dérivée par ATSDR en 2012). Par prudence, une valeur provisoire a été dérivée de la VTR sous-chronique en appliquant un facteur de sécurité de 10 (qui correspond à la valeur par défaut généralement appliquée pour dériver une VTR chronique à partir d'une étude sous-chronique). La concentration de référence retenue est donc une valeur provisoire de 0,5 µgCr(III)/m³.

La concentration tolérable dans l'air de 60 µg/m³ proposée par le RIVM pour le chrome trivalent insoluble et le chrome métallique est issue d'une NOAEC de 0,6 mg/m³ obtenue chez l'humain exposé professionnellement à du chrome métallique (absence de modification de l'activité enzymatique et des taux protéiques urinaires) (NOAEC rapportée par ATSDR 2000). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué (variabilité interindividuelle). Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne. Aucun facteur d'ajustement pour une exposition continue ne semble avoir été appliqué.

Une valeur semblable (70 µg/m³) a été dérivée de l'étude en milieu professionnel de Korallus et coll. (1974), dans laquelle une NOAEC de 2 mg/m³ pour les sels insolubles de chrome trivalent (oxydes et sulfates) a été obtenue (absence d'effets respiratoires et hématologiques). Après ajustement pour une exposition continue (NOAEC = 0,7 mg/m³) et application d'un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle, une valeur provisoire de 70 µg/m³ a été obtenue.

Aucune concentration de référence n'a été proposée pour le chrome trivalent par U.S. EPA (IRIS 1998), Santé Canada (2010) ou Cal/EPA.

INHALATION – SELS SOLUBLES DE CHROME TRIVALENT

Aucune agence de santé n'a proposé de concentration de référence pour une exposition chronique aux sels solubles de chrome trivalent.

Par défaut, une valeur provisoire a été dérivée de la VTR sous-chronique (0,1 µg/m³, proposée par ATSDR 2012) en appliquant un facteur de sécurité de 10 (qui correspond à la valeur par défaut généralement appliquée pour dériver une VTR chronique à partir d'une étude sous chronique). La concentration de référence retenue est donc une valeur provisoire de 0,01 µgCr(III)/m³.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'U.S. EPA (IRIS 1998), l'IARC (1990) et Gouvernement du Canada (1994) considèrent le chrome trivalent comme non classable en tant que cancérigène pour l'humain. Par conséquent, aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par les organismes compétents.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Chromium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Derelanko, N.J., Rinehart, W.E., Hilaski, R.J. et coll. (1999). *Thirteen-week subchronic rat inhalation toxicity study with a recovery phase of trivalent chromium compounds, chronic oxide, and basic chromium sulfate*. *Toxicological Sciences* 52(2):278-288. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Elbetieha, A; Al-Hamood, MH. (1997) *Long-term exposure of male and female mice to trivalent and hexavalent chromium compounds: effect on fertility*. *Toxicology* 116:19-47. Tel que cité par U.S. EPA (2013).

- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le chrome et ses composés.* <http://bibvir1.uqac.ca/archivage/000169733.pdf>
- HSDB (2005). *Chromium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1990). "Chromium and chromium compounds", In: *Chromium, Nickel and Welding. IARC Monographs of the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 49.* International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/chromium.html>
- Ivankovic, S; Preussman, R. (1975). *Absence of toxic and carcinogenic effects after administration of high doses of chromic oxide pigment in subacute and long-term feeding experiments in rats.* Food Cosmet Toxicol 13(3):347-351. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Korallus U, Ehrlicher H, Wustefeld E, et coll. (1974). *[Trivalent chromium compounds - results of a study in occupational medicine.] Arb Soz Prev 9:51-54.* (German), Tel que cité par ATSDR (2012).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels.* RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.*
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs.* <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Chromium(III), insoluble salts (CASRN 16065-83-1)* (dernière révision : 1998). <http://www.epa.gov/iris/subst/0028.htm>

17 COBALT

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,02 ^b (Finley, 2012)	0,1 ^b		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,02 (Finley, 2012)	0,1 ^a (ATSDR 2004, IPCS 2006)		--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon IARC (1991) : cancérigène possible (groupe 2B) selon U.S. EPA (IRIS) :--			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b Valeur provisoire correspondant à la VTR chronique

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, U.S. EPA ou ATSDR.

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,18 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, une TLV-TWA de 0,02 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,06 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB 2006).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La VTR retenue pour une exposition chronique (0,02 mg/kg.jour) (voir section suivante) a été retenue car elle est plus élevée que celle proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique (voir ci-dessous).

ATSDR (2004) propose une dose de référence ($MRL_{sc} = 0,01 \text{ mg/kg.j}$) uniquement pour une durée d'exposition sous-chronique. Ce MRL_{sc} est basé sur une LOEL de 1 mg Co/kg.jour relative à l'observation d'effets hématologiques (augmentation de 16-20% du nombre de globules rouges dans le sang) chez six des six hommes exposés à du chlorure de cobalt (150 mg/jour) dans de l'eau ou du lait, pendant 22 jours (Davis et Fields 1958, cités par ATSDR). Des effets semblables ont été observés chez des rats (LOEL $2,5 \text{ mg/kg.j}$, NOAEL $0,6 \text{ mg/kg.j}$). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'une LOEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (2008) propose une dose de référence sous-chronique provisoire (p-sRfD) de $0,003 \text{ mg/kg.j}$. Cette valeur est basée sur les effets du cobalt sur la thyroïde, sachant que le cobalt affecte l'intégration d'iode par la thyroïde (réduction de l'intégration d'iode radioactif par la thyroïde après 2 semaines d'exposition orale à 1 mg Co/kg.j ; Roche and Layrisse 1956) et induit une polycythémie ($0,97 \text{ mg/kg.j}$; Davis and Fields, 1958) à des niveaux d'exposition similaires chez l'humain. Ces deux effets sont réversibles après cessation d'une exposition à court terme mais des études indiquent la possibilité d'effets plus sévères sur la thyroïde. La LOEL retenue (1 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour l'utilisation d'une LOEL, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'absence d'une étude de toxicité sur plusieurs générations). Cette valeur n'a pas été retenue pour les raisons indiquées à la section suivante (exposition chronique).

INHALATION

U.S. EPA (2008) propose une concentration de référence sous-chronique provisoire (p-sRfC) de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur n'a pas été retenue car elle est plus faible que la VTR chronique qui est basée sur la même étude et sur le même point de départ. La VTR chronique ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a donc été retenue pour évaluer les risques posés par une exposition sous-chronique.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

Pour des fins de dépistage, la dose de référence retenue ($0,02 \text{ mg/kg.j}$) est une valeur provisoire qui correspond à la VTR la plus sévère parmi les valeurs fiables qui sont actuellement disponibles. Cette valeur (RfD) est issue d'un article publié dans une revue scientifique après révision par des pairs (Finley et coll. 2012); elle est donc considérée comme provisoire (car non fournie par une agence de santé reconnue par l'INSPQ). Finley et coll. (2012) ont réalisé une analyse critique de l'information disponible chez l'animal et l'humain et ont déterminé que les effets critiques du cobalt étaient des altérations hématologiques et des altérations du système endocrine (thyroïde). Ils ont dérivé deux valeurs comparables (RfD de $0,02 \text{ mg/kg.j}$, basée sur des effets hématologiques, et RfD de $0,03 \text{ mg/kg.j}$, basée sur des effets endocriniens).

- Pour les effets hématologiques, Finley et coll. (2012) ont sélectionné deux études menées chez l'humain (Holly, 1955, et Jaimet and Thode, 1955) car elles n'étaient pas influencées par des facteurs confondants ou un manque de détails. Holly (1955) rapporte une NOAEL de $34,0\text{--}45,6 \text{ mg Co/jour}$ (durant 6 mois) chez 20 femmes enceintes (poids corporels non rapportés; NOAEL estimée à $0,45\text{--}0,61 \text{ mg/kg.j}$ pour un poids de 75 kg). Une RfD de $0,02 \text{ mg/kg.j}$ a été dérivée à partir de la valeur médiane de cet intervalle ($0,53 \text{ mg/kg.j}$) divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour durée d'exposition, 10 pour variabilité interindividuelle). Jaimet and Thode (1955) rapportent l'absence d'effets hématologiques chez de jeunes enfants à $0,45, 0,90, \text{ or } 1,8 \text{ mg Co/kg.jour}$ durant 10 semaines. Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour durée d'exposition, 10 pour variabilité interindividuelle) appliqué à la NOAEL ($1,8 \text{ mg/kg.jour}$) conduit aussi à une RfD de $0,02 \text{ mg/kg.jour}$. Cette RfD est présentée par Finley comme une alternative à celle basée sur les effets thyroïdiens (qui est la valeur recommandée par Finley).
- Pour les effets sur le système endocrinien, Finley et coll. (2012) ont dérivé une RfD de $0,03 \text{ mg/kg.j}$. Parmi les études sélectionnées, celle de Jaimet et Thode (1955), qui porte sur des effets endocriniens, a été identifiée comme la plus robuste pour établir le point de départ (POD), et ce pour les raisons suivantes : i) il s'agit de la seule étude à doses multiples qui a permis d'identifier une NOAEL et une LOEL chez l'humain, ii) plusieurs effets cliniques ont été évalués (absorption d'iode radioactif, ratio de conversion d'iode radioactif, ratio de l'activité de liaison de l'iode aux protéines dans la salive), iii) les réponses cliniques étaient réversibles, iv) l'étude évaluait aussi des effets hématologiques (et aucune polycythémie n'a été observée), v) l'étude a été réalisée chez des enfants, qui représentent une sous-population potentiellement sensible. La sélection de

cette étude pour établir le POD est par ailleurs cohérente avec le point de vue de U.S. EPA selon lequel il est préférable d'utiliser des données obtenues chez l'humain pour dériver la relation dose-réponse pour un effet néfaste qui est jugé comme le plus sensible.

Les trois tests de la fonction thyroïdienne ont été effectués sur un groupe de 18 enfants âgés de 5 à 9 ans (10 garçons et 8 filles). Une dose d'iode radioactif a été administrée avant l'exposition au cobalt à des doses jugées représentatives de celles découlant de l'utilisation de produits commerciaux (1, 2, 4 et 6 mg CoCl₂/kg par jour, soit 0,45, 0,90, 1,8 et 2,7 mg Co/kg.jour). Les doses journalières de cobalt ont été administrées oralement chaque jour durant 10 semaines. Les trois essais cliniques pour la fonction thyroïdienne (absorption d'iode radioactif, ratio de conversion d'iode radioactif, ratio de l'activité de liaison de l'iode aux protéines dans la salive) ont été effectués à la 5^e et à la 10^e semaine. Un examen clinique fréquent était fait, avec une attention particulière pour la glande thyroïde. Les auteurs de l'étude (Jaimet et Thode, 1955), ont conclu que les doses testées (jusque 2,7 mg Co/kg.j) n'affectaient pas la fonction thyroïdienne et n'induisaient pas de polycythémie. Une analyse statistique (ANOVA) des données a été réalisée par Finley et coll. (2012), en excluant les données obtenues à la plus forte dose (car l'exposition avait été interrompue pour plusieurs enfants dans ce groupe). Les résultats ont permis d'identifier une NOAEL de 1,8 mg Co/kg.j (absence d'effet sur la fonction thyroïdienne et sur le taux d'hémoglobine, absence de polycythémie). Par prudence, Finley et coll. (2012) ont toutefois retenu la dose précédente (0,9 mg/ Co/kg.j) comme POD pour dériver la RfD, afin de tenir compte des résultats de 2 autres études sur la fonction thyroïdienne (LOAEL de 0,97 mg/kg.j; Roche and Layrisse, 1956¹, et LOAEL de 0,54 mg/kg.j ; Paley et coll. 1958)². Ce POD pour la fonction endocrine (0,9 mg/kg.j) est semblable à celui (0,97 mg/kg.j : polycythémie) identifié chez l'humain par Davis and Fields (1958), lequel est associé à une plus grande incertitude (n=6 patients, poids corporel réel non connu).

La RfD a été obtenue en divisant le POD (NOAEL de 0,9 mg Co/kg.j; absence d'effet sur la fonction thyroïdienne) par un facteur d'incertitude global de 30. Pour fixer ce facteur d'incertitude, Finley et coll. (2012) se sont notamment basés sur la méthodologie utilisée par U.S. EPA pour dériver la RfD du perchlorate³ car i) le perchlorate et le cobalt ont plusieurs points communs (même effet critique : réduction de l'absorption de l'iode radioactif, demi-vie biologique courte, non bioaccumulables) et ii) il y a plusieurs similarités entre les études critiques⁴ (études chez l'humain, doses multiples, NOAEL (ou NOEL) et LOAEL identifiées, effet sur le système endocrinien évalué sur la base de l'absorption de l'iode par la glande thyroïde). Les composantes du facteur d'incertitude retenu sont justifiées comme suit :

- ✓ 1 pour utilisation de données sous-chroniques pour dériver une RfD chronique. Pour le perchlorate, U.S. EPA avait appliqué une valeur de 1 à l'étude critique (Greer et coll. (2002) d'une durée de 14 jours puisque « *une exposition chronique n'aurait pas un effet plus important qu'une exposition à court terme car, si l'évènement précurseur de l'inhibition de l'absorption d'iode n'a pas lieu, alors il n'y aura pas de changements de la fonction thyroïdienne à court ou long terme* » (traduction libre).
- ✓ 10 pour la variabilité interindividuelle, afin de protéger des individus potentiellement sensibles (ex. : personnes ayant une mauvaise alimentation ou consommant beaucoup d'alcool). L'étude critique (Jaimet and Thode, 1955) a été réalisée chez des enfants, qui représentent une sous-population plus sensible que les adultes. Toutefois, le nombre de sujets par dose dans cette étude (4-5) est faible. Finley et coll. (2012) suggèrent qu'un facteur de 3 à 10 est approprié; ils ont retenu la valeur la plus prudente (10) pour dériver la RfD du cobalt.
- ✓ 3 pour l'adéquation de la base de données toxicologiques. Pour le perchlorate, U.S. EPA a jugé qu'un tel facteur n'était pas nécessaire car le POD est basé sur un indicateur du mode d'action (réduction de l'absorption d'iode par la glande thyroïde) et non sur un indicateur d'effet néfaste (ex. : hyperplasie de la thyroïde). Plus spécifiquement, U.S. EPA a noté que « *les études du mode d'action et les études pertinentes chez l'humain peuvent supprimer le besoin de diverses études chez l'animal [incluant toxicité*

1 Lettre de 2 pages à un éditeur (pas clair si révisé par des pairs)

2 Réduction de l'absorption d'iode chez 2 sur 4 patients à 0,54 mg Co/kg.j durant 14 jours. Un de ces patients avait aussi reçu du Co par voie intraveineuse, ce qui rend difficile une interprétation fiable des résultats.

3 <http://www.epa.gov/iris/subst/1007.htm>

4 Jaimet et Thode (1955) pour le Co; Greer et coll. (2002) pour le perchlorate

chronique, toxicité sur la reproduction et le développement, et études de cancérogénicité]. Pour le perchlorate, la sélection du POD vise à prévenir la 1^{ère} étape du continuum du mode d'action, et des études portant sur les événements subséquents ne sont pas nécessaires. Ainsi, un facteur d'incertitude pour adéquation de la base de données n'est pas considéré nécessaire pour le perchlorate du fait de la cohérence des données obtenues chez l'humain via de multiples études et du recours à un POD correspondant à un événement biochimique précurseur et non délétère » (traduction libre). Finley et coll. (2012) ont jugé que cette justification était applicable au cobalt (étude de Jaimet and Thode, 1955) puisque le mode d'action est identique à celui du perchlorate et que les résultats des études qui évaluent cet effet sont très cohérents.

Un groupe d'experts (*United Kingdom Expert group on Vitamins and Minerals* (EGVM) a établi une valeur guide de 1 400 µg Co par jour (0,023 mg Co/kg.j en supposant un poids corporel de 60 kg) en se basant sur l'étude de Pedigo et coll. (1988) dans laquelle des effets néfastes sur la spermatogénèse ont été identifiés après 12 semaines d'exposition chez la souris (23.0 mg Co/kg.j). Une dose équivalente chez l'humain a été dérivée (3.2 mg/kg.j) et divisée par un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour LOAEL, 10 pour extrapolation interespèces, et 10 pour variabilité interindividuelle).

Dans le cadre du *Superfund Program* (PPRTV), U.S. EPA (2008) propose une RfD provisoire (p-RfD) de $3,0 \times 10^{-4}$ mg/kg.j. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 1 mg Co/kg/jour relative à l'inhibition de l'absorption d'iode radioactif par la thyroïde. Chez 12 patients euthyroïdiens (fonctions thyroïdiennes normales) exposés pendant 2 semaines à 150 mg/jour de chlorure de cobalt (soit 1 mg Co/kg/jour), administré par voie orale, l'absorption d'iode radioactif était significativement réduite après la première semaine et presque complètement abolie après 2 semaines d'exposition; l'absorption d'iode par la thyroïde revenait à des valeurs normales après la fin du traitement (Roche et Layrisse (1956), cités par U.S.EPA 2008). La concentration d'exposition a été retenue comme LOAEL pour des effets thyroïdiens. Un facteur d'incertitude de 3 000 a été appliqué, soit : 10 pour l'extrapolation d'une exposition sous-chronique à une exposition chronique, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'absence d'études de reproduction multi-génération. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA (2008) à la dose de référence est faible, en raison de l'absence d'un NOAEL dans l'étude principale et du manque d'information relative aux effets thyroïdiens du cobalt suite à une exposition de longue durée. Considérant que l'apport alimentaire moyen des Canadiens varie entre 0,15 et 0,6 µg/kg.j selon la tranche d'âge (Santé Canada, 2011) cette p-RfD suggérerait qu'une partie de la population dépasserait régulièrement cette valeur uniquement à cause de l'apport alimentaire. Toutefois, sur la base des considérations énoncées précédemment (Finley et coll. 2012), nous sommes d'avis que certains des facteurs d'incertitude utilisés (durée d'exposition, adéquation de la base de données) sont inappropriés. Cette p-RfD n'a donc pas été retenue.

Le RIVM propose une dose tolérable journalière de $1,4 \times 10^{-3}$ mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale (RIVM (2001)). Cette valeur est basée sur la plus faible LOAEL observée chez l'homme après une exposition sous-chronique (0,04 mg/kg.j, cardiomyopathie; étude non identifiée par le RIVM). Le rôle de l'alcool n'étant pas à exclure dans les effets observés sur la population étudiée, le RIVM estime que la LOAEL pour la population générale pourrait être plus élevée et qu'un facteur d'incertitude de 3 pour la variabilité interindividuelle est suffisant. Un facteur additionnel de 10 a été appliqué pour l'utilisation d'une LOAEL. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne.

Le cobalt n'a pas été évalué par Santé Canada (2010).

INHALATION

La concentration de référence retenue ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par l'OMS (IPCS 2006) et ATSDR (2004).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des polisseurs de diamant (Nemery et coll., 1992). Une NOAEL de $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (diminution de la fonction pulmonaire et irritation des voies respiratoires à $15,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été identifiée. La NOAEC a été ajustée pour une exposition continue en considérant que le taux d'inhalation est le même chez les travailleurs et dans la population générale ($\times 8/24, 5/7$). La valeur obtenue ($1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (ATSDR 2004, IPCS 2006). À noter que selon ATSDR, les études menées chez des rats (NTP 1991 et 1998) conduisent à une LOAEL ajustée pour l'humain du même ordre de grandeur ($3,2 \mu\text{g}/\text{kg.j}$).

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition chronique par inhalation (RIVM (2001)), sur la base d'une LOAEL de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rapportée par ATSDR (2004) pour les effets pulmonaires chez

l'homme (maladies pulmonaires interstitielles, durée d'exposition non précisée) (Sprince et coll. (1988), cités par ATSDR). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'un LOAEL). Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne.

Une concentration de référence provisoire (p-RfC) de $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est proposée par U.S. EPA (2008) sur la base des mêmes données (NOAEL de $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon l'étude de Nemery et coll., 1992) Toutefois, la NOAEL ajustée pour une exposition continue est différente ($5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 10/20 \text{ m}^3/\text{jour} \times 5/7 \text{ jours} = 1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et le facteur d'incertitude (300) est plus élevé (10 pour tenir compte des lacunes de la base de données, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour la durée de l'exposition (non rapportée dans l'étude et qui pourrait être sous-chronique pour certains travailleurs)). Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA (2008) à la concentration de référence est moyen à faible, en raison des faiblesses de l'étude critique (évaluation des paramètres respiratoires uniquement, groupe contrôle observé 1 an après la population exposée, exposition simultanée à d'autres contaminants, durée de l'exposition non rapportée) et de l'absence dans la base de données d'études concernant les effets sur la reproduction et le développement. Cette VTR pourrait ne pas être protectrice pour les personnes allergiques au cobalt.

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (IRIS) et Cal/EPA.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le cobalt est classé comme possible cancérigène pour l'humain par l'IARC (1991); son potentiel carcinogène n'a pas été évalué par U.S. EPA (IRIS) ni par Santé Canada. Une évaluation provisoire par U.S. EPA (PPRTV) classe le sulfate de cobalt, soluble, comme un cancérigène probable pour l'humain par inhalation (U.S. EPA, 2008). Seule une estimation provisoire du risque de cancer est disponible.

VOIE ORALE

Aucune étude n'est disponible relativement au potentiel cancérigène du cobalt par voie orale chez l'humain ou les animaux. Par conséquent, les effets cancérigènes du cobalt par voie orale n'ont pas été considérés.

INHALATION

Une évaluation provisoire de U.S. EPA (PPRTV) conduit à un risque unitaire provisoire de $9 (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$ (soit un coefficient de cancérogénicité de $39 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour})^{-1}$) (U.S. EPA 2008). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de cancérogénicité qui a mis en évidence une augmentation de l'incidence de tumeurs (adénomes et carcinomes) du poumon (alvéoles et bronchioles) chez des rats et des souris exposés par inhalation à du sulfate hexahydrate de cobalt (NTP 1998). Les concentrations ont été converties en concentrations équivalentes chez l'humain pour une exposition continue. Les relations dose-réponses ont été modélisées et des BMDL_{10} (10% extra risk) ont été estimées pour chaque espèce et chaque sexe. La BMDL_{10} ($0,011 \text{ mg}/\text{m}^3$) obtenue chez la souris femelle a été retenue (valeur la plus faible parmi les quatre estimées, bonne adéquation du modèle et faible différence entre la BMD_{10} (0.014) et la BMDL_{10}). Le risque unitaire correspond au ratio du risque (10%, soit 0,1) auquel est associée la BMDL ($0,1/0,011 = 9 (\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$).

Ce risque unitaire n'a pas été retenu, notamment car le mode d'action du cobalt dans le développement de tumeurs du système respiratoire n'est pas clairement établi et les données disponibles suggèrent, sans toutefois le prouver, que i) des dommages cellulaires se produisent avant que des tumeurs puissent se développer, et ii) le cobalt ne semble pas être mutagène. Dans de telles circonstances, il pourrait être approprié de considérer que les tumeurs induites par le cobalt sont un effet à seuil. Dans un tel cas, une concentration de référence pourrait être dérivée de la BMDL_{10} en divisant celle-ci par un facteur d'incertitude, qui pourrait être fixé à 1000 (10 pour extrapolation animal humain, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour la sévérité de l'effet, 1 pour la durée (chronique) de l'étude). La concentration obtenue ($9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est moins sévère mais du même ordre que la VTR retenue par inhalation. Considérant ce qui précède et compte tenu du fait que le risque unitaire provisoire n'a pas été entériné par une institution de santé reconnue par l'INSPQ, ce dernier n'a pas été retenu pour estimer le risque additionnel de cancer lié au projet.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Cobalt*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>

- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014.* <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Davis JE, Fields JP. (1958). *Experimental production of polycythemia in humans by administration of cobalt chloride.* Proc Soc Exp Biol Med 99:493-495. Tel que cité par ATSDR (2004).
- Finley B.L., Monnot A.D., Paustenbach D.J., Gaffney S.H. (2012). *Derivation of a chronic oral reference dose for cobalt.* Regul Toxicol Pharmacol. 2012 Dec;64(3):491-503. doi: 10.1016/j.yrtph.2012.08.022. Epub 2012 Sep 8.
- Holly, R.G. (1955). *Studies on iron and cobalt metabolism.* JAMA 158, 1349–1352. Tel que cité dans Finley (2012)
- HSDB (2006). *Cobalt compounds.* <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1991). *Cobalt and cobalt compounds.* IARC Summaries and evaluations Vol. 52.. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol52/11-cobaltandcobaltcomp.htm>
- Jaimet, C.H., Thode, H.G. (1955). *Thyroid function studies on children receiving cobalt therapy.* JAMA 158, 1353–1355. Tel que cité dans Finley (2012)
- Nemery B, Casier P, Roosels D, et coll. (1992). *Survey of cobalt exposure and respiratory health in diamond polishers.* Am Rev Respir Dis 145:610-616. Tel que cité par ATSDR (2004), IPCS (2006) et U.S. EPA (2008).
- NTP (1991). *NTP report on the toxicity studies of cobalt sulfate heptahydrate in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies).* National Institutes of Health, National Toxicology Program. NIH Publication No. 91-3124. Tel que cité par ATSDR (2004).
- NTP (1998). *NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of cobalt sulfate heptahydrate (CAS No. 10026-24-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies).* National Institutes of Health, National Toxicology Program. NIH Publication No. 98-3961. NTP Technical Report 471. http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr471.pdf
- Pedigo N.G., George W.J., Anderson M.B. (1988). *Effects of acute and chronic exposure to cobalt on male reproduction in mice.* Reprod Toxicol. 2(1):45-53. Tel que cité par Finley et coll. (2012)
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels.* RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Roche M, Layrisse M. (1956). *Effect of cobalt on thyroidal uptake of I¹³¹.* J. Clin. Endocrinol. Metab. 16:831-833. Tel que cité par U.S. EPA (2008).
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.*
- Santé Canada (2011). *Apports alimentaires moyens (µg/kg poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2003.* Santé Canada, Aliments et nutrition. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2003-fra.php
- Sprince NL, Oliver LC, Eisen EA, et coll. (1988). *Cobalt exposure and lung disease in tungsten carbide production: A cross-sectional study of current workers.* Am Rev Respir Dis 138:1220-1226. Tel que cité par ATSDR (2004).
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs.* <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (2008). *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Cobalt (CASRN 7440-48-4).* http://hhprrtv.ornl.gov/issue_papers/Cobalt.pdf
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List.* <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>.

18 CUIVRE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
Voir le texte	100 ^a (Cal/EPA 2012)		--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,091-0,141 ^{a,b} (Santé Canada 2010)	(21-76) ^c	(0,01-0,017) ^c	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS (1991)) ^b : non classable (groupe D) selon l'IARC (2013) : --			

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA

^b : Valeur variable selon l'âge

^c : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion; valeurs variables selon l'âge (voir texte). Le risque devrait être estimé en combinant toutes les voies d'exposition.

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

ATSDR (2004) propose un MRL de 0,01 mg/kg.j pour l'exposition aiguë au cuivre (voie orale). Cette valeur est plus faible que la VTR pour une exposition chronique. Elle est basée sur une étude chez des humains ayant utilisé pendant 2 semaines de l'eau riche en cuivre comme source principale d'eau potable (Pizarro et coll. (1999), cités par ATSDR). Les femmes exposées à 3 ppm de sulfate de cuivre montraient une incidence accrue de nausée, vomissements et douleurs abdominales. Une NOAEL de 0,0272 mg/kg.j a été identifiée, et divisée par un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle).

Cette valeur n'a pas été retenue car i) les effets observés seraient vraisemblablement dus au fait qu'une dose massive de cuivre dissout dans l'eau a été ingérée, ce qui représente une condition favorable à l'effet émétique du cuivre et réduit la régulation homéostatique du cuivre, ii) un tel scénario d'exposition n'est pas du tout représentatif d'une exposition vraisemblable dans le cas de l'étude en cours.

INHALATION

La concentration de référence (100 µg/m³) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2008). Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Cette valeur est basée sur la TLV-TWA de l'ACGIH pour des poussières de cuivre. Cette TLV-TWA est basée sur les résultats d'une étude indiquant qu'à des concentrations de 1-3 mg/m³, une exposition de courte durée au cuivre était détectable au goût (goût sucré dans la bouche) mais n'était associée à aucun autre symptôme (Whitman (1957),

cité par Cal/EPA). Une NOAEL de 1 mg/m^3 a été retenue. Un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

Aucune valeur de référence pour des effets liés à une exposition aiguë n'a été proposée par U.S. EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $1,0 \text{ mg/m}^3$ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 mg/m^3 (poussières et brumes) et $0,2 \text{ mg/m}^3$ (fumées) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 3 (ou 0,6) mg/m^3 durant 30 minutes (selon HSDS 2005).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

VOIE ORALE

Le cuivre est un élément essentiel pour lequel un apport quotidien compris entre 0,34 et 1,3 mg/j (selon la tranche d'âge et l'état physiologique tel que grossesse) est recommandé (Institute of Medicine (2002), Santé Canada (2010a)). Pour les bébés (0-1 an), un apport de 0,20-0,22 mg/jour serait adéquat.

L'apport maximal tolérable (AMT) varie de 1 à 10 mg/jour selon l'âge (Institute of Medicine 2002, Santé Canada 2010a). La valeur chez l'adulte (10 mg/jour) est basée sur les résultats d'une étude dans laquelle aucune altération hépatique n'a été notée chez des adultes (7) ayant ingéré quotidiennement une capsule comprenant 10 mg de cuivre (sous forme de gluconate) durant 12 semaines, (Pratt et coll. (1985), cités par Institute of Medicine). Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué à la NOAEL car, selon les auteurs, de nombreuses données indiquaient une absence d'effets toxiques à des doses de 10-12 mg/jour au sein de la population générale ne souffrant pas de troubles de l'homéostasie du cuivre. L'AMT de 0,14 mg/kg.j ainsi obtenu indique donc qu'un adulte peut consommer un supplément de cuivre de 10 mg/jour en plus de l'apport journalier par la consommation d'aliments et d'eau, et ce, sans que des effets soient observés. Les autres valeurs d'AMT (1, 3, 5 et 8 mg/jour pour les 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans et 14-18 ans, respectivement) ont été dérivées en tenant compte du poids corporel (Institute of Medicine, 2002)

Une dose tolérable journalière de 0,14 mg/kg.j est proposée par le RIVM (RIVM (2001)). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Vermeire et coll. ((1991), cités par RIVM 2001), lesquelles n'étaient pas associées à des effets néfastes.

L'AMT peut être assimilé à une valeur toxicologique de référence. Les doses de référence dérivées de l'AMT aux fins de l'analyse de risque et recommandées par Santé Canada (2010b) sont les suivantes :

- 0-6 mois : 0.091 mg/kg.jour
- 0,5 à <5 ans : 0.091 mg/kg.jour
- 5 à <12 ans : 0.11 mg/kg.jour
- 12 à <20 ans : 0.126 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0.141 mg/kg.jour

Une dose tolérable journalière similaire à celle de l'adulte (0,14 mg/kg.j) est proposée par le RIVM (2001). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Vermeire et coll. (1991), lesquelles n'étaient pas associées à des effets néfastes.

Aucune dose de référence pour une exposition chronique n'a été proposée par U.S. EPA et ATSDR (2004).

INHALATION

La concentration de référence retenue pour le cuivre est une valeur provisoire (variable selon l'âge) issue de la dose de référence par voie orale correspondante. Cette approche par défaut est applicable du fait que des effets systémiques ont été observés chez l'humain après exposition au cuivre par inhalation. Le taux d'absorption par inhalation n'étant pas connu, il a été fixé à 100 % par défaut. Le taux d'absorption par ingestion a été fixé à 12% (WHO 2004). La dose de référence provisoire par inhalation correspondant à chaque tranche d'âge serait donc 0.01, 0.01, 0.013, 0.015 et 0.017 mg/kg.j (pour les 0-6 mois, 0.5-<5 ans, 5-<12 ans, 12-<20 ans et 20 ans+, respectivement). Ces doses

correspondent à des concentrations de référence provisoires de 21, 24, 35, 51 et 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement (estimation basée sur les taux d'inhalation recommandés par INSPQ 2012).

Aucun facteur additionnel n'a été utilisé car i) la dose de référence par ingestion correspond à une dose sans effet (NOAEL) chez l'humain, ii) les taux d'absorption utilisés pour l'extrapolation d'une voie à l'autre sont prudents¹, iii) cette concentration de référence provisoire est au moins quatre fois plus faible que les concentrations associées à l'observation d'effets chez l'animal ou l'humain (observation d'effets hématologiques peu sévères chez des travailleurs exposés au cuivre (concentration ajustée pour exposition continue : 230 $\mu\text{g Cu}/\text{m}^3$) et à d'autres métaux (fer, cadmium et plomb); NOAEL de 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ chez le lapin; effets chez des travailleurs exposés à des poussières de cuivre par inhalation et par voie orale à des concentrations de 111 000-434 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sur la base des données actuellement disponibles, la concentration de référence retenue semble donc suffisamment protectrice.

La valeur de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ proposée par le RIVM (RIVM (2001)) est issue d'une NOAEL de 0,6 mg/m^3 obtenue chez le lapin après exposition sous-chronique (6 semaines, 5 jours/semaine, 6 heures/jour, soit une NOAEL ajustée pour exposition continue de 0,1 mg/m^3) divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle). Cette valeur n'a pas été retenue car i) elle est basée sur une étude ne mettant pas d'effet néfaste en évidence (doses insuffisantes), ii) elle ne tient pas compte du caractère essentiel du cuivre (facteur d'incertitude) et iii) la validité du modèle animal n'est pas reconnue pour extrapolation à l'humain (WHO (2004)).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le cuivre n'est pas classable comme cancérogène pour l'humain (U.S. EPA (IRIS 1991)). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été dérivé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Copper*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>
- Cal/EPA (2008). TSD for Noncancer RELs. Acute Toxicity Summary. Metallic Copper And Copper Compounds. June 2008. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf#page=74
- Cal/EPA. *All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CCME (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre: Environnement et santé humaine*.
- HSDB (2005). *Copper compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- Institute of Medicine (2002). *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html>
- Pizarro F, Olivares M, Uauy R, et coll. 1999. Acute gastrointestinal effects of graded levels of copper in drinking water. *Environ Health Perspect* 107(2):117-121. Tel que cité par ATSDR (2004).

¹ *Inhalation* (100%) : il est peu probable que 100 % des particules inhalées (PM₁₀) se déposent au niveau pulmonaire et que 100 % du cuivre ainsi déposé soit absorbé; *Ingestion* (12%) : les valeurs rapportées par WHO (2004) sont comprises entre 12 et 77%. La sélection de la valeur la plus faible conduit à une concentration de référence prudente.

- Pratt WB, Omdahl JL, Sorenson JR. 1985. Lack of effects of copper gluconate supplementation. *Am J Clin Nutr* 42:681–682. Tel que cité par Institute of Medicine (2002).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php (site consulté en juin 2013)
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.* http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs.* <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Copper (dernière révision : 1991. En cours de réévaluation).* <http://www.epa.gov/iris/subst/0368.htm>
- Vermeire TG, Apeldoorn ME va, Fouw JC de & Janssen PJCM (1991). *Voorstel voor de human-toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden.* RIVM report no. 725201005. Tel que cité par RIVM (2001).
- Whitman N.E. (1957). *Letter to TLV Committee from Industrial Health Engineering. Bethlehem (PA): Bethlehem Steel Co. (March 12, 1957).* Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- WHO (2004). *Copper in Drinking-water. Background Document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality.* World Health Organization (WHO). Geneva. WHO/SDE/WSH/03.04/88. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/copper/en/

19 ÉTAIN INORGANIQUE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
0,3 (ATSDR 2005)	--		--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,03 ^a	--	0,03 ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (2013) : -- selon IARC (2013) : --			

-- : non disponible

^a Valeur provisoire dérivée d'une dose de référence pour exposition de durée sous-chronique (ATSDR)

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir de la dose par ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, U.S. EPA ou ATSDR.

En milieu de travail, une TLV-TWA de 2 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour les composés inorganiques de l'étain (sauf le stannane (hydruure d'étain)), et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 6 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB (2005)).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 20 µg/m³ a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

Voie orale

ATSDR (2005) propose une valeur de référence de 0,3 mg/kg.jour pour une exposition sous-chronique (MRLsc). Cette valeur est basée sur une étude menée chez des rats exposés via l'alimentation à du chlorure stanneux (0, 9,5, 32, 95 et 315 mg/kg.j) durant 13 semaines (De Groot et coll. (1973), cités par ATSDR). Une NOAEL de 32 mg/kg.jour a été identifiée (absence de diminution de la concentration en hémoglobine). Les effets observés sont les mêmes (NOAEL plus élevées) pour d'autres formes d'étain (sulfate, tartrate, orthophosphate). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à cette NOAEL (10 pour la variabilité inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Inhalation

Aucune valeur n'est actuellement disponible.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,03 mg/kg.jour) est une valeur provisoire dérivée de la dose de référence pour une exposition sous-chronique dérivée par ATSDR (MRLsc = 0,3 mg/kg.j; voir la section sous-chronique ci-haut). Pour ce faire, la MRLsc a été divisée par un facteur d'incertitude additionnel de 10. Ce facteur (valeur maximale par défaut) a été utilisé car i) une étude a montré que le taux de survie de rats exposés à du chlorure stanneux durant 42 mois à 0,7 mg Sn/kg.j (plus faible dose testée) via l'eau de consommation était significativement réduit (Schroeder et coll. (1968) cités par ATSDR), et ii) des effets au niveau hépatique, rénal, et gastro-intestinal ont été observés après exposition chronique par voie orale chez des animaux et/ou des humains (ATSDR 2005). Actuellement, les effets de l'étain inorganique par voie orale sur le développement, la reproduction, le système nerveux ou le système immunitaire n'ont pas été étudiés.

U.S. EPA (1997) propose une RfD de 0,6 mg/kg.jour basée sur une étude du NTP (1982) mettant en évidence des tumeurs des cellules C de la glande thyroïde chez les rats mâles (NOAEL 2 000 ppm, facteur d'incertitude de 100). Dans cette étude de cancérogénèse du NTP, des rats et souris ont été exposés à du chlorure stanneux via l'alimentation (0, 1 000, 2 000 ppm) durant 2 ans. Le NTP a conclu que le chlorure stanneux n'était pas cancérogène pour le rat et la souris dans les conditions de l'étude.

Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (IRIS), le RIVM (RIVM (2001)) ou Santé Canada (2010). L'étain inorganique n'a pas été évalué par le Gouvernement du Canada dans le cadre de la LCPE.

Inhalation

Aucune concentration de référence ou valeur équivalente n'a pu être trouvée dans la littérature pour l'inhalation. Cependant, des effets sur le système respiratoire inférieur ont été mis en évidence chez des travailleurs exposés à des poussières et des vapeurs d'oxyde d'étain. Il serait donc inapproprié de dériver une RfC basée sur la toxicité par voie orale.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérogène de l'étain n'a été évalué ni par U.S.EPA ni par l'IARC, mais les tests de mutagénicité et de carcinogénicité se sont révélés négatifs (ATSDR 2005). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est donc proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2005). Toxicological Profile for Tin. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp55.pdf>
- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- De Groot AP, Feron V, Til H. (1973). Short-term toxicity studies on some salts and oxides of tin in rats. Food Cosmet Toxicol 11:19-30. Tel que cité par ATSDR (2005).
- HSDB (2005). Tin compounds. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- NTP (1982). Carcinogenesis bioassay of stannous chloride in F344/N rats and B6C3F1/N mice (feed study). Technical report series n° 231. http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LT_rpts/tr231.pdf. Tel que cité par U.S. EPA (1997).
- RIVM (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report n° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.

- Schroeder HA, Kanisawa M, Frost DV, et coll. (1968). Germanium, tin and arsenic in rats: Effects on growth, survival, pathological lesions and life span. J Nutr 96:37 45.. Tel que cité par ATSDR (2005).
- U.S. EPA (1997). Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST): FY 1997 update. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Report no. EPA 540/R-97 036.
- U.S. EPA. Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>

19 FER

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,72-6,7 (Santé Canada 2010b) ^{a,b}	2 750 ^c	0,81 ^c	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène selon : l'U.S. EPA : -- l'IARC : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b Valeur variable selon la tranche d'âge

^c Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,0 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, l'ACGIH a établi une TLV-TWA de 1 mg/m³ pour les sels solubles de fer, et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 3 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB (2005)). La TLV-TWA vise à réduire le risque d'irritation des voies respiratoires et de la peau qui pourraient découler d'une exposition à des aérosols et des brumes de sels de fer.

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (TEEL-1 ou TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

VOIE ORALE

Le fer est un élément essentiel dont l'apport minimum est de l'ordre de 3 à 8 mg/jour selon l'âge (et 22-23 mg/jour durant la grossesse) (Santé Canada 2010b). L'apport nutritionnel recommandé (ANR) selon la tranche d'âge et le sexe varie de 7 à 18 mg/jour (Santé Canada 2010b), ce qui correspond à des doses (mg/kg.jour¹) de 1,2 (7-12 mois), 0,6 (1-3 ans), 0,5 (4-8 ans), 0,22 (9-13 ans), 0,18 (garçons, 13-18 ans), 0,24 (filles, 14-18 ans), 0,11 (hommes adultes), 0,26 (femmes, 19-50 ans), et 0,11 (femmes, >50 ans).

Selon Santé Canada (2010b), l'apport maximal tolérable (AMT) varie de 40 à 45 mg/jour selon l'âge. Il est basé sur les résultats d'une étude clinique contrôlée en double aveugle (Frykman et coll., 1994). Durant 4 semaines, des adultes (hommes et femmes Suédois) ont ingéré soit un supplément alimentaire de fer non hémique (60 mg/jour sous forme de fumarate de fer), soit un supplément alimentaire contenant du fer (18 mg/jour) sous forme non hémique (fumarate de fer) et hémique (sang de porc), soit un placebo. Les groupes étaient comparables en termes de sexe, âge et niveau de fer initial. La fréquence de constipation et l'incidence moyenne de tous les effets gastro-intestinaux secondaires (nausées, douleurs gastriques, constipation, diarrhées)

¹ En utilisant les poids corporels fournis par Santé Canada (2010b), soit : 6 kg (2-6 mois), 9 kg (7-12 mois), 12 kg (1-3 ans), 20 kg (4-8 ans), 36 kg (garçons, 9-13 ans), 61 kg (garçons, 14-18 ans), 70 kg (hommes), 37 kg (filles, 9-13 ans), 54 kg (filles, 14-18 ans) et 57 kg (femmes).

étaient significativement plus élevées chez les personnes recevant le fer non hémique (60 mg/jour) que dans le groupe placebo. Une LOAEL de 60 mg/day (sous forme de fumarate) a donc été identifiée. Cette LOAEL est qualifiée de minime car les effets gastrointestinaux associés ont été jugés mineurs par les participants de l'étude clinique. La LOAEL correspondant à l'apport total de fer élémentaire pour l'adulte (1 mg Fe/kg.j) a été obtenue en ajoutant l'apport alimentaire moyen estimé pour six pays Européens (11 mg Fe/jour) à la LOAEL expérimentale (60 mg Fe/jour) et en considérant le poids corporel d'un adulte (70 kg). Un facteur d'incertitude de 1,5 a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'une LOAEL pour un effet minime (facteur de 1 pour variabilité interindividuelle, durée de l'exposition et 1 pour la base de données) (Institute of Medicine, 2001; U.S. EPA 2006).

L'AMT peut être assimilé à une valeur toxicologique de référence. Pour les fins de l'analyse de risque, les AMT ont donc été estimés¹ pour les tranches d'âge applicables en analyse de risque, à des doses exprimées en mg/kg.jour; les valeurs obtenues sont les suivantes :

0-6 mois : 6,7 mg/kg.jour
0,5 à <5 ans : 3,2 mg/kg.jour
5 à <12 ans : 1,6 mg/kg.jour
12 à <20 ans : 0,82 mg/kg.jour
20 ans et + : 0,72 mg/kg.jour

Ces doses ont été retenues comme valeurs provisoires pour l'évaluation du risque. Une valeur semblable à celle obtenue pour les adolescents/adultes (dose tolérable maximale journalière provisoire de 0,8 mg/kg.jour) est proposée par l'OMS (JECFA (1983), OMS (1996)); cette dernière valeur s'applique à toutes les sources de fer sauf les oxydes de fer (utilisés comme colorants et pour lesquels l'OMS a déterminé un apport alimentaire adéquat (ADI) de 0,5 mg/kg.j) et les suppléments alimentaires pris durant la grossesse et l'allaitement ou pour des raisons thérapeutiques.

U.S. EPA (2006) propose une RfD *provisoire* de 0,7 mg/kg.j. L'effet critique retenu concerne la toxicité gastrointestinale (notamment observé lors de l'usage thérapeutique du fer). Chez l'humain, la LOAEL pour effets gastrointestinaux est comprise entre 50 et 180 mg de Fe élémentaire par jour, pour une période de 2 semaines à 3 mois (données issues d'études cliniques). Bien qu'aucune étude chronique ne soit disponible, les symptômes gastrointestinaux ne semblent pas augmenter en intensité avec la durée du traitement ce qui suggère que les symptômes sont reliés à la concentration de fer dans le tractus plutôt qu'à la dose ingérée au cours du temps. Par conséquent, le même effet critique a été retenu par U.S. EPA pour l'exposition sous-chronique et chronique. La LOAEL la plus faible (60 mg/jour) est celle obtenue dans une étude clinique incluant un groupe témoin avec placebo (Frykman et coll. 1994). La dérivation de la RfD provisoire est identique à celle décrite ci-haut).

Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (IRIS), ATSDR ou Santé Canada (2010a).

INHALATION

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA, Cal/EPA, ATSDR, OMS, Santé Canada (2010a) ou le RIVM (2001).

Selon une approche prudente, une dose de référence provisoire par inhalation a été dérivée de celle par ingestion en considérant par défaut, que les taux d'absorption propres à chaque voie sont identiques. Les concentrations de référence provisoires ont ensuite été estimées en utilisant les taux d'inhalation recommandés par l'INSPQ (2012) et sont les suivantes :

0-6 mois : 13 097 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 13 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
0,5 à <5 ans : 6 856 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 6 900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
5 à <12 ans : 4 221 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 4 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
12 à <20 ans : 2 746 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 2 750 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
20 ans et + : 3 211 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, arrondie à 3 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;

Pour les fins de l'analyse de risque, la valeur la plus faible arrondie à 2 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,82 mg/kg.jour) a été retenue comme concentration de référence provisoire. La fiabilité accordée à cette valeur extrapolée est faible.

¹ En utilisant les poids corporels fournis par Santé Canada (2010b) et indiqués à la note précédente, en pondérant les années correspondant à chaque correspondance de tranches d'âge et en utilisant les valeurs moyennes pour les deux sexes, le cas échéant.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le fer n'a pas été l'objet de recherches suffisantes permettant d'en déterminer le potentiel cancérigène. Aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé par les institutions compétentes (U.S. EPA, Cal/EPA, RIVM, Santé Canada).

RÉFÉRENCES

- ATSDR. *Toxicological Profiles*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Frykman E, Bystrom M, Jansson U, Edberg A, Hansen T. (1994). *Side effects of iron supplements in blood donors: Superior tolerance of heme iron*. *J Lab Clin Med* 123:561–564. Tel que cité par IOM (2001) et U.S. EPA (2006).
- HSDB (2005). *Iron compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ) (2012). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec*.
- Institute of Medicine (2001). *Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes*, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>
- JECFA (1983). *Toxicological evaluation of certain food additives and food contaminants*. WHO Food additives Series, N° 18. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je18.htm>
- OMS (1996). *Guidelines for drinking-water quality*. 2nd Ed. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/en/2edvol2p2b.pdf
- RIVM (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Santé Canada (2010b). *Apports nutritionnels de référence*. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List*. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>
- U.S. EPA (2006). *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Iron and Compounds (CASRN 7439-89-6)*. http://hhprrtv.ornl.gov/issue_papers/IronandCompounds.pdf

20 MANGANÈSE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,122-0,156 (Santé Canada, 2010) ^a	Respirable : 0,17 (Cal/EPA 2008) ^a	$3,9 \times 10^{-5}$	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,122-0,156 (Santé Canada, 2010) ^a	Respirable : 0,05 (IRIS 1993) ^a		--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1996) ^a : non classable (groupe D) selon l'IARC : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË OU SOUS-CHRONIQUE

La concentration de référence ($0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par Cal/EPA pour des expositions répétées de 8 heures par jour a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (8 heures). Cette valeur de référence de $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est proposée par Cal/EPA (2008) pour des expositions répétées de 8 heures au manganèse sous forme de particules respirables. Elle est basée sur les résultats d'une étude menée chez 92 travailleurs d'une usine de batterie exposés à raison de 8 h/jour, durant 0.2-17.7 (moyenne : 5.3) années (Roels et coll., 1992). Des effets neurocomportementaux ont été observés (temps de réaction visuelle, coordination œil-main, stabilité de la main). Une BMCL_{05} pour l'effet le plus sensible (coordination œil-main) a été établie à $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puis ajustée à $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($72 \times 5/7$) pour une exposition continue. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3^1 (par défaut pour 8-12% de la durée de vie) pour la durée sous-chronique de l'étude, 10 pour l'absorption et la déposition dans les poumons plus importante chez les enfants, 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants aux effets neurotoxiques).

Il importe de noter que l'application du facteur de 3 pour la durée de l'exposition est inapproprié pour l'estimation du risque posé par une exposition sporadique d'une durée de 8 h.

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $3,0 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH, et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de $0,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour plus de 30 minutes (HSDB 2008).

¹ Valeur arrondie de $\sqrt{10}$ soit (3,16)

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Le manganèse est un élément essentiel pour lequel l'apport nutritionnel adéquat varie selon l'âge, le sexe et l'état physiologique (ex. : grossesse). L'apport suffisant a été estimé entre 0,6 et 2,6 mg/jour, excepté pour les bébés de 0-6 mois (0,003 mg/jour) (Santé Canada (2010a)). Cependant, l'exposition chronique à de fortes concentrations de manganèse peut entraîner, entre autres, des symptômes neurologiques similaires à la maladie de Parkinson chez l'humain. L'établissement d'une valeur de référence nécessite donc de considérer le manganèse comme étant à la fois un élément essentiel et une substance toxique. L'apport alimentaire de manganèse a été estimé entre 0,7 et 10,9 mg/jour, sauf chez les végétariens qui peuvent être exposés à de plus fortes doses (WHO (2004)).

Par défaut, les VTR chroniques ont été retenues pour évaluer le risque posé par une exposition sous-chronique, ce qui constitue une approche prudente.

VOIE ORALE

Les doses de référence retenues varient en fonction de l'âge (0,122-0,156 mg/kg.j) et sont celles proposées par Santé Canada (2010b).

L'apport maximal tolérable varie en fonction de l'âge (2, 3, 6, 9, 11 mg/jour chez les 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans et adultes, respectivement (Institute of Medicine (2002), Santé Canada 2010a). Ces valeurs sont basées sur l'absence d'effets chez des adultes exposés à une dose de 11 mg/jour via leur alimentation.

Les doses journalières tolérables recommandées par Santé Canada (2010b) (basées sur les AMT) sont les suivantes :

- 0-0,5 ans : 0.136 mg/kg.jour
- 0,6-4 ans : 0.136 mg/kg.jour
- 5-11 ans : 0.122 mg/kg.jour
- 12-19 ans : 0.142 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0.156 mg/kg.jour

Ces valeurs diffèrent peu entre elles et sont semblables à la RfD recommandée par U.S. EPA (0,14 mg/kg.j).

US EPA (IRIS 1996) propose une dose de référence comparable (0,14 mg/kg.jour). Cette valeur est basée sur l'apport quotidien de manganèse provenant des aliments, estimé entre 2 et 9 mg/jour chez l'adulte. Aucun effet n'ayant été observé à la dose maximale, un apport alimentaire de 10 mg/jour a été considéré comme une NOAEL (soit 0,14 mg/kg.j pour un individu de 70 kg). Lorsque la dose d'exposition provient de l'alimentation, aucun facteur d'incertitude n'est requis car la NOAEL est basée sur plusieurs études effectuées sur des populations ayant un régime alimentaire normal, durant une période de temps prolongée et n'ayant développé aucun effet néfaste sur la santé. Cependant, lorsque le manganèse provient de l'eau, l'U.S. EPA recommande l'application d'un facteur modifiant (additionnel) de 3 afin de tenir compte i) de la forme chimique potentiellement différente (influence l'absorption), ii) de l'absence de substances alimentaires qui diminuent la disponibilité, et iii) de la sensibilité potentielle des nourrissons (absorption plus élevée, excrétion plus faible, passage plus facile de la barrière sang-cerveau) qui seraient nourris avec du lait de formule reconstitué avec de l'eau. L'U.S. EPA recommande également l'application de ce facteur modifiant pour les sols. Le niveau de confiance attribué par l'U.S. EPA à cette dose de référence est moyen puisque plusieurs études réalisées chez les humains ont rapporté des résultats similaires en regard de la consommation alimentaire normale de manganèse. Toutefois, aucune information quantitative n'est disponible afin d'indiquer les niveaux toxiques de manganèse provenant de l'alimentation. De plus, plusieurs facteurs environnementaux, biologiques ou même l'état de santé de l'individu (anémie, dysfonctionnement hépatique) peuvent influencer significativement le statut du manganèse chez les individus.

Aucune dose de référence n'a été proposée par ATSDR (2012) ou le RIVM (RIVM (2001)).

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,05 µg/m³) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1993) pour les particules respirables (PM₅) de manganèse.

Les concentrations de référence proposées par U.S. EPA (IRIS 1993), ATSDR (2012), Cal/EPA (2008) et l'OMS (WHO 2000) sont toutes basées sur l'étude épidémiologique de Roels et coll. (1992, cités par U.S. EPA) réalisée chez les travailleurs d'une usine de batteries alcalines exposés à du dioxyde de manganèse (MnO_2), une forme insoluble de Mn, durant 0,2 à 17,7 années (5,3 ans en moyenne). L'étude incluait 92 travailleurs exposés et 101 travailleurs non exposés (appariés en fonction de l'âge et de leurs conditions de travail autres que l'exposition). La moyenne géométrique des concentrations de manganèse mesurées avec des moniteurs personnels était de $215 \mu g Mn/m^3$ dans les particules respirables (PM_{10}) et de $948 \mu g Mn/m^3$ dans les particules totales. Des effets neuro-comportementaux précoces (altération du temps de réaction, de la coordination main-œil, et de la stabilité de la main) ont été observés chez les travailleurs exposés à plus $600 \mu g/m^3 \times$ année, mais l'existence d'un seuil d'effets est incertain du fait de facteurs confondants (appariements inadéquats en fonction du niveau d'éducation).

À partir des valeurs d'exposition intégrées (40 à $4\,430 \mu g/m^3 \times$ années) fournies pour les particules respirables (PM_{10}) par les auteurs de l'étude (Roels et coll.), U.S. EPA (IRIS 1993) a estimé une LOAEL de $150 \mu g/m^3$ en divisant la moyenne géométrique de ces valeurs d'exposition intégrées annuelles ($793 \mu g/m^3 \pm 2,91 \times$ années) par la durée moyenne d'exposition (5,3 ans). Après ajustement pour une exposition continue et pour la population générale ($150 \times 10/20 \times 5/7$), la LOAEL_{ajustée} ($50 \mu g/m^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour la variabilité inter-individuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et les lacunes dans la base de données reflétant une période d'exposition sous-chronique, 10 pour les lacunes de la base de données), ce qui conduit à une concentration de référence de $0,05 \mu g/m^3$ pour une exposition continue. Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette valeur est moyen étant donné que le niveau de confiance de l'étude et de la base de données sont de qualité moyenne (aucune NOAEL identifiée pour les effets neuro-comportementaux, taille des particules de manganèse non mesurée directement, la durée d'exposition relativement limitée et travailleurs relativement jeunes (la durée d'exposition et/ou l'interaction avec le vieillissement pourraient résulter en la détection d'effets à des concentrations plus faibles) et absence d'études adéquates pour les effets sur le développement et la reproduction.

Cal/EPA (2008) propose une concentration de référence de $0,09 \mu g/m^3$. Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Roels et coll. (1992). Une $BMCL_{05}$ pour l'effet le plus sensible (coordination œil-main) a été établie à $72 \mu g/m^3$ puis ajustée à $26 \mu g/m^3$ pour une exposition continue dans la population générale ($72 \times 10/20 \times 5/7$). Un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour l'utilisation d'une étude sous-chronique, 10 des différences toxicocinétiques entre les adultes et les enfants et 10 pour des différences toxicodynamiques entre les adultes et les enfants) a été appliqué.

Sur la base des données épidémiologiques de Roels et coll. (1992), ATSDR (2012) a utilisé une approche dite Benchmark. La $BMDL_{10}$ pour les effets comportementaux précités a été estimée selon diverses régressions, et la meilleure corrélation a été obtenue pour le modèle logistique, avec une valeur de $142 \mu g Mn/m^3$. La $BMDL_{10}$ a été ajustée à $33,8 \mu g/m^3$ pour une exposition continue ($BMDL_{10} \times 5/7 \times 8/24$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité inter-individuelle et 10 pour les différences potentielles de toxicité des différentes formes chimiques de manganèse et les autres lacunes dans la base de données comme l'absence d'études sur les effets sur le développement ou sur la reproduction). La concentration de référence proposée par ATSDR est donc de $0,3 \mu g/m^3$ pour une exposition chronique. Cette valeur n'a pas été retenue car l'ajustement de la $BMDL_{10}$ pour la population générale ne tient pas compte du taux d'inhalation des travailleurs qui est plus élevé que dans la population générale (la considération d'un taux d'inhalation majoré de $10 m^3/jour$ conduirait à une $BMDL_{ajustée}$ de $50 \mu g/m^3$ et à une concentration de référence de $0,5 \mu g/m^3$).

Sur la base des mêmes données, l'OMS recommande une concentration maximale dans l'air de $0,15 \mu g/m^3$ (WHO 2000). Cette valeur est dérivée d'une $BMDL_5$ de $30 \mu g/m^3$, considérée comme une concentration sans effet (NOAEL). Après ajustement pour une exposition continue ($7 \mu g/m^3$), un facteur d'incertitude de 50 (10 pour variabilité inter-individuelle et 5 pour effets sur le développement chez les enfants) a été appliqué.

Santé Canada (2010) ne propose aucune concentration admissible.

Particules totales

US EPA (IRIS 1993) fournit également de l'information concernant les particules totales. Dans l'étude Roels et coll. (1992), la concentration intégrée de manganèse total variait de 191 à $27\,465 \mu g/m^3 \times$ années (moyenne géométrique $3\,505 \mu g/m^3 \times$ années), soit une concentration (moyenne géométrique) environ 4,5 fois plus élevée que pour les particules respirables. Dans une étude antérieure (Roels et coll. 1987) menée chez des travailleurs exposés à des

poussières de manganèse (MnO_2 , Mn_3O_4 ainsi que sulfate, nitrate et carbonate de manganèse) durant 1 à 19 ans (moyenne : 7,1 ans), les concentrations d'exposition variaient entre 70 et 8 610 $\mu g/m^3$ (médiane : 0,970 $\mu g/m^3$, moyenne géométrique : 940 $\mu g/m^3$). IRIS a identifié une LOAEL de 970 $\mu g/m^3$ pour effets neurocomportementaux et une LOAEL_{ajustée} de 340 $\mu g/m^3$ pour une exposition continue dans la population générale (970 x 10/20 x 5/7). Cette valeur, qui correspond aux particules totales de Mn, est environ 7 fois plus élevée que la LOAEL_{ajustée} estimée à partir d'une étude semblable (Roels et coll. 1992; exposition au MnO_2 uniquement) pour les particules respirables.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le manganèse n'est pas classé comme cancérigène pour l'humain par l'U.S. EPA (IRIS 1996) et n'a pas été évalué par l'IARC ou Santé Canada (dans le cadre de la Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé par les organismes compétents.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Manganese*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.html>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2008). TSD for Noncancer REs. Manganese and Compounds Reference Exposure Levels. December 2008. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=170
- HSDB (2008). *Manganese compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- Institute of Medicine (2002). *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html>
- RIVM (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Roels HA, Ghyselen P, Buchet JP, et coll. 1992. Assessment of the permissible exposure level to manganese in workers exposed to manganese dioxide dust. *Br J Ind Med* 49:25-34. Tel que cite par U.S. EPA (2013), ATSDR (2012), Cal/EPA (2008) et WHO (2000).
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Santé Canada (2010a). *Apports nutritionnels de référence*. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Manganese (dernières révisions : 1993 et 1996)*. <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0373.htm>
- WHO (2004). *Manganese in Drinking-water. Background Document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. WHO/SDE/WSH/03.04/104. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwa/chemicals/manganese/en/

- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition*. WHO regional publications, European series, N° 91.
<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

21 MERCURE ÉLÉMENTAIRE ET MERCURE INORGANIQUE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
Mercure inorganique 0,007 ^(ATSDR 2001)	Mercure élémentaire 1 heure : 0,6 ^(Cal/EPA 2008) 8 heures : 0,06 µg/m ³ ^(Cal/EPA 2008)		--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
Mercure inorganique (Hg ²⁺) 0,002 ^(ATSDR 2001) ^a	Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) : 0,03 µg/m ³ ^d	Mercure élémentaire (Hg ⁰) 1,4 x 10 ⁻⁵	-- --

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
Mercure élémentaire (Hg ⁰) 0,005 ^b	Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) 0,03 ^(CalEPA 2008) ^a	Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) 6,9 x 10 ⁻⁶	--
Mercure inorganique (Hg ²⁺) 3 x 10 ⁻⁴ ^(IRIS 1995) ^a			--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--

Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1995) :

- Mercure élémentaire (Hg⁰) : non classable (groupe D)
- Mercure inorganique (HgCl₂, chlorure mercurique) : cancérigène possible (groupe C)

Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon IARC (1993) : non classable (groupe 3)

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données d'U.S.EPA.

^b : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par inhalation

^c : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par ingestion

^d : Par défaut, VTR chronique appliquée pour une exposition sous-chronique

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

La dose de référence (7.0×10^{-3} mg/kg.j) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë au mercure inorganique est celle proposée par ATSDR (1999). ATSDR a dérivé cette valeur sur la base des résultats d'une étude du *National Toxicology Program* (1993 cité par ATSDR) dans laquelle des rats ont été exposés par gavage à des solutions de chlorure de mercure (0, 0.93, 1.9, 3.7, 7.4 et 14.8 mg Hg/kg.j) pendant 14 jours (5 jours par semaine). Les paramètres mesurés incluaient le poids corporel, une nécropsie complète et le poids des organes (cerveau, cœur, foie, rein, poumon et thymus). Une NOAEL de 0.93 mg Hg/kg.j (absence d'effet sur les reins) a conduit à une NOAEL ajustée pour une exposition continue de 0,66 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

INHALATION - MERCURE ÉLÉMENTAIRE

Pour une exposition d'1 heure, Cal/EPA propose une concentration de référence de $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Elle est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement réalisée sur des rats (Danielsson et coll. (1993) cités par Cal/EPA). Des rates (n=12/dose) avaient été exposées à des vapeurs de mercure élémentaire ($1,8 \text{ mg}/\text{m}^3$) durant 1 heure ou 3 heures durant leur gestation (jours 11-14 et jours 17-20). Des effets sur le SNC (comportement) reliés à la dose ont été observés chez les petits vers l'âge de 3-7 mois. Une LOAEL de $1,8 \text{ mg}/\text{m}^3$ a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 3 000 ($\sqrt{10}$ pour extrapolation interspèces, 10 pour différences toxicodynamiques entre le rat et l'humain, 10 pour la variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué. Cal/EPA précise que, du fait de la pression vapeur (faible) des sels de mercure à pression atmosphérique normale, les sels de mercure ne sont concernés par cette valeur de référence que s'ils sont transformés en aérosol à partir d'une solution aqueuse ou s'ils sont brûlés.

8 HEURES (RÉPÉTÉES) – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

Pour des expositions de 8 heures, Cal/EPA propose une concentration de référence de $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant des expositions répétées d'une durée de 8 heures. Elle est basée sur les résultats de plusieurs études menées chez des travailleurs exposés au mercure élémentaire sur leur lieu de travail depuis 13,7-15,6 années (Piikivi and Hanninen (1989); Fawer et coll. (1983); Piikivi and Tolonen (1989); Piikivi (1989); Ngim et coll. (1992)). Des effets neurotoxiques (tremblements, perturbation de la mémoire et du sommeil, diminution de la performance à des tests neurocomportementaux incluant tapotement des doigts, balayage visuel, coordination visuomotrice et mémoire visuelle, et diminution de l'activité électroencéphalographique). Une LOAEL de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (NOAEL non établie) puis ajustée pour une exposition continue quotidienne ($25 \times 5/7$). La LOAEL ajustée ($18 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL reliée à des effets sévères et 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants et leur système nerveux en développement).

Aucune valeur pour une exposition aiguë n'a été proposée par ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $0,15 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour les vapeurs de mercure a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE – MERCURE INORGANIQUE

ATSDR (2001) propose une dose de référence (0,002 mg/kg.j) pour évaluer les risques liés à une exposition sous-chronique au mercure inorganique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude du *National Toxicology Program* (1993 cité par ATSDR) dans laquelle des rats (10/sexe/dose) ont été exposés par gavage à des solutions de chlorure de mercure (0, 0.23, 0.46, 0.93, 1.9, or 3.7 mg Hg/kg.j), 5 jours/semaine pendant 26 semaines. Les paramètres mesurés incluaient le poids corporel, une nécropsie complète et le poids des organes (cerveau, cœur, foie, rein, poumons, thymus et testicules). Une NOAEL de 0.23 mg Hg/kg.j (absence d'effet sur les reins) a conduit à une NOAEL ajustée pour une exposition continue de 0,16 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

INHALATION

La VTR chronique par inhalation ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour l'exposition sous-chronique. Cette valeur est comparable à celle qui aurait été dérivée de valeur sur 8 heures recommandées par Cal/EPA après ajustement pour une exposition continue ($0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 10 \text{ h} / 24 \text{ h} = 0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

Aucun organisme ne propose de dose de référence par voie orale pour le mercure élémentaire. Cependant, il est possible que les effets neurologiques observés après exposition par inhalation soient également observés après ingestion de mercure élémentaire. Une dose de référence provisoire a donc été dérivée de la concentration de référence de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ proposée par CalEPA (2008) en tenant compte du fait que le taux d'absorption gastro-intestinal (0,01 % - 0,1 %) est beaucoup plus faible que le taux par inhalation (75%)¹.

La dose de référence provisoire retenue ($0,005 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) a donc été estimée à partir d'une concentration de référence de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en considérant un taux d'absorption par ingestion et inhalation de 0,1 % et 75 %, respectivement.

VOIE ORALE – MERCURE INORGANIQUE

La dose de référence retenue ($3 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par Santé Canada (2010) pour le mercure inorganique et par U.S. EPA (IRIS 1995) pour le chlorure de mercure.

U.S. EPA (IRIS 1995) a dérivé cette valeur sur la base des résultats de 3 études sous-chroniques (7 à 12 semaines) chez des rats exposés par gavage, injection sous-cutanée ou inhalation à du chlorure de mercure (HgCl_2). Trois LOAEL (valeurs comprises entre 0,226 à 0,633 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) ont été identifiés pour des effets sur le système immunitaire (réaction auto-immune). À partir de ces études, une concentration tolérable de 0,010 mg/L dans l'eau de boisson (DWEL - *Drinking Water Equivalent Level*) a été calculée (application d'un facteur d'incertitude de 1 000 : 10 pour la variabilité interspèce et la variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une durée d'exposition sous-chronique et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL) et adoptée par U.S. EPA (1988). La dose de référence est une conversion de cette concentration pour un adulte de 70 kg consommant 2 litres d'eau par jour. Le niveau de confiance dans cette valeur est élevé selon U.S. EPA.

Santé Canada (2010) propose la même valeur de $3 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$, laquelle est basée sur une étude par injection sous-cutanée et 2 études subchroniques par gavage. Les LOAEL (effets néphrotoxiques) varient entre 0,226 et 0,633 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$. La LOAEL retenue (0,3 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA indique un REL chronique de $1,6 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour le mercure inorganique (OEHHA 1999). Cette valeur est basée sur une étude du NTP (1993) qui rapporte une NOAEL de 0,16 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour des effets toxiques sur le rein chez le rat après exposition chronique. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour utilisation d'une étude sous-chronique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour l'extrapolation interspèces). Le fait que cette REL soit plus élevée que la REL pour le mercure élémentaire reflète le taux d'absorption par inhalation plus élevé du mercure élémentaire (Cal/EPA 2014).

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une dose journalière tolérable de $2,3 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour une exposition chronique au mercure inorganique par voie orale. Le RIVM reprend la démarche effectuée par l'ATSDR mais considère que la valeur est valable pour une exposition chronique.

L'OMS (WHO 2011) propose une valeur guide dans l'eau potable de 0,006 mg/L pour le mercure inorganique, qui remplace la valeur de 0,001 mg/L précédemment établie pour le mercure total. Cette valeur est basée sur un apport quotidien maximal tolérable de $2 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ établi par IPCS-WHO (2003). L'OMS suppose que la quasi-totalité du mercure dans l'eau de boisson est sous forme inorganique et que 10 % de l'apport hebdomadaire en mercure provient de l'eau de boisson.

1 Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, 4th Edition, volume 2 part C

INHALATION – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

La concentration de référence retenue pour le mercure élémentaire ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est basée sur les résultats de plusieurs études épidémiologique menées chez des travailleurs exposés au mercure élémentaire sur leur lieu de travail depuis 13,7-15,6 années (Piikivi and Hanninen, 1989; Fawer et coll. 1983; Piikivi and Tolonen, 1989; Piikivi, 1989; Ngim et coll. 1992). Des effets neurotoxiques (tremblements, perturbation de la mémoire et du sommeil, diminution de la performance à des tests neurocomportementaux incluant tapotement des doigts, balayage visuel, coordination visuomotrice et mémoire visuelle, et diminution de l'activité électroencéphalographique) ont été observés avec une LOAEL de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NOAEL non établie). Cette valeur a été convertie pour une exposition continue dans la population générale ($25 \times 10/20 \times 5/7$). La LOAEL ajustée ($9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL reliée à des effets sévères et 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants et leur système nerveux en développement).

U.S. EPA (IRIS 1995) propose une concentration de référence de $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le mercure élémentaire. Cette valeur a été établie à partir d'études épidémiologiques menées chez des travailleurs exposés à des vapeurs de mercure métallique, chez lesquels des effets neurologiques (troubles de la mémoire, manque d'autonomie et tremblements de la main) ont été observés. Dans l'étude de Fawer et coll. (1983 cités par U.S. EPA), une limite d'exposition de type TWA (*time weighted average* - exposition de 8 h) a été établie à $0,025 \text{mg}/\text{m}^3$ (tremblements non-intentionnels lors d'initiation de mouvements volontaires). Cette TWA a été retenue comme LOAEL. Après ajustement pour une exposition continue ($0.025 \times 10/20$ (m^3 inhalés par jour) $\times 5/7$ (jours par semaine)), la LOAEL est de $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur se situe dans l'intervalle des LOAEL établies à partir de deux autres études épidémiologiques ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon Liang et coll. (1993) et Ngim et coll. (1992) (cités par U.S. EPA), respectivement). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données concernant notamment les effets sur le développement et la reproduction). U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette concentration de référence.

ATSDR (2001) et RIVM (RIVM (2001)) proposent une concentration de référence de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ basée elle aussi sur l'étude de Fawer et coll. (1983). Cependant, la LOAEL ajustée ($6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) diffère de celle déterminée par U.S. EPA car il n'a pas été considéré que le taux d'inhalation en milieu de travail est supérieur à celui de la population. Un facteur d'incertitude de 30 a également été appliqué (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle). ATSDR juge ce MRL suffisant pour protéger les individus les plus sensibles (le fœtus humain et les enfants) des effets sur le développement neurologique.

INHALATION – MERCURE INORGANIQUE

La concentration de référence retenue ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est la même valeur que celle dérivée pour le mercure élémentaire par Cal/EPA (2008). En effet, en l'absence de suffisamment de documentation concernant l'absorption par inhalation du mercure inorganique, Cal/EPA recommande d'appliquer cette valeur pour protéger des effets potentiels du mercure inorganique inhalé. Étant attendu que le mercure inorganique soit moins facilement absorbé que le mercure élémentaire, ce choix est particulièrement prudent.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

U.S.EPA (2005a) considère le mercure élémentaire comme non classable en tant que cancérigène pour l'humain (groupe D) du fait de l'absence de données adéquates chez l'humain et chez l'animal de laboratoire. Toutefois, le chlorure de mercure (mercure inorganique) est classé comme un cancérigène possible (groupe C) par U.S. EPA (2005b). L'IARC (1993) considère quant à elle le mercure et ses composés inorganiques comme non classables en tant que cancérigène pour l'humain (groupe 3).

Aucun estimateur de risque de cancer n'a été proposé par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2009), Santé Canada (1996) ou le RIVM (2001).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1999, 2001¹). *Toxicological Profile for Mercury*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as of June 2014*. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2008). *TSD for Noncancer RELs. Mercury Reference Exposure Levels. (Hg0 Elemental; Quicksilver)*. December 2008. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=476
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- IPCS-WHO (2003). *Elemental mercury and inorganic mercury compounds : human health aspects*. Concise International Chemical Assessment Document 50. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad50.htm>
- IARC (1993). *Mercury*. In: *Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 58. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol58/mono58-8.pdf>
- OEHHA (1999). *Public Health Goal for Inorganic Mercury in Drinking Water*. (as cited in Cal/EPA 2008)
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (1988). *Drinking Water Criteria Document for Inorganic Mercury*. EPA/600/X-84/178. NTIS PB89-192207
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Mercury, elemental (CASRN 7439-97-6)* (dernière révision 1995). <http://www.epa.gov/iris/subst/0370.htm>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Mercuric chloride (HgCl₂) (CASRN 7487-94-7)*. (dernières révisions : 1994 et 1995) <http://www.epa.gov/iris/subst/0692.htm>.
- WHO (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Fourth Edition*. http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf

¹ Bien que le document soit daté de mars 1999, les fiches présentant la dérivation des *Minimal Risk Levels* (annexe) sont datées de 2001.

21 MOLYBDÈNE

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,023 à 0,028 (Santé Canada 2010) ^a	12 (RIVM 2001)	0,0028	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA et l'IARC: --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA.

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une valeur provisoire (TEEL-1) de $30 \text{ mg}/\text{m}^3$ est proposée par U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

Une TLV-TWA (8 heures) a été proposée par ACGIH pour le molybdène et ses composés insolubles¹ (fraction inhalable (PM_{10}) : $10 \text{ mg}/\text{m}^3$, fraction respirable (PM_5) : $3 \text{ mg}/\text{m}^3$) et pour les composés solubles de molybdène² (fraction respirable : $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$) (HSDB (2008)). Les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 3 fois la TLV-TWA (30 , 9 et $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$, respectivement) pour plus de 30 minutes.

Pour les fins de la présente étude, des concentrations de référence provisoires ont été dérivées des TLV-TWA (divisées par un facteur de sécurité de 100) pour le molybdène dans les PM_{10} ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et dans les $\text{PM}_{2,5}$ (composés insolubles : $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$; composés solubles: $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

VOIE ORALE

Les doses journalières tolérables recommandées par Santé Canada (2010a3) sont basées sur les apports maximaux tolérables (Santé Canada 2010b). Les apports maximaux tolérables (AMT) pour le molybdène sont $0,3$, $0,6$, $1,1$, $1,7$ et $2,0 \text{ mg}/\text{jour}$ pour les $1-3$ ans, $4-8$ ans, $9-13$ ans, $14-18$ ans et adultes, respectivement (valeur non déterminée pour les $0-12$ mois). Tel qu'indiqué par Institute of Medicine (2001), ces valeurs sont basées sur plusieurs observations indiquant la survenue de plusieurs effets néfastes sur la reproduction chez la souris et le rat avec des apports alimentaires de molybdène dépassant la NOAEL de $0,9 \text{ mg}/\text{kg.jour}$ (LOAEL: $1,6 \text{ mg}/\text{kg.jour}$) établie à partir de l'étude de Fungwe et coll. (1990) chez le rat. Une étude sur trois générations indique

¹ Les composés insolubles incluent le molybdène métallique, le disulfide de molybdène et le molybdate de plomb (<http://www.cdc.gov/niosh/docs/81-123/pdfs/0433.pdf>)

² Les composés solubles incluent le molybdate d'ammonium, le paramolybdate d'ammonium, le molybdate de calcium et le molybdate de sodium (<http://www.cdc.gov/niosh/docs/81-123/pdfs/0434.pdf>)

³ Voir erratum daté de 2012

des effets sur la reproduction chez la souris à une dose de 1.5 mg/kg.jour (seule dose testée) (Schroeder and Mitchener, 1971), et une diminution de la fertilité chez le rat mâle a été rapportée après 13 semaines d'exposition à 8 mg/kg.jour (NOAEL: 2 mg/kg.jour) (Jeter and Davis, 1954). La LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 3 pour la variation individuelle (*Institute of Medicine (2001)*). Les AMT exprimés en fonction du poids corporel sont les suivantes (Santé Canada 2010a) :

- 0-0,5 ans : 0,023 mg/kg.jour
- 0,6-4 ans : 0,023 mg/kg.jour
- 5-11 ans : 0,023 mg/kg.jour
- 12-19 ans : 0,027 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0,028 mg/kg.jour

Ces valeurs sont cohérentes avec l'apport alimentaire moyen en molybdène pour la population Canadienne rapporté par Santé Canada¹, estimé à 11, 8.3, 6.0, 3.4 et 2.5 µg/kg.j pour les 0-6 mois, 0.5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans et adultes, respectivement.

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une dose tolérable journalière de 0,01 mg/kg.j basée sur une étude menée chez des rats et dans laquelle une NOAEL de 1 mg/kg.jour a été identifiée (absence de toxicité rénale, Vermeire et coll. 1991). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, U.S EPA (IRIS 1993) propose une dose de référence de 5×10^{-3} mg/kg.j pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée au sein d'une population Arménienne exposée via l'alimentation à des concentrations quotidiennes de 10-15 mg de molybdène (Kovalskiy et coll. 1961). Une LOAEL de 0,14 mg/kg.j (augmentation du taux sérique d'acide urique) a été identifiée parmi les personnes exposées durant au moins six ans (jusque durée de vie). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué à cette LOAEL (3 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL). Bien que les effets potentiels sur le développement et la reproduction ne soient pas documentés, aucun facteur de sécurité n'a été utilisé pour tenir compte du manque de données à ce sujet car la dose de référence proposée est très proche de la *Estimated Safe and Adequate Daily Intake* (ESADI) (2,5-4,45 µg/kg.j). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen du fait de la qualité moyenne de l'étude et de la banque de données (peu de paramètres analysés; absence d'informations sur les effets du molybdène sur l'homéostasie du cuivre, suggérés par plusieurs études chez l'humain et l'animal). *Cette valeur n'a pas été retenue car elle plus faible que l'apport alimentaire des Canadiens.*

Le molybdène n'a pas été évalué par ATSDR.

INHALATION

La concentration de référence retenue (12 µg/m³) est celle proposée par le RIVM (2001), qui s'est basé sur les résultats de l'étude d'exposition sous-chronique (13 semaines) par inhalation menée chez des rongeurs (rats et souris) exposés à du trioxyde de molybdène (0, 10, 30 ou 100 mg/m³) (NTP (1997)). Les lésions du système respiratoire observées (dégénération hyaline au niveau nasal et métaplasie squameuse au niveau du larynx) ont été considérées par les auteurs comme des réponses défensives ou adaptatives non spécifiques du trioxyde de molybdène, et l'incidence combinée des néoplasmes alvéolaire et bronchiolaire n'était pas significativement différente de celle observée dans les contrôles historiques du NTP. Par conséquent, en l'absence d'effets statistiquement ou biologiquement significatifs à toutes les doses testées, une NOAEC de 100 mg/m³ de trioxyde de molybdène a été identifiée, soit une NOAEC ajustée pour une exposition continue de 12 mg/m³. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour la durée d'exposition), ce qui conduit à une concentration de référence de 12 µg/m³.

Le molybdène n'a pas été évalué par Santé Canada (2010a), ATSDR et Cal/EPA.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Les tests de mutagénicité réalisés avec du trioxyde de molybdène sont négatifs, mais le caractère cancérigène de ce composé chez les rongeurs est équivoque (NTP (1997), cité par RIVM (2001)). Le molybdène n'a cependant pas été l'objet de recherches

¹ Average dietary intakes (µg/kg bw/day) of trace elements for Canadians in different age/sex groups for Total Diet Study from 1993 to 1999

suffisantes permettant d'en déterminer le potentiel cancérigène et aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé (U.S. EPA, Cal/EPA (2009)).

RÉFÉRENCES

- ATSDR. *Toxicological Profiles*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report N°711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2009. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- HSDB (2008). *Molybdenum compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- Institute of medicine (2001). *Dietary reference intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc*. <http://www.nap.edu/openbook.php?isbn=0309072794>
- Koval'skiy, V.V., G.A. Yarovaya and D.M. Shmavonyan (1961). *Changes of purine metabolism in man and animals under conditions of molybdenum biogeochemical provinces*. *Zh. Obshch. Biol.* 22: 179-191. (Russian trans.). Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- NTP (1997). *Toxicology and carcinogenesis studies of molybdenum trioxide in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies)*. NTP technical report n°462. http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/LT_rpts/tr462.pdf
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report N°711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Santé Canada (2010b). *Apports nutritionnels de référence*. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- U.S. EPA *Integrated Risk Information system (IRIS)*. *Molybdenum*. (Dernière révision : 1993). <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0425.htm>
- U.S. EPA. *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund (PPRTV)*. <http://hhpprtv.ornl.gov/quickview/pprtv.php>
- Vermeire TG, Apeldoorn ME va, Fouw JC de & Janssen PJCM (1991). *Voorstel voor de human-toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden*. RIVM report no. 725201005. Tel que cite par RIVM (2001).
- WHO (2003). *Molybdenum in Drinking Water, Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking water Quality*. WHO/SDE/WSH/03.04/11 http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/molybdenum.pdf

22 NICKEL

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
--	Sels solubles ^b : 1 heure : 0,2 (Cal/EPA 2008) 8 heures : 0,06 (Cal/EPA 2008)		--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,011 ^c	0,2 (ATSDR 2005)	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	--

Classification du potentiel cancérigène selon :

- U.S. EPA (IRIS, 1991)^a : poussières de raffinerie de nickel et disulfure de trinickel cancérigènes pour l'humain (groupe A), carbonyle de nickel probablement cancérigène pour l'humain (groupe B2)
- IARC (1997) : composés du nickel cancérigènes pour l'humain (groupe 1) ; nickel métallique probablement cancérigène pour l'humain (groupe 2B)
- Santé Canada (LCPE; Gouvernement du Canada 1994) : composés sulfurés, oxygénés et solubles du nickel cancérigènes pour l'humain (groupe I) ; nickel métallique inclassable (groupe VI)

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2013).

^b Incluent le chlorure et le sulfate de nickel (NiCl₂ et NiSO₄)

^c Valeur provisoire. Correspond à la VTR pour une exposition chronique recommandée par Cal/EPA (2008) pour les composés du nickel.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

La valeur pour une exposition de 1 heure à des sels solubles de nickel, Cal/EPA propose une concentration de référence de 0,2 µg/m³. Cette valeur découle de l'étude menée par Graham et coll. (1978, cité par Cal/EPA) chez des souris

exposées à du nickel via l'inhalation de NiCl_2 (100 à 490 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) durant 2 heures. L'effet critique retenu est la diminution de la réponse immunologique (anticorps). La BMDL de 165 $\mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ a été ajustée pour une exposition de 1 heure à l'aide de la formule d'ajustement du temps ($C^n \times T = K$, où C = concentration expérimentale, n=2, T = durée d'exposition expérimentale; $c_t = K^{1/n} / t$, où c_t = concentration correspondant à la durée recherchée (t)), conduisant à une valeur ajustée de 233 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de l'utilisation d'une dose benchmark ($10^{1/2}$ pour une réponse clairement mesurable et biologiquement significative), des variabilités interspèces (10) et de la variabilité interindividuelle ($10^{1/2}$ (PD) x 10 (PK)). Cette valeur ne s'applique pas au carbonyle de nickel ($\text{Ni}(\text{CO})_4$).

La valeur pour des expositions répétées de 8 heures à des sels solubles de nickel, Cal/EPA propose une concentration de référence de 0,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ qui découle de l'étude menée par le NTP (1994c, cité par Cal/EPA) chez des rats (mâles et femelles) exposés à du nickel via l'inhalation de NiSO_4 (0,12 à 0,5 mg/m^3 ; 6.2 h/j, 5 j/semaine durant 16 jours à 24 mois). Les effets critiques retenus sont l'hyperplasie des macrophages alvéolaires, la protéinose alvéolaire ainsi que l'inflammation active chronique pulmonaire observés après 13 semaines d'exposition. Une NOAEL de 0,03 $\text{mg Ni}/\text{m}^3$ (hyperplasie) et une NOAEL ajustée pour une exposition de 8 heures de 5,7 $\mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ (30 $\mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ x 0,264 DAF x 5/7) ont été estimées. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de la variabilité interspèces ($10^{1/2}$ (PD) x 1 (PK)) et de la variabilité interindividuelle ($10^{1/2}$ (PK) x 10 (PD)). La valeur de 10 attribuée à la pharmacodynamie (PD) tient compte d'une potentielle augmentation de sensibilité chez les enfants par rapport aux adultes exposés.

Aucune valeur pour une exposition aiguë n'a été proposée par ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 4,5 mg/m^3 pour le nickel a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, des TLV-TWA (8 heures) de 0,1 mg/m^3 (sels solubles, fraction inhalable), 0,2 mg/m^3 (composés insolubles, fraction inhalable) et de 1,5 mg/m^3 (nickel élémentaire, fraction inhalable) ont été proposées par ACGIH (2008) (information tirée de HSDB).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La valeur de référence pour une exposition chronique (0,011 $\text{mg Ni}/\text{kg.j}$) recommandée par Cal/EPA (2008) pour les composés du nickel a aussi été retenue pour une exposition sous-chronique car elle est basée sur des effets sur le développement (voir section chronique pour plus de détails).

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par ATSDR (2005) pour une exposition sous-chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude du NTP (1996c, telle que citée par ASTDR). Des groupes de 10 rats de chaque sexe ont été exposés à du sulfate de nickel hexahydrate (0.12, 0.25, 0.5, 1.0 ou 2.0 mg/m^3 , MMAD compris entre 1.8 et 3.08 μm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine, durant 13 semaines. Les paramètres examinés incluaient le gain de poids, les signes cliniques, l'hématologie, le poids des organes et l'histopathologie de la plupart des organes/tissus. Plusieurs modifications des paramètres hématologiques ont été observées (augmentation des réticulocytes ($\geq 0.03 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), des neutrophiles segmentés ($\geq 0.06 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), des leucocytes ($\geq 0.11 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), des lymphocytes, de l'hématocrite, du taux d'hémoglobine et du nombre de globules rouges ($\geq 0.22 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$); ces changements sont cohérents avec l'inflammation chronique, l'hyperplasie des ganglions lymphatiques et une certaine déshydratation. Les lésions observées dans les poumons incluent une hyperplasie des macrophages alvéolaires (minime à 0.03-0.11 $\mu\text{g Ni}/\text{m}^3$, moyenne à modérée à 0.22 et 0.44 $\mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), des infiltrations interstitielles ($\geq 0.22 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ chez le mâle, $\geq 0.11 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ chez la femelle), une inflammation chronique active, une hyperplasie des ganglions lymphatiques (bronchiques et médiastinaux) et une atrophie de l'épithélium olfactif ($\geq 0.22 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$). L'hyperplasie minimale des macrophages alvéolaires (0.03-0.11 $\mu\text{g Ni}/\text{m}^3$) n'a pas été considérée comme un effet délétère parce que les légers changements du nombre de macrophages ont été considérés comme faisant partie de la réponse

physiologique normale à l'inhalation de particules et ne devraient pas compromettre la fonction pulmonaire normale. La NOAEL, établie à $0,06 \text{ mg/m}^3$ (absence d'inflammation chronique active chez le rat) a été ajustée pour une exposition continue ($\text{NOAEL}_{\text{ADJ}} = \text{NOAEL} \times 6/24 \times 5/7 = 0,011 \text{ mg/m}^3$). La concentration équivalente chez l'humain ($\text{HEC} = \text{NOAEL}_{\text{ADJ}} \times \text{RDDR}$) a été estimée à $0,052 \text{ mg/m}^3$ ($\text{RDDR} = 0,474$). Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interespèces avec ajustement dosimétrique et 10 pour la variabilité interindividuelle).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par voie orale retenue ($0,011 \text{ mg Ni/kg.j}$) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est celle recommandée par Cal/EPA pour une exposition orale chronique aux composés du nickel; elle correspond aussi à la valeur de référence retenue par Cal/EPA pour établir la concentration maximale recommandée dans l'eau potable pour protéger la santé (*Public Health Goal*). Cette valeur dérivée en 2008 est basée sur les résultats de trois études menées chez des rats exposés par gavage à des composés de nickel (chlorure de nickel $\geq 1,3 \text{ mg Ni/kg.j}$ (Smith 1993) ou disulfate dihydrate de nickel $\geq 2.1 \text{ mg Ni/kg.j}$ (NiPERA 2000a) et 0,22, 0,6, 1,12 et 2,23 mg Ni/kg.j (NiPERA 2000b); références telles que citées par Cal/EPA). Dans ces trois études, des rats étaient exposés par gavage aqueux avant l'accouplement, pendant et après la gestation sur 1 ou 2 générations. Dans les trois études, l'effet critique était la mortalité des petits, observée à toutes les doses testées par Smith 1993 (LOAEL= 1.3 mg/kg.j , absence de NOAEL), à toutes les doses testées par NiPERA (2000a) excepté une dose intermédiaire (LOAEL= 2.1 mg/kg.j , absence de NOAEL) et à la plus forte dose testée par NiPERA (2000b) (2.23 mg/kg.j , mais augmentation non significative d'un point de vue statistique). Cal/EPA a retenu une NOAEL de 1.12 mg Ni/kg.j à laquelle un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interespèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

U.S. EPA (2013a) propose une dose de référence de $0,02 \text{ mg Ni/kg.j}$ pour les sels solubles de nickel. Cette valeur découle de l'étude menée par Ambrose et coll. ((1976), cités par U.S. EPA) chez des rats exposés à du nickel via l'alimentation (0, 5, 50 et 125 mg Ni/kg.j) durant 2 ans. Les effets critiques retenus sont la diminution du poids corporel et de certains organes. De cette étude ont été déterminées une NOAEL de 5 mg/kg.j et une LOAEL de 50 mg/kg.j . Ces valeurs concordent avec celles issues d'autres études expérimentales. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué pour tenir compte des variabilités interespèce (10) et interindividuelle (10) ainsi que de l'absence de données adéquates concernant la toxicologie de la reproduction (3). U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette dose de référence (niveau de confiance faible accordé à l'étude (mortalité élevée dans le groupe témoin (44/50) mais des études sous-chroniques appuient les résultats retenus).

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une dose journalière acceptable (DJA) de $0,05 \text{ mg/kg.j}$ pour une exposition chronique par voie orale. Également basée sur l'étude d'Ambrose et coll. (1976), cette valeur est issue de la même NOAEL (5 mg/kg.j) mais un facteur d'incertitude plus faible (100) a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Pour le sulfate de nickel (NiSO_4 , nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de $0,05 \text{ mg Ni/kg.j}$. Cette valeur est issue d'une NOEL de 5 mg/kg.j obtenue chez des rats exposés durant deux ans via l'alimentation (trois doses + contrôle, augmentation du poids relatif du cœur et diminution du poids relatif de foie, Ambrose et coll. 1976). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Pour le chlorure de nickel (NiCl_2 , nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de $1,3 \times 10^{-3} \text{ mg Ni/kg.j}$. Cette valeur est basée sur une LOAEL de $1,3 \text{ mg/kg.j}$ obtenue chez le rat après exposition de rats femelles via l'eau de consommation, durant 11 semaines avant l'œstrus puis pendant deux périodes successives d'œstrus, de gestation et de lactation (George et coll. 1989 et Smith et coll. 1993, cités par Health Canada 1996). Les doses de nickel ont été estimées à environ 0, 1,3, 6,8 ou $31,6 \text{ mg/kg.j}$ (Gouvernement du Canada et coll. 1994). Les effets observés étaient une augmentation de la mortalité dans les portées. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL). Aucun facteur additionnel n'a été utilisé pour la durée de l'étude car les effets observés seraient plus sensibles que ceux observés lors d'expositions chroniques (Health Canada 1996).

ATSDR (2005) n'a pas proposé de dose de référence par ingestion.

INHALATION

Pour les formes oxygénées¹, sulfurées² ou solubles³ du nickel, Santé Canada (2010) recommande une concentration tolérable de 0,02 µg/m³.

La concentration de référence retenue (0,014 µg Ni/m³, soit 4,0 x 10⁻⁶ mg/kg.j) pour le nickel et ses composés (excepté l'oxyde de nickel NiO) est celle proposée par Cal/EPA. Cette concentration est issue d'une étude menée chez des rats exposés par inhalation au sulfate de nickel 6 h/j, 5 j/semaine durant 2 ans (NTP 1994c, cité par Cal/EPA). Des effets pulmonaires ont été observés aux deux plus fortes concentrations. Une BMDL₀₅ de 30,5 µg/m³ a été établie en faisant la moyenne des valeurs obtenues pour la protéinose alvéolaire pulmonaire chez les mâles et femelles. La BMDL₀₅ donne, après ajustement pour une exposition continue (30 x 6h/24h x 5j/7j = 5,4 µg Ni/m³), une concentration équivalente pour l'humain de 1.4 µg Ni/m³ (facteur d'ajustement dosimétrique = 0,26). Un facteur d'incertitude de 100 (10^{1/2} pour la variation interspèce et 30 pour la variation intraindividuelle (10 (PD; sensibilité accrue des enfants vs. adultes) x 10^{1/2} (PK)) a été appliqué. Cal/EPA précise que les formes solubles et insolubles du nickel ont des effets semblables chez les rongeurs.

Le RIVM (2001) propose une valeur de 0,05 µg/m³, soit une dose d'exposition de 1,4 x 10⁻⁵ mg/kg.j. Une LOAEL de 60 µg Ni/m³ a été établie à partir des changements pathologiques sur les poumons, les ganglions lymphatiques et l'épithélium nasal. La concentration équivalente pour l'humain n'a pas été estimée. La NOAEL (30 µg Ni/m³) a été convertie pour une exposition continue (5 µg/m³) et divisée par un facteur d'incertitude de 100.

À partir des mêmes données expérimentales (NOAEL 30 µg/m³), ATSDR (2005) a dérivé une concentration de référence de 0,09 µg/m³, basée sur une concentration équivalente pour l'humain de 2,7 µg/m³ (basée sur poids du rat femelle) et un facteur d'incertitude de 30.

Pour le nickel métallique, Santé Canada (2010) propose une concentration tolérable provisoire de 0,018 µg/m³. Cette valeur est basée sur une LOEL de 0,1 mg/m³ obtenue chez des lapins exposés à raison de 6 h/j et 5 j/semaine à des concentrations supérieures ou égales à 0,1 mg/m³, pour une période allant jusque 8 mois (4 études différentes incluant un groupe témoin et un groupe exposé (Health Canada 1996). Les poussières utilisées étaient respirables à 95%. Après conversion pour une exposition continue, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour le sulfate de nickel (NiSO₄, nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une concentration tolérable de 3,5 x 10⁻³ µg/m³. Cette valeur est basée sur une LOEL de 0,02 mg/m³ chez le rat après exposition durant 13 semaines à raison de 6 h/j, 5 j/sem à des concentrations comprises entre 0 et 0,4 mg Ni/m³ (Dunnick et coll. 1989 cités par Health Canada 1996). Des lésions nasales et pulmonaires ont été mises en évidence à toutes les doses, ainsi qu'une inflammation chronique active des poumons et une hyperplasie de macrophages alvéolaires. Des effets plus sévères étaient observés aux plus fortes doses. Après conversion pour une exposition continue, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour le disulfure de trinickel (Ni₃S₂), Santé Canada (2010) propose une concentration de référence de 0,018 µg Ni/m³. Cette valeur est basée sur une NOEL de 0,1 mg/m³ chez la souris et une LOEL (effets mineurs) de 0,1 mg/m³ chez le rat, après exposition durant 90 jours à raison de 6 h/j, 5 j/sem à des concentrations comprises entre 0,1 et 1,8 mg Ni/m³ (Benson et coll. (1990), Dunnick et coll. 1989, cités par Health Canada 1996). Les effets observés étaient une inflammation plus ou moins sévères des voies respiratoires. Après conversion pour une exposition continue, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour le monoxyde de nickel (NiO), une concentration de référence de 0,02 µg Ni/m³ (soit une dose de 5,7 x 10⁻⁶ mg/kg.j) est proposée par Cal/EPA (2008). Cette concentration est issue d'une étude expérimentale chez des souris B6C3F1 exposées au monoxyde de nickel (6 h/j, 5 j/semaine pendant 2 ans) à des concentrations de 0, 0,5, 1,0 et 2,0 mg Ni/m³ (NTP (1994a), cité par Cal/EPA). Une BMDL₀₅ de 117 µg Ni/m³ a été établie pour la protéinose alvéolaire. Les effets critiques étaient une inflammation active et la protéinose alvéolaire. La BMDL₀₅ donne, après ajustement pour une

1 Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

2 Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

3 Le nickel soluble inclut les formes de nickel solubles dans l'eau (principalement sulfate de nickel et chlorure de nickel) ainsi que les formes stables (ex. : minéraux sulfiques porteurs de nickel et oxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre sous certaines conditions de pH (p. ex, résidus miniers acides) ou de potentiel d'oxydo-réduction (ex : sédiment enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement.

exposition continue ($117 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3 \times 6\text{h}/24\text{h} \times 5\text{j}/7\text{j} = 20.9 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), une concentration équivalente pour l'humain de $2.0 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ (facteur d'ajustement dosimétrique = 0,096). Un facteur d'incertitude de 100 ($10^{1/2}$ pour la variabilité interspèces (PD) et 30 pour la variabilité interindividuelle (10 (PD; sensibilité accrue des enfants vs. adultes) $\times 10^{1/2}$ (PK)) a été appliqué. Pour le monoxyde de nickel, Santé Canada (1996, 2004) propose également une concentration de référence de $0,02 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur une LOEL de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtenue chez des rats exposés durant 4 mois de façon continue (modification de la population de lymphocytes et de granulocytes dans le poumon et modifications histologiques de ces cellules (Spiegelberg et coll. 1984, cités par Health Canada 1996). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

U.S. EPA (2013a,b,c) ne propose pas de concentration de référence pour le nickel et ses composés.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérigène diffère selon les formes du nickel. Ainsi, selon la classification de l'U.S.EPA (IRIS (1991)), les poussières de raffinerie de nickel et le disulfure de trinickel (Ni_3S_2) sont cancérigènes chez l'humain (groupe A) alors que le tétracarbonyde de nickel ($\text{Ni}(\text{CO})_4$) est cancérigène probable chez l'humain (groupe B2). Selon la classification de l'IARC (1990), les composés du nickel sont considérés cancérigènes chez l'humain (groupe 1) et le nickel métallique et ses alliages sont classés cancérigènes possibles chez l'humain (groupe 2B). Selon la Loi canadienne pour la protection de l'environnement (LCPE), les formes organiques sont dans le groupe I (cancérigène pour l'humain) mais le nickel métallique n'est pas classable (Groupe VI).

Plusieurs études épidémiologiques en milieu professionnel (raffinerie de nickel) ont montré une hausse de l'incidence des cancers du poumon et des voies nasales.

VOIE ORALE

En ce qui a trait au potentiel cancérigène du nickel par voie orale, aucune étude n'est disponible chez l'humain. De plus, les études chez les animaux de laboratoire auraient donné des résultats négatifs (ATSDR 1997). Par conséquent, les effets cancérigènes du nickel par voie orale n'ont pas été considérés.

INHALATION

Pour les composés oxygénés¹, sulfurés² et solubles³ du nickel, Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de $1,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur a initialement été dérivée par Gouvernement au Canada et coll. (1994), qui proposait des valeurs de $\text{CT}_{0,05}$ comprises entre 40 et $1\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit des risques unitaires allant de $5,0 \times 10^{-5}$ à $1,25 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (les niveaux d'exposition pour chaque forme n'ont pu être caractérisés). Ces valeurs proviennent de plusieurs études épidémiologiques menées dans des installations d'extraction, de fonte et d'affinage de INCO en Ontario mettant en évidence une augmentation de l'incidence des tumeurs du poumon ou du nez (Doll et coll. (1990)). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérigénité par inhalation de $5,5 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$.

Pour les poussières de raffinerie de nickel, le risque unitaire ($2,4 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, soit un coefficient de cancer de $0,84 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour})^{-1}$) proposé par U.S. EPA (2013b) a été retenu. Cette valeur correspond à la médiane des risques unitaires (compris entre $1,1 \times 10^{-5}$ et $4,6 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) pour les travailleurs estimés à partir de quatre études épidémiologiques distinctes (Enterline et Marsh (1982); Chovil et coll., (1981); Peto et coll., (1984) et Magnus et coll., (1982), dans IRIS, (1991)).

Le risque unitaire de $2,6 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposé par Cal/EPA (2009) correspond à une de ces quatre études (Chovil et coll. (1981), Roberts et coll. (1984), Muir et coll. (1985), ICNCM (1990) cités par Cal/EPA).

Pour le disulfure de trinickel (Ni_3S_2), sur la base des mêmes études, U.S. EPA (2013c) propose également un risque unitaire ($4,8 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) qui conduit à un coefficient de cancérigénité par inhalation de $1,68 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour})^{-1}$

1 Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

2 Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

3 Le nickel soluble inclut les formes de nickel solubles dans l'eau (principalement sulfate de nickel et chlorure de nickel) ainsi que les formes stables (ex. : minéraux sulfiques porteurs de nickel et oxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre sous certaines conditions de pH (p. ex, résidus miniers acides) ou de potentiel d'oxydo-réduction (ex : sédiment enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement.

Pour le nickel soluble (principalement sulfate et chlorure), Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de $7,1 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, lequel correspond à la CT_{05} de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ préalablement proposée par Health Canada (1996). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique norvégienne (Doll et coll. 1990, cités par Health Canada 1996). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérogénicité par inhalation de $3.1 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Nickel*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.html>
- Cal/EPA (2009). *Air Toxics Hot Spots Risk Assessment Guidelines Part II: Technical Support Document for Cancer Potency Factors - Appendix B. Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values*. Updated 2011. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2009/AppendixB.pdf
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. Dernière révision (Ni): 2008. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB. *Nickel, elemental*. Data Bank. Dernière révision (Ni): 2005. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- HSDB. *Nickel compounds*. Dernière révision (Ni): 2003. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Gouvernement du Canada (1994). *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le nickel et ses composés*. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_nickel_et_ses_composes.pdf
- Health Canada (1996). *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Documentation: Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. pp. 76. Environmental Health Centre, Health Canada, Ottawa. (unedited version). August 1996.
- IARC (1990). *Nickel and nickel compounds*. IARC Summary and Evaluation, vol 49, p 257. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/nickel.html>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (2013a) *Integrated Risk Information System (IRIS). Nickel, soluble salts* (dernières révisions : 1994 et 1996). <http://www.epa.gov/iris/subst/0271.htm>
- U.S. EPA (2013b) *Integrated Risk Information System (IRIS). Nickel refinery dust* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0272.htm>
- U.S. EPA (2013c) *Integrated Risk Information System (IRIS). Nickel subsulfide (CASRN 12035-72-2)* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0273.htm>

22 PLOMB

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
$3,6 \times 10^{-3}$ (OMS 2000) ^a	0,5 (OMS 2000)	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
$8,5 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA (2009)) ^a	$1,2 \times 10^{-5}$ (Cal/EPA (2009)) ^a	$4,2 \times 10^{-2}$ (Cal/EPA (2009)) ^a	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1993) ^a : probablement cancérigène (groupe B2) selon IARC (2004) : probablement cancérigène (groupe 2A) selon Santé Canada (1992): possiblement cancérigène (groupe IIIB)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de $0,15 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH, et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de $0,15 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour plus de 30 minutes (HSDB (2010)).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë. Cette valeur est équivalente à la concentration de référence pour une exposition chronique.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par ingestion ($3,6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) recommandée par l'OMS (WHO-IPCS (2000)), le RIVM (2001) et Santé Canada (1992) a été retenue. Aucune dose de référence par ingestion n'a été proposée par U.S. EPA (IRIS 2004) et ATSDR (2007). L'élaboration d'une VTR par Santé Canada est en cours (Santé Canada (2010)).

Cette valeur est issue de deux études (Ziegler et coll. (1978), Ryu et coll. (1983), cités par Santé Canada) indiquant que chez l'enfant, une dose journalière moyenne de 3-4 $\mu\text{g}/\text{kg.j}$ ne conduisait pas à l'augmentation de la plombémie, alors qu'une augmentation était observée à partir de $5 \mu\text{g}/\text{kg.j}$. La plombémie correspondant à une dose d'exposition de $3,6 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ est en deçà de la plombémie ayant été associée à l'observation d'effets sur le développement cognitif. Des effets auraient été notés à des plombémies inférieures à $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ (Santé Canada (1992)) mais même s'il existe une évidence d'action nocive du plomb sous cette valeur, les limites de précision des mesures analytiques et psychométriques ainsi que l'incertitude rattachée aux facteurs confondants des études épidémiologiques rendent difficile l'établissement d'un seuil ou une absence d'effets (OECD (1993)). Les *Centers for Disease Control* (CDC (2003)) et la plupart des organismes de santé reconnus recommandent qu'une plombémie de $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ ne soit pas dépassée. Selon la monographie de l'OECD (1993), la plombémie moyenne au Canada chez les enfants était de $6 \mu\text{g}/\text{dL}$ en 1988. La dose de référence étant basée sur des études menées chez l'humain au sein de la population générale, aucun facteur d'incertitude n'est requis. Le niveau de confiance de la dose de référence par voie orale est considéré comme élevé car

elle est basée sur des études menées chez les enfants (population la plus sensible) et réfère à l'absence d'augmentation de la plombémie et non à l'observation d'effets.

INHALATION

Aucune concentration de référence pour le plomb n'a été proposée par U.S. EPA, Cal/EPA, ATSDR (2007), Santé Canada (2010) et le RIVM (2001), mais l'OMS (2000) recommande une concentration maximale de plomb dans l'air de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Selon l'OMS, le respect de cette concentration permet de s'assurer que 98% de la population (enfants inclus) n'ait pas une plombémie supérieure à $10 \mu\text{g}/\text{dL}$. Cette recommandation est basée sur l'hypothèse que la limite supérieure de la plombémie due à une origine non anthropique est de $3 \mu\text{g}/\text{dL}$.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le plomb inorganique est classé comme cancérigène probable (U.S. EPA (IRIS 1993), IARC (2004)) ou possible (Santé Canada (1992)) chez l'humain. Une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales a été mise en évidence dans plus de dix études chez différentes souches de rat et chez la souris, après exposition par voie orale ou sous-cutanée. Seule Cal/EPA (2009) propose un coefficient de cancérigénicité par ingestion et inhalation.

VOIE ORALE

Le coefficient de cancérigénicité par voie orale retenu ($8,5 \times 10^{-3} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2009).

Cette valeur est basée sur une étude de cancérigénèse menée chez des rats exposés via leur alimentation (nourriture enrichie par de l'acétate de plomb, à raison de 0, 10, 50, 100, 500, 1 000 et 2 000 ppm durant deux ans) (Azar et coll. (1973), cités par Cal/EPA). Des tumeurs rénales ont été observées de façon dose-dépendante chez les mâles exposés aux trois plus fortes concentrations (5/50, 10/20, 16/20) et chez les femelles exposées à 2 000 ppm (7/20) (incidence de 0/20 dans les groupes témoins). Aucune tumeur rénale n'a été observée aux concentrations comprises entre 0 et 100 ppm. Le coefficient de cancérigénicité correspond à la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la relation dose-réponse selon une procédure multiétape linéarisée.

INHALATION

Le coefficient de cancérigénicité par inhalation retenu ($4,2 \times 10^{-2} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$, soit un risque unitaire de $1,2 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2009).

Cette valeur a été extrapolée à partir du coefficient de cancérigénicité par voie orale en considérant un taux d'absorption de 50% par inhalation et de 10% par ingestion. Bien qu'un taux d'absorption par voie orale de 50% ait été documenté chez l'enfant, la valeur de 10% est adéquate pour une estimation sur la vie entière car elle correspond au taux d'absorption observé chez l'adulte.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Lead*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- Azar A, Snee RD and Habibi K. 1973. Relationship of Community Levels of Air Lead and Indices of Lead Absorption. In: *Environmental Health Aspects of Lead, Proceedings of an International Symposium*. Amsterdam, the Netherlands, October 1972. Comm Eur Communities, Luxembourg. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- Cal/EPA. *All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention) (2003). *Second national report on human exposure to environmental chemicals*. <http://www.cdc.gov/exposurereport/2nd/pdf/secondner.pdf>

- HSDB (2010). *Lead compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (2004). *Inorganic and organic lead compounds*. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 87.
- OECD (1993). *Lead background and national experience with reducing risk*. Risk reduction monograph N°1. <http://www.oecd.org/dataoecd/23/50/1955919.pdf>
- RIVM (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (1992). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - plomb, documentation à l'appui*. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/ep/plomb.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*. http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Lead and compounds (inorganic) (CASRN 7439-92-1)* (dernière révision : 1993 et 2004). <http://www.epa.gov/iris/subst/0277.htm>
- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. Part II. Evaluation of risk to human health, Chap. 6.7 Lead*. WHO regional publications, European series, N°91. http://www.euro.who.int/document/aig/6_7lead.pdf
- WHO-IPCS (2000). *Lead*. WHO Food Additives Series: 44. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>

24 SÉLÉNIUM

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,005 ^a (IRIS, 1991; ATSDR 2003)	20 ^a (Cal/EPA 2001)	5×10^{-3}	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1993)) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (1987) ^a : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA.

Notes :

- Selon Santé Canada (2014), il est maintenant assez bien établi que le sélénium est un élément essentiel de l'alimentation humaine. Son pouvoir cancérigène n'a pas été prouvé. Certaines études ont montré que le sélénium pourrait avoir des propriétés anti-cancérigènes. L'ingestion de quantités élevées de sélénium a été corrélée avec divers troubles cliniques chez l'homme, tout comme l'insuffisance de cet élément dans l'alimentation. Les aliments constituent la principale source de sélénium pour les personnes qui n'y sont pas exposées dans leur travail, et les effets toxiques découlent le plus souvent d'un apport alimentaire excessif.
- Le sélénium est un élément essentiel dont l'apport minimum varie avec l'âge (0.017, 0.023, 0.035, 0.045 mg/jour pour les 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, et 14 ans et plus) (*Institute of Medicine* 1997; Santé Canada 2010b). L'apport nutritionnel recommandé (ANR) selon la tranche d'âge et le sexe varie de 20 à 55 mg/jour (Santé Canada 2010b), ce qui correspond à des doses (mg/kg.jour⁻¹) de 0.0075 (1-8 ans), 0.0078 (garçons, 9-13 ans), 0.0066 (garçons, 14-18 ans), 0.0057 (hommes adultes), 0.0076 (filles, 9-13 ans), 0.0074 (filles, 14-18 ans) et 0.0070 (femmes adultes).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, U.S. EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une valeur provisoire (TEEL-1) de 0,6 mg/m³ est proposée par U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de 0,2 mg/m³ a été proposée par ACGIH et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,6 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB (2012)).

¹ En utilisant les poids corporels fournis par Santé Canada (2010b), soit : 6 kg (2-6 mois), 9 kg (7-12 mois), 12 kg (1-3 ans), 20 kg (4-8 ans), 36 kg (garçons, 9-13 ans), 61 kg (garçons, 14-18 ans), 70 kg (hommes), 37 kg (filles, 9-13 ans), 54 kg (filles, 14-18 ans) et 57 kg (femmes).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë, car cette valeur est plus élevée que la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Le sélénium est un élément essentiel. Cependant, l'exposition à de fortes concentrations de sélénium entraîne une intoxication qui se traduit entre autres par une haleine aliacée, un goût métallique dans la bouche, des modifications des phanères (ongles cassants, striés ou mous), la chute d'ongles et la perte de cheveux, des lésions cutanées et une anomalie du système nerveux central (acroparesthésie¹ et douleur aux extrémités).

Par défaut, les VTR pour une exposition chronique ont été appliquées pour une exposition sous-chronique, ce qui constitue une approche prudente.

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (0,005 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1991) et ATSDR (2003). Cette valeur (RfD dérivée par US EPA) a aussi été retenue par Cal/EPA.

US EPA a dérivé cette valeur à partir des résultats d'une étude épidémiologique menée sur une population chinoise (400 individus) exposée à des concentrations environnementales faibles, modérées ou élevées de sélénium provenant du sol ou de l'apport alimentaire (Yang et coll. 1989, cités par U.S. EPA). L'apport quotidien moyen de sélénium, basé sur une exposition durant toute la vie, a été estimé à 0,070, 0,195 et 1,438 mg pour les hommes et à 0,062, 0,198 et 1,238 mg pour les femmes des régions avec un niveau faible, moyen ou élevé de sélénium, respectivement. Une NOAEL de 0,015 mg/kg.j (0,853 mg/j pour un individu de 55 kg) et une LOAEL de 0,023 mg/kg.j (1,261 mg/jour pour un poids de 55 kg) ont été obtenues en raison sur la base des signes cliniques d'une sélénose. Un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle) a été appliqué à la NOAEL. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est élevé étant donné que le niveau de confiance de l'étude est modéré et que celui de la base de données est élevé. En effet, même si l'étude a été réalisée chez une population considérable d'individus parmi laquelle il y avait des sous-groupes à risques, il existe plusieurs possibilités d'interactions qui n'ont pas encore été élucidées. Le niveau de confiance de la base de données est élevé étant donné que plusieurs études animales et épidémiologiques supportent l'étude principale.

ATSDR (2003) a dérivé la même valeur (0,005 mg/kg.j) à partir des résultats de l'étude de Yang et Zhou (1994) menée chez 5 individus convalescents suite à une sélénose (individus choisis car exposés à de fortes concentrations de sélénium). Des effets dermatologiques (perte des cheveux et des ongles) ont été identifiés comme étant les effets critiques. Les LOAEL et NOAEL ainsi que le facteur d'incertitude sont les mêmes que ceux utilisés par l'U.S. EPA.

Au Japon, la commission de sécurité des aliments (Food Safety Commission of Japan (FSCJ), 2012) a établi une dose journalière tolérable de 0,004 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude réalisée aux États-Unis (population fermière exposée à des niveaux élevés de sélénium) et qui n'avait mis en évidence aucun effet sur la santé (indicateurs biochimiques et signes cliniques, notamment santé des ongles) malgré des doses atteignant 0,240 mg/jour en moyenne. La commission a estimé la dose à 0,004 mg/kg.j pour un poids moyen de 60 kg et la considère comme une NOAEL. Considérant qu'aucun effet n'avait été observé chez les personnes les plus exposées (dose moyenne de 724 mg/jour) et que la NOAEL identifiée est proche de l'apport nutritionnel recommandé pour les adultes nord-américains, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué par la FSCJ.

Selon Santé Canada (2010b), l'apport maximal tolérable (AMT) varie de 45 à 400 mg/jour selon l'âge. L'AMT peut être assimilé à une valeur toxicologique de référence. Pour les fins de l'analyse de risque, Santé Canada (2010a) recommande des doses de référence dérivées de ces AMT (valeurs indiquées ci-dessous). Ces doses varient entre $5,5 \times 10^{-3}$ et $6,3 \times 10^{-3}$ mg/kg.jour, selon la tranche d'âge, et sont comparables à la dose de référence (0,005 mg/kg.jour) proposée par les autres agences (ATSDR, U.S. EPA)

- 0-6 mois : 0,0055 mg/kg.jour
- 0.5 à <5 ans : 0,0062 mg/kg.jour

¹ Engourdissements des doigts et de la main

- 5 à <12 ans : 0,0063 mg/kg.jour
- 12 à <20 ans : 0,0062 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0,0057 mg/kg.jour

Santé Canada (2014) a déterminé que le seuil de toxicité chez l'adulte variait entre 0,5 et 0,7 mg/jour; des apports quotidiens inférieurs à 0,02 ou 0,03 mg pourraient aussi causer des effets nocifs. Selon l'U.S. National Academy of Sciences, l'ingestion de 0,05 à 0,2 mg par personne et par jour est adéquate et sans danger pour les adultes, des plages proportionnellement inférieures étant indiquées pour les nourrissons et les enfants.

INHALATION

La concentration de référence retenue ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par Cal/EPA (2012). Cette valeur est basée sur la même étude que celle utilisée pour dériver la dose de référence pour la voie orale (Yang et coll. (1989)). Elle correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale ($5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$. Cal/EPA indique que l'absorption par le tractus gastro-intestinal est d'environ 60% (intervalle de 40 à 100%) alors que celui par inhalation semble être inférieur (30% d'après une étude). Toutefois, pour l'évaluation de la concentration de référence, Cal/EPA a considéré que le taux d'absorption par les deux voies était similaire.

ATSDR (2003) et Santé Canada (2010) ne proposent aucune valeur.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le sélénium n'est pas classé comme cancérigène pour l'humain par U.S. EPA (IRIS 1993) et IARC (1987). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par U.S. EPA (IRIS 1993), Cal/EPA (2009), Santé Canada (2010) ou le RIVM (2001).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2003). *Toxicological Profile for Selenium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.html>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELEs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2001). *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic Toxicity Summary. Selenium And Selenium Compounds (other than Hydrogen Selenide)*. December 2001. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=476
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Food Safety Commission of Japan (FSCJ) (2012). *Risk Assessment Report Selenium in Beverages*. FS/946/2012. October 2012. http://www.fsc.go.jp/english/evaluationreports/chemicals/selenium_fs946_2012.pdf
- HSDB (2012). *Selenium compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1987). *Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Supplement 7. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/suppl7/Suppl7.pdf>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Santé Canada (2010b). *Apports nutritionnels de référence*. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php

- Santé Canada (2014). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Summary Table (rapport complet non disponible)*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom_2014-10_eng.pdf
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Selenium and compounds (CASRN 7782-49-2) (dernières révisions : 1991 et 1993)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0472.htm>
- Yang G, Zhou R, Yin S, and Gu L. 1989a. Studies of safe maximal daily dietary selenium intake in a seleniferous area in China. I. Selenium intake and tissue selenium levels of the inhabitants. *J. Trace Elem. Electrolytes Health Dis.* 3:77-87. Tel que cite par Cal/EPA (2012).
- Yang G, Zhou R. 1994. Further observations on the human maximum safe dietary selenium intake in a seleniferous area of China. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis* 8:159-165. Tel que cité par ATSDR (2003).
- Yang, G., S. Yin, R. Zhou, et coll. 1989b. Studies of safe maximal daily dietary Se-intake in a seleniferous area in China. II. Relation between Se- intake and the manifestation of clinical signs and certain biochemical alterations in blood and urine. *J. Trace Elem. Electrolytes Health Dis.* 3(2): 123-130. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et ATSDR (2003).

25 TITANE

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
--	Tétrachlorure de titane (voir le texte)	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
Titane (sous forme de TiO_2) : 3,0 ^{(NSF (2005) a)}	13 000 ^b Tétrachlorure de titane : (voir le texte)	3,0 ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon : - IARC (2010) : (<u>dioxyde de titane</u>) possiblement cancérigène (groupe 2B) - ACGIH : (<u>dioxyde de titane</u>) non classable (groupe A4)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision.

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

Le titane existe naturellement dans la croûte terrestre et se trouve généralement sous forme de dioxyde (TiO_2).

Le tétrachlorure de titane (TiCl_4) n'est quand à lui pas présent naturellement dans l'environnement. Il est notamment émis par les industries qui produisent du titane métallique ou d'autres composés du titane. Le TiCl_4 n'a pas été détecté dans l'eau, le sol, la nourriture ou l'air, excepté en milieu de travail. Le TiCl_4 se dégrade rapidement dans l'environnement ce qui limite les possibilités d'exposition en dehors du milieu de travail (ATSDR 1997).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

INHALATION

Aucune valeur de référence pour une exposition aiguë par inhalation n'a été proposée (pour n'importe quelle forme de titane) par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

Pour les situations d'urgence, l'AIHA a établi un ERPG-1 de $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour le tétrachlorure de titane (odeur détectable).

En milieu de travail, aucune norme n'a été développée pour le titane élémentaire. Toutefois, il existe une TLV-TWA (8h) pour le dioxyde de titane ($10 \text{ mg TiO}_2/\text{m}^3$ selon ACGIH (2010) et $15 \text{ mg TiO}_2/\text{m}^3$ selon OSHA (2013) (information tirée de HSDB).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $60 \mu\text{g Ti}/\text{m}^3$ a été retenue. Cette valeur correspond à la TLV-TWA pour le dioxyde de titane ($10 \text{ mg TiO}_2/\text{m}^3$) convertie en Ti ($6 \text{ mg Ti}/\text{m}^3$) puis divisée par un facteur de sécurité de 100.

VOIE ORALE

Aucune valeur de référence pour une exposition aiguë par voie orale n'a été proposée (pour n'importe quelle forme de titane) par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

Aucune valeur de référence n'est disponible pour une exposition sous-chronique par voie orale ou par inhalation au titane sous forme de dioxyde (Cal/EPA, ATSDR, U.S. EPA, OMS, Santé Canada, NSF, RIVM). Des valeurs sont toutefois disponibles pour le tétrachlorure de titane (inhalation).

INHALATION – TÉTRACHLORURE DE TITANE

ATSDR propose une concentration de référence de $10 \mu\text{g TiCl}_4/\text{m}^3$ pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats (25/dose) exposés au tétrachlorure de titane (0, 5, 10 ou $40 \text{ mg}/\text{m}^3$) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 4 semaines (DuPont 1979, telle que citée par ATSDR). Le poids relatif des poumons était augmenté dans tous les groupes. Une LOAEL de $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été identifiée (réaction cellulaire moyenne aux poussières et augmentation du poids relatif des poumons). Cette valeur a été convertie en concentration équivalente chez l'humain ($\text{HEC} = \text{LOAEL} \times \text{RDDR} = 5 \text{ mg}/\text{m}^3 \times 0,2064 = 1,032 \text{ mg}/\text{m}^3$). La HEC ($1,032 \text{ mg}/\text{m}^3$) a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour extrapolation interespèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour utilisation d'une LOAEL associée à un effet minime).

Pour information, il semble que cette valeur de référence ($10 \mu\text{g TiCl}_4/\text{m}^3$) ait été retenue par le MDDELCC pour établir la norme de qualité de l'air¹ pour les « composés du titane » : $2,5 \mu\text{g Ti}/\text{m}^3$ pour une durée de 24 heures (le titane représente 25% de la masse moléculaire du TiCl_4).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par ingestion ($3 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{jour}$) pour le titane recommandée par NSF International (2005) a été retenue. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude réalisée chez des rats et des souris exposés à du dioxyde de titane via leur alimentation (0, 25 000 ou 50 000 ppm) durant deux ans (NCI (1978) cités par NSF). Les doses de titane ont été estimées chez le rat à 0, 1 340 et 2 680 $\text{mg Ti}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour les deux sexes. Aucun effet néfaste n'a été observé (NOAEL= $2\ 680 \text{ mg Ti}/\text{kg}\cdot\text{j}$). La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation interespèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour le manque de données concernant la toxicité sur le développement et la reproduction).

Aucune dose de référence n'a été proposée par d'autres organismes de santé.

INHALATION

Aucune concentration de référence pour le titane (sous forme de dioxyde) n'a été proposée par les organismes de santé. Par défaut, une valeur provisoire a été dérivée de la dose de référence par la voie orale pour les fins de la présente étude. Cette concentration de référence (arrondie à $13\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale ($3 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) pour un adulte, en supposant que le taux d'absorption par les deux voies est similaire.

ATSDR (1997) a retenu un MRL chronique de $0,1 \mu\text{g TiCl}_4/\text{m}^3$ pour le tétrachlorure de titane sur la base d'une LOAEL (trachéite et rhinite chez le rat) de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ajustée pour une exposition humaine ($\text{LOAEL} \times 0,1201$) et divisée par un

1 Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). <http://www.mddelec.gouv.qc.ca/air/atmosphere/raa.htm>

facteur d'incertitude de 90 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité inter-individuelle).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérigène du titane n'a pas été évalué par U.S. EPA ou Santé Canada. Le CIRC (IARC 2010) classe le dioxyde de titane comme possiblement cancérigène chez l'humain (groupe 2B).

RÉFÉRENCES

- AIHA. *Current ERPG® Values (2015)*. <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2015%20ERPG%20Levels.pdf>
- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Titanium Tetrachloride*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp101.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB. *Titanium CASRN: 7440-32-6*. Dernière révision: 2003. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB. *Titanium compounds*. Dernière révision: 2002. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB. *Titanium Dioxide*. CASRN 13463-67-7 Dernière révision: 2014. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2010). "Titanium dioxide", In: *Carbon Black, Titanium Dioxide, and Talc*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 93. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol93/mono93-7.pdf>
- NSF International (2005) *Titanium and titanium dioxide*. CAS # 7440-32-6 and 13463-67-7. Oral risk assessment document. June 2005. Résumé accessible via Toxnet.

26 VANADIUM ET PENTOXYPDE DE VANADIUM

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)		
--	1 heure : Vanadium: 17 ^b V ₂ O ₅ : 30 ^a (Cal/EPA 2008) 24 heures : Vanadium: 0,8 ^a (ATSDR 2012) V ₂ O ₅ : 1.4 ^b		--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	(µg/m ³)	(mg/kg/j)	
0,01 ^a (ATSDR 2012)	V : 0,1 ^c	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	(µg/m ³)	(mg/kg/j)	
Vanadium : 0,001 ^d V ₂ O ₅ : 0.009 ^a (IRIS 1996)	Vanadium : 0,1 ^a (ATSDR 2012) V ₂ O ₅ : 0,18 ^a (ATSDR 2012)	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 1988) ³ : -- selon l'IARC (2006) : cancérigène possible (V ₂ O ₅ , groupe 2B)			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA

^b Valeur provisoire dérivée de la valeur pour le pentoxyde de vanadium ou inversement

^c : Valeur provisoire correspondant au MRL pour une exposition chronique proposé par ASTDR (2012)

^d : Valeur provisoire dérivée du MRL pour une exposition sous-chronique proposé par ASTDR (2012)

Note : Toutes les études toxicologiques par inhalation ont été réalisées avec du pentoxyde de vanadium.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION - 1 HEURE

Pour le pentoxyde de vanadium, Cal/EPA a établi un niveau de référence de 30 µg V₂O₅/m³ (1 heure), ce qui correspond à 17 µg V/m³, sur la base d'une étude effectuée des volontaires adultes exposés à des particules (98% à <0,5 µm) (9 volontaires exposés durant 8 heures 0.1, 0.25 ou 1.0 mg V₂O₅/m³) (Zenz and Berg, 1967). Aucun symptôme n'a été observé chez les 2 volontaires exposés à 0.1 mg/m³ durant ou immédiatement après l'exposition mais une formation

considérable de mucus s'est formée dans les 24 heures suivantes et le mucus a persisté durant 4 jours. Les 5 sujets exposés à $0,25 \text{ mg/m}^3$ ont développé une toux grasse et productive le matin suivant leur exposition; la toux a persisté 7 à 10 jours. Les 2 volontaires exposés à $1,0 \text{ mg/m}^3$ ont commencé à tousser durant la 2^e moitié de l'exposition et la toux a persisté durant 8 jours. L'effet critique observé était une augmentation de la production de mucus respiratoire, évacué par la toux (LOAEL: $0,25 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$; NOAEL/LOEL: $0,1 \text{ mg/m}^3$). La NOAEL/LOEL a été ajustée à une concentration équivalente pour une heure d'exposition ($C = \sqrt{[(0,1 \text{ mg/m}^3)^2 \times 8 \text{ h}]/1 \text{ h}} = 0,3 \text{ mg/m}^3$), puis divisée par un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité inter-individuelle).

INHALATION – 24 HEURES

Pour les composés du vanadium, ATSDR (2012) propose un MRL de $0,8 \text{ } \mu\text{g V/m}^3$ pour une exposition aiguë (1 à 14 jours), ce qui correspond à $1,4 \text{ } \mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude dans laquelle des rats ont été exposés à des aérosols de particules de pentoxyde de vanadium (0, 1, 2 ou $4 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$, soit 0, 0,56, 1,1, and $2,2 \text{ mg V/m}^3$), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 16 jours (NTP 2002). Une augmentation de l'incidence d'inflammation pulmonaire (LOAEL : $0,56 \text{ mg V/m}^3$) a été observée au jour 13. Cette LOAEL a été ajustée à $0,1 \text{ mg V/m}^3$ pour une exposition continue ($0,56 \times 6/24 \times 5/7$) puis la concentration équivalente chez l'humain a été estimée à $0,073 \text{ mg V/m}^3$ (en utilisant un $\text{RDDR}_{\text{thoracique}}$ de 0,732). Cette valeur a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'extrapolation interespèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE – COMPOSÉS DU VANADIUM

ATSDR (2012) propose une MRL de $0,01 \text{ mg V/kg.jour}$ pour une exposition intermédiaire (sous-chronique) aux composés du vanadium. Cette dose de référence est basée sur les résultats d'une étude expérimentale menée chez l'humain (Fawcett et coll. 1997). Des groupes d'hommes et de femmes participant à un programme de perte de poids depuis au moins 1 an ont consommé des capsules contenant du vanadyl sulfate trihydrate (0 ou $0,5 \text{ mg/kg.jour}$ (soit $0,12 \text{ mg V/kg.jour}$) pendant 12 semaines. Les paramètres suivis étaient l'hématologie et la chimie du sang (semaines 0 et 12) ainsi que le poids et la pression sanguine (semaines 4, 8 et 12). L'exposition n'ayant modifié aucun de ces paramètres, une NOAEL de $0,12 \text{ mg V/kg.jour}$ a été identifiée. Un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité interindividuelle a été appliqué. Les autres études indiquées par ATSDR pour supporter cette valeur de référence indiquent l'absence d'effets hématologiques et sur la chimie du sang à $0,19 \text{ mg/kg.jour}$ et l'absence d'effets systémiques à environ $1,3 \text{ mg/kg.jour}$ chez l'humain, et, chez l'animal, une augmentation de la pression sanguine à $0,12 \text{ mg/kg.jour}$ (210 jours) mais aucun effet observé sur la pression sanguine dans une autre étude à 31 mg/kg.jour chez le rat, une diminution des globules rouges à $1,18 \text{ mg/kg.jour}$ chez le rat, et des effets sur le développement à $2,1 \text{ mg/kg.jour}$ chez le rat (ATSDR 2012).

Aucune autre valeur n'est disponible actuellement (U.S. EPA 2008, U.S. EPA Draft 2011, Santé Canada 2010, RIVM 2001, OMS).

INHALATION

La concentration de référence pour une exposition chronique proposée par ATSDR (2012) pour les composés du vanadium (MRL de $0,1 \text{ } \mu\text{g V/m}^3$) a été retenue (voir le paragraphe correspondant à la section inhalation chronique). Cette VTR chronique a été préféré à la p-RfC sous-chronique proposée par U.S. EPA (2008; voir ci-dessous) car le point de départ est plus faible, le facteur d'incertitude est plus faible, et les effets observés à court terme font partie des effets évalués après exposition chronique.

U.S. EPA (2008) propose une valeur provisoire (p-RfC) de $0,1 \text{ } \mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$ pour le pentoxyde de vanadium. Cette valeur est basée sur les résultats du NTP (2002) qui indiquent des effets pulmonaires (sévérité minimale à légère) chez le rat femelle après 13 jours d'exposition (0, 1, 2 et $4 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine (hyperplasie épithéliale alvéolaire, infiltration histiocytique et inflammation, LOAEL = 1 mg/m^3). Une LOAEL_{HEC} de $0,11 \text{ mg/m}^3$ a été calculée pour une exposition continue (RDDR de 0,616). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué ($\sqrt{10}$ pour extrapolation interespèces (toxicodynamique), 10 pour variabilité interindividuelle, $\sqrt{10}$ pour utilisation d'une LOAEL pour effet un effet minimale, et 10 pour les lacunes de la base de données : absence de données adéquates pour toxicité sur le développement et la reproduction (sur 3 générations) par inhalation). Bien que la LOAEL soit basée sur une

exposition de seulement de 13 jours, aucun facteur n'a été appliqué pour la durée d'exposition car la base de données inclut de l'information pour une exposition sous-chronique et le point de départ retenu correspond à l'effet le plus sensible observé.

Aucune autre valeur n'est disponible actuellement (U.S. EPA 2008, U.S. EPA Draft 2011, Santé Canada 2010, RIVM 2001, OMS).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

Aucune valeur pour une exposition chronique n'est actuellement disponible pour les composés du vanadium. Toutefois, l'ajustement de la valeur sous-chronique dérivée par ATSDR (MRL_{sc} 0,01 mg V/kg.j) à une exposition chronique par application d'un facteur de 10, par défaut, conduit à une valeur de référence provisoire de 0,001 mg V/kg.jour. Cette valeur provisoire a été retenue.

Pour le pentoxyde de vanadium, U.S. EPA (IRIS 1996) indique une dose de référence de 0.009 mg V₂O₅/kg.j, ce qui correspondrait à 0.005 mg V/kg.j. Cette dose de référence est basée sur une étude chronique effectuée chez des rats exposés à du pentoxyde de vanadium dans la nourriture (17,9 ou 179 ppm, soit 10 ou 100 ppm de vanadium) durant 2,5 ans (Stockinger et coll. 1953). Une NOAEL de 17,9 ppm (10 ppm de V) a été obtenue (diminution de la quantité de cystine contenue dans le poil des rats à 179 ppm). En supposant que les rats adultes consomment en nourriture l'équivalent de 5% de leur poids corporel, un facteur de conversion a été appliqué à la NOAEL ce qui donne une dose de 0,89 mg/kg/j (LOAEL ~8.9 mg/kg.jour). Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué. Le niveau de confiance accordé par IRIS à cette dose de référence est faible étant donné le manque de détails dans l'étude et la rareté des données disponibles sur le pentoxyde de vanadium.

Dans le cadre de la révision des valeurs de référence pour le pentoxyde de vanadium, U.S. EPA (Draft 2011) propose une valeur de 9×10^{-4} mg/kg.jour (U.S. EPA Draft 2011), ce qui correspondrait à 5×10^{-4} mg V/kg.jour. Cette valeur provisoire est basée sur une étude indiquant une diminution des globules rouges et de l'hémoglobine après exposition orale subchronique au pentoxyde de vanadium chez des rats Wistar (Mountain et coll. 1953). Les données ne permettaient pas d'utiliser une approche Benchmark (mesure de la variabilité non disponible). La RfD proposée est basée sur une NOAEL de 10,5 mg/kg.jour (effet critique: réduction des globules rouges) divisée par un facteur d'incertitude de 3 000 (3 pour les incertitudes liées à la toxicodynamique entre espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'extrapolation d'une étude sous-chronique à chronique et 10 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance accordé à cette RfD proposée est faible (faible confiance accordée à l'étude principale (étude bien menée avec plusieurs doses mais de courte durée, avec peu d'animaux (n=5), sur une seule espèce et un seul sexe, et nombre limité d'effets évalués et de temps de mesure; faible confiance lié à la base de données (Mountain et coll. (1953) est la seule étude pertinente et révisée par des pairs). En décembre 2015, U.S.EPA (IRIS)¹ a décidé de ne pas finaliser son évaluation pour le pentoxyde de vanadium puisqu'une évaluation intégrée de tous les composés du vanadium est prévue.

Santé Canada ne propose aucune dose de référence.

INHALATION

ATSDR (2012) propose un MRL de 0,1 µg V/m³ pour une exposition chronique aux composés du vanadium. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude chronique dans laquelle rats et souris ont été exposés à du pentoxyde de vanadium (0, 0,5, 1 or 2 mg V₂O₅/m³, soit 0, 0,28, 0,56 ou 1,1 mg V/m³), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 104 semaines (NTP 2002). Les plus faibles valeurs de BMCL₁₀ ont été obtenues pour l'hyperplasie de l'épithélium alvéolaire, l'hyperplasie de l'épithélium bronchial, l'inflammation laryngéale chronique, la dégénérescence de l'épithélium de l'épiglotte et l'hyperplasie de cellules caliciformes nasales (0,09, 0,10, 0,07, 0,04 et 0,16 mg V/m³, respectivement. La BMCL₁₀ la plus faible (0,04 mg/m³ pour la dégénérescence de l'épithélium de l'épiglotte) a été convertie pour une

¹ http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=526327

exposition continue ($0.04 \times 6/24 \times 5/7$) puis pour une exposition humaine ($BMCL_{10,HEC} = 0.0071 \times RDDR (0.423) = 0,003 \text{ mg/m}^3$). Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité inter-individuelle).

Dans le cadre de la révision des valeurs de référence pour le pentoxyde de vanadium, U.S. EPA (Draft 2011) propose une RfC de $0,01 \mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$ (cette valeur correspondrait à $5,6 \times 10^{-3} \mu\text{g V}/\text{m}^3$). Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude chronique menée chez des rats et des souris par le NTP (2002) (voir résumé dans le paragraphe ATSDR ci-dessus). Deux lésions (inflammation chronique et hyperplasie épithéliale de l'épiglotte) chez le rat femelle ont été sélectionnées pour la dérivation d'une dose Benchmark car elles avaient le plus faible RDDR et correspondaient aux BMCL ajustées pour l'humain ($BMCL_{10,HEC}$) les plus faibles. Les $BMCL_{10,HEC}$ étaient toutes deux égales à $0,003 \text{ mg/m}^3$. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour les incertitudes liées à la toxicodynamique entre espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle, et 10 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance accordé à cette RfC proposée est moyen (confiance levée pour l'étude principale (menée adéquatement, avec plusieurs doses, un nombre suffisant d'animaux, deux espèces de rongeurs, deux sexes, et un nombre élevé d'effets évalués et de temps de mesure); niveau de confiance moyen accordé à la base de données (l'étude du NTP est la seule étude pertinente disponible pour dériver une RfC)). En décembre 2015, U.S.EPA (IRIS)¹ a décidé de ne pas finaliser son évaluation pour le pentoxyde de vanadium puisqu'une évaluation intégrée de tous les composés du vanadium est prévue.

IRIS, Cal/EPA et Santé Canada ne proposent aucune concentration de référence.

CONTACT CUTANÉ

IRIS, ATSDR, Santé Canada ne proposent pas de dose de référence.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le CIRC (IARC 2006) a classé le pentoxyde de vanadium comme possible cancérigène pour l'humain. L'évaluation provisoire (U.S. EPA, Draft 2011) faite par U.S. EPA classe le pentoxyde de vanadium comme vraisemblablement cancérigène pour l'humain par inhalation et propose une valeur de risque unitaire de $0.0034 (\mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3)^{-1}$ pour le pentoxyde de vanadium. Toutefois, ce classement et l'approche utilisée pour dériver le risque unitaire ne font pas consensus parmi les pairs² qui ont procédé à l'évaluation du document de travail élaboré par U.S. EPA. En décembre 2015, U.S.EPA (IRIS)³ a décidé de ne pas finaliser son évaluation pour le pentoxyde de vanadium puisqu'une évaluation intégrée de tous les composés du vanadium est prévue.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Vanadium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as of June 2014*. (dernière révision pour le pentoxyde de vanadium: Juin 2008). <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Fawcett J.P., Farquhar S.J., Thou T., et coll. (1997). *Oral vanadyl sulphate does not affect blood cells, viscosity or biochemistry in humans*. *Pharmacol Toxicol* 80:202-206. Tel que cité par ATSDR.
- IARC (2006). *Vanadium pentoxide*. In: *Cobalt in Hard-metals and Cobalt Sulfate, Gallium Arsenide, Indium Phosphide and Vanadium Pentoxide*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 86. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol86/mono86-10.pdf>
- Mountain J.T., Delker L.L., Stokinger H.E. (1953). *Studies in vanadium toxicology. Reductions in the cystine content of rat hair*. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.* 8:406-411 et coll. (1953). Tel que cité par U.S. EPA (2011)
- NTP (2002). *NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Vanadium Pentoxide in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (inhalation studies)*. TR-507. Tel que cité par U.S. EPA et ATSDR.

1 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=526327

2 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=506526

3 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=526327

- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.*
- U.S. EPA *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Vanadium pentoxide (CASRN 1314-62-1) (dernières révisions : 1988 et 19961). <http://www.epa.gov/iris/subst/0125.htm>
- U.S. EPA (Draft 2011). *Toxicological review of vanadium pentoxide (V₂O₅) (CAS No. 1314-62-1). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). External Review Draft. EPA/635/R-11/004A.* http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=504127
- U.S. EPA (2008). *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Vanadium Pentoxide (CASRN 1314-62-1).* http://hhprt.v.ornl.gov/issue_papers/VanadiumPentoxide.pdf
- Zenz C. and Berg B.A. (1967). *Human responses to controlled vanadium pentoxide exposure.* Arch. Environ. Health. 14:709-712. (1967). Tel que cité par Cal/EPA et U.S. EPA (2008).

1 Substance en cours de ré-évaluation

27 ZINC

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,48-0,57 (Santé Canada 2010) ^{a,b}	(960-2560) ^c	(0,48-0,57) ^c	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2005) : données inadéquates selon IARC : --			

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA

^b Dose applicable aux adultes. Pour les enfants, une dose de référence de 0,6 mg/kg.j est suggérée.

^c Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion. Ce risque devrait être évalué en combinant toutes les voies d'exposition.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Inhalation

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,9 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

Aucune norme en milieu de travail (TLV-TWA, VEMP, WEEL) n'a été développée (selon HSDB, OARS et RSST).

Pour les fins de la présente étude, une valeur de référence provisoire de 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été développée (TEEL-1 divisée par un facteur de sécurité de 100).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Par défaut, les VTR pour une exposition chronique ont été appliquées pour une exposition sous-chronique ce qui constitue une approche prudente.

VOIE ORALE

Le zinc est un élément essentiel dont l'apport nutritionnel recommandé varie de 3 à 13 mg par jour selon l'âge, le sexe et l'état physiologique (grossesse, allaitement) (Santé Canada 2010a). Les ANR exprimés en fonction du poids corporel et recommandés par l'OMS (IPCS-WHO (2001)), un panel de nutritionnistes (Panel of micronutrients et coll. (2002)) et Santé Canada (2010a) sont compris entre 0,13 et 0,33 mg/kg.j, avec un apport recommandé pour les enfants (0,2-0,3 mg/kg.j) environ deux fois plus élevé que pour les adultes (0,13-0,16 mg/kg.j).

Des valeurs d'apport maximal tolérable (AMT) ont été déterminées par différents organismes à partir de l'étude de Yadrick : 0,3 mg/kg.j (ATSDR 2005), 0,3-0,5 mg/kg.j (Cantilli et coll. (1994)), 0,5 mg/kg.j (RIVM (2001)), 0,6 mg/kg.j (Panel of micronutrients 2002) et 0,56-0,70 mg/kg.j selon l'âge et le sexe (Santé Canada 2010a). Ces valeurs diffèrent du fait

des facteurs d'incertitude utilisés (le plus faible (1,5) utilisé par le Panel of micronutrients (2002) a été justifié par le fait que la diminution de la charge de cuivre (« reduced copper status ») est rare chez l'humain¹).

Les doses journalières tolérables (DJT) recommandées par Santé Canada (2010b) (basées sur les AMT) ont été retenues. Ces doses sont les suivantes :

- 0-0,5 ans : 0,49 mg/kg.jour
- 0,6-4 ans : 0,48 mg/kg.jour
- 5-11 ans : 0,48 mg/kg.jour
- 12-19 ans : 0,54 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0,57 mg/kg.jour

Le Panel of micronutrients (2002) a dérivé un AMT de 0,6 mg/kg.j pour les bébés et les jeunes enfants. Cette valeur est issue de l'étude de Walravens et Hambidge (1976 tels que cités) dans laquelle 68 bébés ont été nourris avec du lait de formule contenant 1,8 mg/L de zinc (contrôles) ou 5,8 mg/L de zinc (exposés) pendant 6 mois. Aucun effet n'a été observé sur la teneur sérique de cuivre, la cholestérolémie ou d'autres marqueurs. La NOAEL était de 4 mg/j et un facteur d'incertitude de 1 a été retenu en raison de la durée suffisante de l'étude et du nombre élevé d'enfants. Comme aucun effet sur la santé n'a été documenté pour les enfants plus âgés, l'AMT pour les enfants plus âgés a été dérivée de cette même valeur.

Une dose de référence de 0,3 mg/kg.j est proposée pour une exposition chronique par U.S. EPA (IRIS 2005) et ATSDR (2005); la même valeur est proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique). Cette valeur est issue des résultats de quatre études menées chez des adultes des deux sexes exposés à des suppléments de zinc (Yadrick et coll. (1989), Fischer et coll. (1984), Davis et coll. (2000) et Milne et coll. (2001) cités par U.S. EPA et ATSDR). L'effet retenu était une diminution de l'activité superoxyde dismutase érythrocytaire Cu-Zn (ESOD). La moyenne (0,91 mg/kg.j) des LOAEL obtenues (comprises entre 0,81 et 0,99 mg/kg.j) a été utilisée pour dériver la dose de référence, après application d'un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle). Ces LOAEL tiennent compte de l'apport alimentaire de zinc (exposition bruit de fond).

Selon ATSDR (2005), l'apport quotidien moyen de zinc via l'alimentation serait de l'ordre de 5 à 16 mg par personne. L'apport moyen pour la population américaine (adultes) a été estimé à 0,21 mg/kg.j (U.S. EPA (IRIS 2005)). D'autre part, les bébés nourris avec du lait de formule en vente au Canada (7,6 mg Zn/L selon Mitchell (1994) et 6,8 mg Zn/L selon les indications présentées derrière les boîtes de lait de formule actuellement disponibles en magasin) seraient exposés à des doses supérieures à l'AMT de 0,6 mg/kg.j dérivée pour les enfants par le Panel of micronutrients (2002). Par conséquent, pour les enfants, l'estimation d'une dose d'exposition totale de l'ordre de 0,6 mg/kg.j ne devrait pas être interprétée comme une situation à risque.

INHALATION

Aucune concentration de référence n'est suggérée par U.S. EPA (2013), ATSDR, Cal/EPA, Santé Canada ou le RIVM.

Par défaut, des concentrations de référence provisoires (960, 1050, 1250, 1820 et 2560 µg/m³ pour les 0-6 mois, 0,5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans et 20 an et +, respectivement) ont été dérivées des doses de référence par ingestion en considérant que le taux d'absorption par ingestion et inhalation est le même (selon ATSDR 2005, le taux d'absorption est de l'ordre de 20-30% par ingestion et 5-20% par inhalation) et en appliquant les volumes d'air inhalés recommandés par l'INSPQ (2012) pour chaque tranche d'âge.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Selon U.S. EPA (IRIS 2005), les données disponibles sont inadéquates pour classer le zinc en regard de son potentiel cancérigène pour l'humain. Le potentiel cancérigène du zinc n'a pas été évalué par l'IARC. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est donc proposé.

¹ Le zinc est un antagoniste du cuivre et une dose trop élevée de zinc pourrait conduire à une déficience en cuivre

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Zinc*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.pdf>
- Cantilli R., Abernathy, C.O. et Donohue, J.M. (1994). *Derivation of the Reference Dose for Zinc*. In : Risk Assessment of Essential Elements, Mertz, W., Abernathy, C.O. & Olin, S.S. (Eds.), ILSI Press, Washington D.C.
- Davis CD, Milne DB, Nielsen FH. 2000. Changes in dietary zinc and copper affect zinc-status indicators of postmenopausal women, notably, extracellular superoxide dismutase and amyloid precursor proteins. *Am J Clin Nutr* 71:781-788. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).
- Fischer PWF, Giroux A, L'Abbe AR. 1984. Effect of zinc supplementation on copper status in adult man. *Am J Clin Nutr* 40:743-746. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).
- HSDB (2006). *Zinc compounds*. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB (2006). *Zinc elemental*. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2013). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php> (site consulté en juin 2013)
- IOM. 2001. *Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc*. A Report of the Panel on Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of the Interpretation and Uses of Dietary Intakes, and Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board of the Institute of Medicine of the National Academies. National Academy Press, Washington, DC.
- IPCS-WHO (2001). *Zinc* (Environmental Health Criteria 221). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm#1.10.1>
- Mertz, W., C. O. Abernathy, et coll., Eds. (1994). *Risk Assessment of Essential Elements*. ILSI Press.
- Milne DB, Davis CD, Nielsen FH. 2001. Low dietary zinc alters indices of copper function and status in postmenopausal women. *Nutrition* 17:701-708. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).
- Mitchell, M.F. (1994). *Multimedia exposure assessment for zinc*, 161 pages (rapport soumis à Santé Canada).
- Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes (2002). *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. ISBN 0-309-07279-4. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *Zinc and compounds* (dernière révision : 2005). <http://www.epa.gov/iris/subst/0426.htm>

- Walravens et Hambidge (1976). Growth of infants fed a zinc supplemented formula. *Am J Clin Nutr.* 29(10):1114-21. Tel que cite par Panel of Micronutrients (2002).
- Yadrick MK, Kenney MA, Winterfelt EA. 1989. Iron, copper, and zinc status: Response to supplementation with zinc or zinc and iron in adult females. *Am J Clin Nutr* 49:145-150. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).

28 SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE

Effets autres que le cancer		
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.j)
--	3 µg/m ³ (Cal/EPA 2005) Exposition cumulée ^a : 40 (µg/m ³)-ans	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale	Inhalation		Contact cutané
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon IARC (2012) : cancérigène pour l'humain (groupe 1).			

-- : Non disponible

a : Valeur provisoire (estimateur de risque *ad hoc*) dérivée par Sanexen. Cette valeur n'intègre aucun facteur de sécurité et ne peut donc pas être considérée comme un niveau d'exposition sécuritaire (VTR). Tout risque estimé à partir de cette valeur doit être interprété en conséquences.

NOTES :

- La silice correspond au dioxyde de silicium (SiO₂). La silice cristalline est surtout présente dans les roches ignées, sédimentaires et métamorphiques (ex. : granite, grès, calcaire). C'est un des principaux composants du sable. L'alpha-quartz (communément appelé quartz ou silice cristalline, numéro CAS : 14808-60-7) est la forme la plus souvent rencontrée dans la nature. La cristobalite (CAS no 14464-46-1) et la tridymite (15468-32-3) sont deux formes également présentes de façon naturelle, notamment dans les roches volcaniques.
- Les effets toxiques de la silice cristalline sur la santé seraient causés uniquement par les particules suffisamment fines pour atteindre la partie profonde des poumons où ont lieu les échanges gazeux (bronchioles et sacs alvéolaires). Par conséquent, seule la silice cristalline dite « respirable » présente un risque potentiel pour la santé après l'inhalation de particules.
- La silice cristalline respirable (SCR) est définie uniquement en contexte d'exposition professionnelle. Elle est définie par les instances d'hygiène du travail comme des particules de silice cristalline dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm et dont le diamètre aérodynamique médian est de l'ordre de 4-5 µm (NIOSH, 2002; ACGIH, 2004).
- Les effets de la silice sur la santé humaine ont été étudiés dans de nombreuses études épidémiologiques (menées chez des travailleurs de différentes industries) et dans quelques études expérimentales (sur des animaux de laboratoire). Les résultats expérimentaux ont indiqué que les modèles animaux n'étaient pas adéquats pour estimer les risques d'effets sur la santé humaine.
- La SCR doit ses effets toxiques au fait qu'elle peut s'accumuler dans les poumons. Une fois présente au niveau des alvéoles, la silice est capturée par des cellules (phagocytes) qui ont pour rôle de la détruire. Les systèmes de destruction de ces cellules sont donc stimulés mais, comme la silice ne peut pas être détruite, cette stimulation perdure et conduit à une inflammation chronique ainsi qu'à la formation de nodules puis de fibrose. Plus la silice s'accumule dans les poumons, plus il y a de cellules impliquées et plus l'inflammation et la formation de nodules et de fibrose est importante. Cela a notamment pour effets de monopoliser la première ligne de défense du système immunitaire (phagocytes) et de produire des dommages cellulaires du fait de l'inflammation chronique. Les effets de la silice cristalline sur la santé seraient donc essentiellement le résultat de l'inflammation chronique et de la diminution des défenses immunitaires au niveau pulmonaire.

La silicose est actuellement la seule maladie pour laquelle un estimateur de risque quantitatif peut être déterminé (relation entre l'exposition à la silice cristalline et l'incidence de la silicose suffisamment documentée). Sur la base des données disponibles, la silicose serait aussi un des effets les plus sensibles de l'exposition à la silice. En effet, les données épidémiologiques conduisant à l'estimation du risque de silicose la plus prudente (Chen et coll. 2001) indiquent une incidence de silicose de 0,6% (6 cas sur 1 000) pour une exposition cumulée inférieure à 360 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans chez des travailleurs (Cal/EPA); cette dose cumulée est inférieure à celles associées à une augmentation de l'incidence des autres maladies provoquées par la silice, selon les données actuellement disponibles dans la littérature¹.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,025 mg/m^3 a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOT en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (sur 8 h) de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH pour la silice cristalline - alpha-quartz (CAS nos. 14808-60-7 et 1317-95-9) et la cristobalite (CAS no. 14464-46-1). Le NIOSH recommande quant à lui une valeur sur 10 h de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la SCR. Au Québec, la VEMP est de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mais le RSST précise que l'exposition devrait être la plus faible possible.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur n'est disponible (U.S. EPA, Santé Canada, OMS, RIVM, Cal/EPA).

Inhalation

1 Pour ce qui concerne les maladies pulmonaires obstructives chroniques (MPOC), des concentrations de SCR de l'ordre de 100-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été associées à une diminution de la fonction pulmonaire chez des travailleurs (Rushton, 2007) et, généralement, la diminution de la fonction pulmonaire était marquée uniquement chez les individus atteints de silicose (Ng et Chan 1992). Toutefois, selon Rushton (2007), la silice pourrait tout de même conduire au développement de MPOC en l'absence de silicose, lorsque l'exposition est de très longue durée (plus de 20 ans).

Les quelques données concernant les effets de la silice sur le rein indiquent une augmentation (dépendante de l'exposition cumulée) des taux d'incidence de maladies rénales en phase terminale, et des taux de mortalité standardisé (SMR) pour des décès engendrés par ces maladies dans le regroupement de trois cohortes de travailleurs (industries du sable (n=4 626), des mines d'or (n=3 348) et du granit (n=5 408), soit un total de 13 382 travailleurs) (Steenland et coll., 2002; Steenland, 2005). Les données disponibles ne permettent toutefois pas d'identifier la plus faible dose cumulée associée à une augmentation de l'incidence de maladie rénale; les SMR estimés augmentaient en fonction de l'exposition cumulée et étaient supérieurs à l'unité pour des expositions cumulées supérieures à 550 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans. Les auteurs ont également estimé qu'une exposition professionnelle à la SCR durant 45 ans à une concentration moyenne de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ conduirait à un excès de risque de maladie rénale en phase terminale de 0,5% (vs. 0,3% dans la population masculine américaine non exposée). Ce niveau de risque est plus faible que celui (0,8%) estimé pour l'incidence de silicose (Steenland, 2005). Ces données sont insuffisantes pour réaliser une estimation quantitative du risque à faible dose; toutefois, les résultats de ces estimations suggèrent que les effets rénaux de la silice et la silicose pourraient survenir à des niveaux d'exposition cumulée semblables.

La VTR proposée par Cal/EPA (*Risk Exposure Level (REL)* de $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour la SCR est basé sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des mineurs d'or en Afrique du Sud qui avaient travaillé au moins 10 ans dans la mine (24 ans en moyenne), de 1940 jusqu'au début des années 1970 (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993). Les niveaux de poussières étaient relativement constants durant toutes ces années. Les mineurs passaient une radiographie chaque année. La silicose a été définie par la présence de petits nodules silicotiques (cote ILO¹ minimale : 1/1) visibles à la radiographie. Parmi les 2 235 mineurs suivis, 313 (14%) ont développé une silicose à un âge moyen de 55,9 ans. Dans 57% des cas de silicose, les signes radiographiques se sont développés en moyenne 7,4 ans après cessation de l'exposition. Les auteurs ont conclu que le risque de silicose était fortement dépendant de l'exposition cumulée et que la période de latence était largement indépendante de l'exposition cumulée à la poussière (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993). Sur la base de ces données et considérant que la proportion de silice dans les poussières était de 30%, l'exposition cumulée sans effet (aucun mineur avec silicose) a été estimée à 600 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans par Cal/EPA. L'étude était suffisamment puissante pour détecter une incidence de silicose de 1,9% (9 cas sur 474 exposés) à une exposition cumulée de 900 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans (plus faible dose avec effet).

Cal/EPA a modélisé la relation dose-réponse issue de l'étude épidémiologique de Hnizdo et Sluis-Cremer (1993) afin de déterminer la concentration d'exposition associée à un niveau de risque de 1% (observation d'un cas de silicose sur 100 travailleurs exposés), c.-à-d. la BMC_{01} , ainsi que la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de cette valeur (la BMCL_{01}), qui est plus faible (plus prudente) que la concentration moyenne à laquelle l'effet a été réellement observé. Les résultats indiquent une $\text{BMCL}_{01, \text{travailleurs}}$ de 636 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans. Cette valeur a été convertie² pour une exposition continue ($\text{BMCL}_{01, \text{continu}}$ de 235 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) en tenant compte de la fréquence d'exposition des travailleurs (240 jours par an), en supposant qu'un travailleur inhale 10 m^3 d'air par jour sur son lieu de travail et que le taux d'inhalation d'un adulte est de $20 \text{ m}^3/\text{jour}$. Cette valeur a ensuite été divisée par le nombre moyen d'années d'exposition des travailleurs (24 ans), menant à une concentration moyenne de SCR de $9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un facteur de sécurité de trois (3) a été appliqué afin de tenir compte de la variabilité interindividuelle (protection des individus plus sensibles que les travailleurs), ce qui conduit à une VTR arrondie à $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cal/EPA). Cal/EPA précise que cette valeur est appuyée par les résultats de quatre autres études épidémiologiques menées au Dakota du Sud chez 3 330 mineurs d'or (Steenland et Brown, 1995), en Californie chez 1 809 travailleurs de la terre diatomacée (Hughes, et coll., 1998), en Chine chez 3 010 mineurs de l'étain (Chen, et coll., 2001), et en Afrique du Sud chez 510 mineurs d'or (Churchyard, et coll., 2004). Les concentrations de référence dérivées de ces études selon une approche semblable étaient de 4, 3, 6 et $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement (Cal/EPA).

1 International Labor Organization

2 $\text{BMCL}_{01, \text{continu}} = \text{BMCL}_{01, \text{travailleur}} \times (240 \text{ jours au travail/an}) / (365 \text{ jour/an}) \times (10 \text{ m}^3/\text{jour au travail}) / (20 \text{ m}^3/\text{jour})$.

ESTIMATEUR DE RISQUE *AD HOC* POUR L'EXPOSITION CUMULÉE

Les données épidémiologiques ont démontré que le risque de silicose dépend de la quantité de SCR accumulée dans les poumons (exposition cumulée), que la silicose peut se déclarer plusieurs années après la cessation de l'exposition, et que la relation dose-réponse peut être linéaire à relativement faible dose¹. Dans le cas d'une situation où des émissions de SCR pourraient avoir lieu sur une période prolongée, il importe par mesure de prudence, de tenir compte de l'exposition cumulée lors de l'évaluation du risque. Pour ce faire, la VTR devrait refléter l'exposition cumulée, c. à d. tenir compte de la concentration et de la durée de l'exposition (VTR exprimée en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$). Aucune institution de santé reconnue par l'INSPQ n'ayant proposé une telle VTR, un estimateur de risque *ad hoc* ($40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) a été élaboré pour les fins de la présente étude. Le terme « estimateur de risque » a été retenu car, contrairement à une VTR, il n'intègre aucun facteur d'incertitude. Les fondements de cette valeur sont fournis ci-après.

De nombreuses études épidémiologiques établissant un lien entre l'exposition à la silice cristalline et l'incidence de silicose chez des travailleurs sont disponibles, et plusieurs ont permis d'établir une relation dose-réponse quantitative (voir Cal/EPA pour plus de détails). Quatre de ces études épidémiologiques², réalisées chez des mineurs, ont été retenues par Cal/EPA pour estimer les niveaux d'exposition cumulée correspondant à un risque de silicose de 1 cas sur 100 (BMCL_{01}) ou de 5 cas sur 100 (BMCL_{05}); ces niveaux d'effets (1% et 5%) correspondent approximativement à la plus faible incidence de silicose rapportée dans ces études épidémiologiques. Pour que les données obtenues chez les travailleurs soient applicables à la population générale, elles doivent être converties pour une exposition continue (24 heures/jour, 365 jours/an). Suite à cette conversion, les niveaux d'exposition correspondant à un risque de 1 % ou de 5 % sont de $40\text{-}235 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (BMCL_{01}) et de $249 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (BMCL_{05}).

L'estimateur de risque *ad hoc* a été estimé à partir de la BMCL_{01} la plus faible (la plus prudente) ainsi estimée par Cal/EPA pour la silicose, soit $40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ans. Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Chen et coll. (2001) menée chez 3 010 mineurs (2 795 hommes et 215 femmes) de 4 mines d'étain en Chine. Tous les mineurs de cette cohorte avaient été employés durant au moins 1 an au cours de la période 1960-1965. Aucune maladie liée à la silice autre que la silicose n'a été mentionnée. Chaque membre de la cohorte a été suivi jusqu'en 1994 (soit un suivi de 29 à 34 ans). L'exposition à la poussière totale a été estimée en fonction du type d'emploi et de l'année, et l'exposition à la SCR a été estimée par comparaison avec les données issues d'autres études épidémiologiques (estimation basée sur la proportion de SCR dans les poussières totales). Le diagnostic de silicose a été établi par radiographie (cote ILO : 1/1 ou plus). Sur les 3 010 mineurs, 1 015 (33,7%) ont été classés comme silicotiques, à un âge moyen de 48,3 ans, en moyenne 21,3 ans après la première exposition. Parmi les silicotiques, 684 (76,4 %) ont développé la silicose 3,7 ans (en moyenne) après cessation de leur exposition dans les mines d'étain. Le risque de silicose était fortement relié à l'exposition cumulée. Une distribution Weibull permettait de bien représenter les résultats. À une exposition cumulée de SCR de $4\,500 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$, le risque de silicose (57 %) était beaucoup plus élevé qu'à des niveaux d'exposition dix fois plus faibles (< 0,1% pour une exposition < $360 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$). LA BMCL_{01} identifiée par Cal/EPA chez ces travailleurs ($132 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) a été convertie pour une exposition continue³, ce qui conduit à une valeur de $40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$.

1 180-1 800 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (Chen et coll., 2001)

2 Steenland et Brown (1995), Hughes, et coll. (1998), Chen, et coll. (2001) et Churchyard, et coll. (2004).

3 Estimateur de risque *ad hoc* ($\text{BMCL}_{01,\text{continu}}$) = $\text{BMCL}_{01,\text{travailleur}}$ en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans} \times (240 \text{ jours de travail/an}) / (365 \text{ jours/an}) \times (10 \text{ m}^3 \text{ inhalés par jour de travail}) / (20 \text{ m}^3 \text{ inhalés par jour}) = 132 \times 240 / 365 \times 10 / 20 = 43 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (valeur arrondie à $40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$)

Dans le cadre de la dérivation d'un estimateur de risque, une $BMCL_{01}$ est généralement considérée comme un niveau d'exposition sans effet. Toutefois, du fait de la sévérité de l'effet (la silicose est une maladie irréversible)¹, il est plus approprié de considérer la $BMCL_{01}$ comme le plus faible niveau d'exposition auquel des effets néfastes ont été observés. La $BMCL_{01}$ ne peut donc pas être considérée comme un niveau d'exposition sécuritaire (VTR) car elle n'est pas assortie de facteurs de sécurité tenant compte de la variabilité interindividuelle au sein de la population générale (protection des individus les plus sensibles)² et des lacunes concernant les connaissances sur la toxicité de la silice. Pour les fins de la présente étude, de tels facteurs n'ont pas été attribués car il n'existe pas de consensus sur les valeurs qui devraient être utilisées dans le cas de la SCR (pour information, Cal/EPA a appliqué un facteur de 3 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle). Ainsi, l'approche retenue consiste à évaluer le risque de silicose selon la marge d'exposition obtenue. La marge d'exposition correspond au rapport l'estimateur de risque *ad hoc* et de l'exposition totale estimée (marge d'exposition = estimateur de risque *ad hoc* / [exposition bruit de fond + exposition additionnelle associée au projet]).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Sur la base des données épidémiologiques et expérimentales disponibles, le Centre international de recherche sur le cancer (IARC 2012) considère que les preuves sont suffisantes pour classer la poussière de silice cristalline (quartz ou cristobalite) comme cancérigène pour l'humain (groupe 1). La silice cristalline n'a pas été évaluée par U.S. EPA (IRIS). Le développement de tumeurs pulmonaires serait consécutif à la survenue d'autres effets (ex. : silicose), ce qui suggère l'existence d'un seuil d'exposition pour le développement du cancer du poumon induit par la silice cristalline (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Aucune valeur de référence n'est disponible actuellement pour estimer le risque de cancer posé par la silice cristalline.

RÉFÉRENCES

- ACGIH (2004). *2004 TLVs and BEIs. Threshold Limit Values for chemical substances and physical agents and Biological Exposure Indices*. American Conference of Governmental Industrial Hygienists Cincinnati: ACGIH. pp. 73-6. Tel que cité par Cal/EPA.
- Cal/EPA. *OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as of January 2014 - Silica (cristalline, respirable)*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>. Date de l'évaluation: février 2005 (http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=486).
- Calvert, G M., Rice, F L., Boiano, J.M., Sheehy, J.W. et Sanderson, W.T. (2003). *Occupational silica exposure and risk of various diseases: an analysis using death certificates from 27 states of the United States*. Occupational and Environmental Medicine 60(2): 122-9.
- Chen, W., Zhuang, Z., Atfield, M.D., Chen, B.T., Gao, P., Harrison, J.C., Fu, C., Chen, J.Q. et Wallace, W.E. (2001). *Exposure to silica and silicosis among tin miners in China: exposure-response analyses and risk assessment*. Occupational and Environmental Medicine 58(1): 31-7.
- Churchyard, G.J., Ehrlich, R., teWaterNaude, J M., Pemba, L., Dekker, K., Vermeijs, M., White, N. et Myers, J. (2004). *Silicosis prevalence and exposure-response relations in South African goldminers*. Occupational and Environmental Medicine 61(10): 811-6.
- Environnement Canada et Santé Canada (2013). *Évaluation préalable pour le Défi concernant le quartz (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14808-60-7) et la cristobalite (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14464-46-1)*. <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=1EB4F4EF-1>
- Hnizdo, E. et Sluis-Cremer, G.K. (1993). *Risk of silicosis in a cohort of white South African gold miners*. American Journal of Industrial Medicine 24(4): 447-57. Tel que cité par Cal/EPA.

1 De plus, les individus atteints de silicose sont plus à risque de développer d'autres maladies reliées à la silice cristalline respirable telles que MPOC, tuberculose, maladie rénale, cancer du poumon (Calvert, et coll., 2003).

2 Des caractéristiques propres à l'individu (résistance naturelle de l'organisme) et la présence de facteurs aggravants (ex. : infection, tabagisme, maladie pulmonaire) représentent des facteurs de risque pour la silicose.

- Hughes, J.M., Weill, H., Checkoway, H., Jones, R.N., Henry, M.M., Heyer, N.J., Seixas, N.S. et Demers, P.A. (1998). *Radiographic evidence of silicosis risk in the diatomaceous earth industry*. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine 158(3): 807-14. Tel que cité par Cal/EPA.
- IARC (1997). *Silica*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 68. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol68/silica.html>
- IARC (2012). *Silica dust, crystalline, in the form of quartz or cristobalite*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 100C. pp. 355-405. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-14.pdf>
- Ng, T.P. et Chan, S.S.L. (1992). *Lung function in relation to silicosis and silica exposure in granite workers*. Eur. Respir. J. 5(8) :986-91. Tel que cité par Cal/EPA.
- NIOSH (2002). *Health effects of occupational exposure to respirable crystalline silica*. NIOSH Hazard review. U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Center for Disease Control & Prevention. Department of Human Health Services (DHHS), National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). Publication No. 2001-145 (CD-ROM) April 2002. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2002-129/pdfs/02-129.pdf>
- Rushton, L. (2007). *Chronic obstructive pulmonary disease and occupational exposure to silica*. Reviews on Environmental Health 22(4): 255-72.
- Santé Canada (2010). *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées*. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux.
- Steenland, K. et Brown, D. (1995a). *Silicosis among gold miners: exposure-response analyses and risk assessment*. Am J Pub Health 85(10): 1372-77. Tel que cité par Cal/EPA (2005) et Environnement Canada et Santé Canada (2013).
- Steenland, K., Attfield, M. et Marnettje, A. (2002). *Pooled analyses of renal disease mortality and crystalline silica exposure in three cohorts*. Annals of Occupational Hygiene 46(Suppl. 1): 4-9.
- Steenland, K. (2005). *One agent, many diseases: exposure-response data and comparative risks of different outcomes following silica exposure*. Am J Ind Med 48(1): 16-23.
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System*. <http://www2.epa.gov/iris>

ANNEXE D

Concentrations additionnelles dans l'air
(valeurs modélisées fournies par WSP)

Concentrations additionnelles dans l'air estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet d'Expansion

Scénario 8B

Substance	Période	Statistique	Taille des particules	MAX	Concentrations modélisées aux récepteurs (µg/m ³) - Maximum par secteur *										
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Particules fines (PM2,5)	1 an	Moyenne	-	1.21E-01	1.02E-01	1.03E-01	1.21E-01	4.47E-02	5.28E-02	3.58E-02	4.30E-02	4.47E-02	5.45E-02	7.17E-02	8.13E-02
Particules fines (PM2,5)	1 heure	1er Maximum	-	1.71E+01	1.56E+01	1.71E+01	1.38E+01	1.19E+01	1.62E+01	6.56E+00	9.76E+00	1.36E+01	9.12E+00	7.61E+00	7.96E+00
Particules fines (PM2,5)	24 heures	1er Maximum	-	1.57E+00	1.37E+00	1.57E+00	1.46E+00	7.99E-01	8.88E-01	5.82E-01	8.16E-01	1.01E+00	7.93E-01	9.29E-01	9.01E-01
Particules fines (PM2,5)	8 heures	1er Maximum	-	3.32E+00	2.94E+00	3.07E+00	3.04E+00	1.72E+00	2.34E+00	1.07E+00	1.87E+00	3.32E+00	2.08E+00	1.97E+00	1.81E+00
Aluminium total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PM10	2.06E-02	2.03E-02	2.06E-02	1.67E-02	7.62E-03	9.78E-03	8.71E-03	1.03E-02	8.89E-03	9.95E-03	1.30E-02	1.61E-02
Antimoine métal et composés	1 an	Moyenne	PM10	3.82E-07	3.76E-07	3.82E-07	3.09E-07	1.41E-07	1.81E-07	1.61E-07	1.90E-07	1.65E-07	1.84E-07	2.40E-07	2.97E-07
Argent, composés solubles	1 an	Moyenne	PM10	1.53E-07	1.50E-07	1.53E-07	1.24E-07	5.65E-08	7.24E-08	6.45E-08	7.61E-08	6.59E-08	7.37E-08	9.62E-08	1.19E-07
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	1 an	Moyenne	PM10	2.29E-06	2.26E-06	2.29E-06	1.86E-06	8.47E-07	1.09E-06	9.68E-07	1.14E-06	9.88E-07	1.11E-06	1.44E-06	1.78E-06
Baryum, métal et composés solubles	1 an	Moyenne	PM10	1.15E-05	1.13E-05	1.15E-05	9.28E-06	4.24E-06	5.43E-06	4.84E-06	5.71E-06	4.94E-06	5.53E-06	7.21E-06	8.92E-06
Béryllium, métal et composés	1 an	Moyenne	PM10	7.64E-08	7.52E-08	7.64E-08	6.19E-08	2.82E-08	3.62E-08	3.23E-08	3.81E-08	3.29E-08	3.69E-08	4.81E-08	5.95E-08
Bore	1 an	Moyenne	PM10	1.53E-06	1.50E-06	1.53E-06	1.24E-06	5.65E-07	7.24E-07	6.45E-07	7.61E-07	6.59E-07	7.37E-07	9.62E-07	1.19E-06
Cadmium, composés de	1 an	Moyenne	PM10	3.82E-08	3.76E-08	3.82E-08	3.09E-08	1.41E-08	1.81E-08	1.61E-08	1.90E-08	1.65E-08	1.84E-08	2.40E-08	2.97E-08
Chrome (composés de chrome trivalent)	1 an	Moyenne	PM10	1.68E-04	1.65E-04	1.68E-04	1.36E-04	6.21E-05	7.97E-05	7.10E-05	8.37E-05	7.25E-05	8.11E-05	1.06E-04	1.31E-04
Cobalt et composés	1 an	Moyenne	PM10	3.82E-07	3.76E-07	3.82E-07	3.09E-07	1.41E-07	1.81E-07	1.61E-07	1.90E-07	1.65E-07	1.84E-07	2.40E-07	2.97E-07
Cuivre	1 an	Moyenne	PM10	1.07E-05	1.05E-05	1.07E-05	8.67E-06	3.95E-06	5.07E-06	4.52E-06	5.33E-06	4.61E-06	5.16E-06	6.73E-06	8.33E-06
Étain	1 an	Moyenne	PM10	2.67E-06	2.63E-06	2.67E-06	2.17E-06	9.88E-07	1.27E-06	1.13E-06	1.33E-06	1.15E-06	1.29E-06	1.68E-06	2.08E-06
Fer total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PM10	4.20E-02	4.14E-02	4.20E-02	3.40E-02	1.55E-02	1.99E-02	1.77E-02	2.09E-02	1.81E-02	2.03E-02	2.64E-02	3.27E-02
Manganèse, poussières et composés	1 an	Moyenne	PM10	1.60E-05	1.58E-05	1.60E-05	1.30E-05	5.93E-06	7.60E-06	6.77E-06	7.99E-06	6.92E-06	7.74E-06	1.01E-05	1.25E-05
Mercurure	1 an	Moyenne	PM10	5.35E-08	5.27E-08	5.35E-08	4.33E-08	1.98E-08	2.53E-08	2.26E-08	2.66E-08	2.31E-08	2.58E-08	3.37E-08	4.16E-08
Molybdène	1 an	Moyenne	PM10	3.82E-07	3.76E-07	3.82E-07	3.09E-07	1.41E-07	1.81E-07	1.61E-07	1.90E-07	1.65E-07	1.84E-07	2.40E-07	2.97E-07
Nickel, composés de	1 an	Moyenne	PM10	4.20E-06	4.14E-06	4.20E-06	3.40E-06	1.55E-06	1.99E-06	1.77E-06	2.09E-06	1.81E-06	2.03E-06	2.64E-06	3.27E-06
Plomb	1 an	Moyenne	PM10	1.03E-05	1.02E-05	1.03E-05	8.36E-06	3.81E-06	4.89E-06	4.35E-06	5.14E-06	4.45E-06	4.97E-06	6.49E-06	8.03E-06
Sélénium, composé de	1 an	Moyenne	PM10	1.53E-07	1.50E-07	1.53E-07	1.24E-07	5.65E-08	7.24E-08	6.45E-08	7.61E-08	6.59E-08	7.37E-08	9.62E-08	1.19E-07
Silice cristalline (PM10)	1 an	Moyenne	PM10	1.72E-02	1.69E-02	1.72E-02	1.39E-02	6.35E-03	8.15E-03	7.26E-03	8.56E-03	7.41E-03	8.29E-03	1.08E-02	1.34E-02
Silice cristalline (PM2,5)	1 an	Moyenne	PM2,5	5.46E-03	4.58E-03	4.63E-03	5.46E-03	2.01E-03	2.38E-03	1.61E-03	1.93E-03	2.01E-03	2.45E-03	3.22E-03	3.66E-03
Titane	1 an	Moyenne	PM10	8.78E-04	8.65E-04	8.78E-04	7.12E-04	3.25E-04	4.16E-04	3.71E-04	4.38E-04	3.79E-04	4.24E-04	5.53E-04	6.84E-04
Vanadium	1 an	Moyenne	PM10	1.34E-04	1.32E-04	1.34E-04	1.08E-04	4.94E-05	6.34E-05	5.65E-05	6.66E-05	5.76E-05	6.45E-05	8.41E-05	1.04E-04
Zinc	1 an	Moyenne	PM10	9.17E-06	9.03E-06	9.17E-06	7.43E-06	3.39E-06	4.34E-06	3.87E-06	4.57E-06	3.95E-06	4.42E-06	5.77E-06	7.14E-06
Aluminium total (sauf oxyde)	1 heure	1er Maximum	PM10	1.69E+00	1.33E+00	1.44E+00	1.46E+00	1.05E+00	1.37E+00	1.19E+00	1.06E+00	1.69E+00	1.45E+00	1.23E+00	1.35E+00
Antimoine métal et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	3.12E-05	2.47E-05	2.66E-05	2.70E-05	1.94E-05	2.54E-05	2.21E-05	1.97E-05	3.12E-05	2.69E-05	2.28E-05	2.50E-05
Argent, composés solubles	1 heure	1er Maximum	PM10	1.25E-05	9.86E-06	1.06E-05	1.08E-05	7.75E-06	1.02E-05	8.82E-06	7.88E-06	1.25E-05	1.08E-05	9.14E-06	1.00E-05
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	1 heure	1er Maximum	PM10	1.87E-04	1.48E-04	1.59E-04	1.62E-04	1.16E-04	1.52E-04	1.32E-04	1.18E-04	1.87E-04	1.61E-04	1.37E-04	1.50E-04
Baryum, métal et composés solubles	1 heure	1er Maximum	PM10	9.37E-04	7.40E-04	7.97E-04	8.11E-04	5.81E-04	7.62E-04	6.62E-04	5.91E-04	9.37E-04	8.07E-04	6.85E-04	7.51E-04
Béryllium, métal et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	6.25E-06	4.93E-06	5.32E-06	5.41E-06	3.88E-06	5.08E-06	4.41E-06	3.94E-06	6.25E-06	5.38E-06	4.57E-06	5.01E-06
Bore	1 heure	1er Maximum	PM10	1.25E-04	9.86E-05	1.06E-04	1.08E-04	7.75E-05	1.02E-04	8.82E-05	7.88E-05	1.25E-04	1.08E-04	9.14E-05	1.00E-04
Cadmium, composés de	1 heure	1er Maximum	PM10	3.12E-06	2.47E-06	2.66E-06	2.70E-06	1.94E-06	2.54E-06	2.21E-06	1.97E-06	3.12E-06	2.69E-06	2.28E-06	2.50E-06
Chrome (composés de chrome trivalent)	1 heure	1er Maximum	PM10	1.37E-02	1.08E-02	1.17E-02	1.19E-02	8.53E-03	1.12E-02	9.70E-03	8.66E-03	1.37E-02	1.18E-02	1.01E-02	1.10E-02
Cobalt et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	3.12E-05	2.47E-05	2.66E-05	2.70E-05	1.94E-05	2.54E-05	2.21E-05	1.97E-05	3.12E-05	2.69E-05	2.28E-05	2.50E-05
Cuivre	1 heure	1er Maximum	PM10	8.75E-04	6.90E-04	7.44E-04	7.57E-04	5.43E-04	7.11E-04	6.18E-04	5.51E-04	8.75E-04	7.53E-04	6.40E-04	7.01E-04
Étain	1 heure	1er Maximum	PM10	2.19E-04	1.73E-04	1.86E-04	1.89E-04	1.36E-04	1.78E-04	1.54E-04	1.38E-04	2.19E-04	1.88E-04	1.60E-04	1.75E-04
Fer total (sauf oxyde)	1 heure	1er Maximum	PM10	3.44E+00	2.71E+00	2.92E+00	2.97E+00	2.13E+00	2.79E+00	2.43E+00	2.17E+00	3.44E+00	2.96E+00	2.51E+00	2.75E+00
Manganèse, poussières et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	1.31E-03	1.04E-03	1.12E-03	1.14E-03	8.14E-04	1.07E-03	9.26E-04	8.27E-04	1.31E-03	1.13E-03	9.59E-04	1.05E-03
Mercurure	1 heure	1er Maximum	PM10	4.37E-06	3.45E-06	3.72E-06	3.78E-06	2.71E-06	3.55E-06	3.09E-06	2.76E-06	4.37E-06	3.76E-06	3.20E-06	3.51E-06
Molybdène	1 heure	1er Maximum	PM10	3.12E-05	2.47E-05	2.66E-05	2.70E-05	1.94E-05	2.54E-05	2.21E-05	1.97E-05	3.12E-05	2.69E-05	2.28E-05	2.50E-05
Nickel, composés de	1 heure	1er Maximum	PM10	3.44E-04	2.71E-04	2.92E-04	2.97E-04	2.13E-04	2.79E-04	2.43E-04	2.17E-04	3.44E-04	2.96E-04	2.51E-04	2.75E-04

Substance	Période	Statistique	Taille des particules	MAX	Concentrations modélisées aux récepteurs (µg/m ³) - Maximum par secteur *										
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Plomb	1 heure	1er Maximum	PM10	8.43E-04	6.66E-04	7.18E-04	7.30E-04	5.23E-04	6.85E-04	5.95E-04	5.32E-04	8.43E-04	7.26E-04	6.17E-04	6.76E-04
Sélénium, composé de	1 heure	1er Maximum	PM10	1.25E-05	9.86E-06	1.06E-05	1.08E-05	7.75E-06	1.02E-05	8.82E-06	7.88E-06	1.25E-05	1.08E-05	9.14E-06	1.00E-05
Titane	1 heure	1er Maximum	PM10	7.18E-02	5.67E-02	6.11E-02	6.22E-02	4.46E-02	5.84E-02	5.07E-02	4.53E-02	7.18E-02	6.18E-02	5.25E-02	5.76E-02
Vanadium	1 heure	1er Maximum	PM10	1.09E-02	8.63E-03	9.30E-03	9.46E-03	6.78E-03	8.89E-03	7.72E-03	6.89E-03	1.09E-02	9.41E-03	7.99E-03	8.76E-03
Zinc	1 heure	1er Maximum	PM10	7.50E-04	5.92E-04	6.38E-04	6.49E-04	4.65E-04	6.09E-04	5.29E-04	4.73E-04	7.50E-04	6.45E-04	5.48E-04	6.01E-04
Aluminium total (sauf oxyde)	24 heures	1er Maximum	PM10	2.17E-01	2.14E-01	2.17E-01	2.09E-01	1.02E-01	9.37E-02	9.44E-02	1.38E-01	1.66E-01	1.27E-01	1.78E-01	2.12E-01
Antimoine métal et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	4.01E-06	3.96E-06	4.01E-06	3.88E-06	1.90E-06	1.74E-06	1.75E-06	2.56E-06	3.07E-06	2.35E-06	3.30E-06	3.93E-06
Argent, composés solubles	24 heures	1er Maximum	PM10	1.61E-06	1.59E-06	1.61E-06	1.55E-06	7.59E-07	6.94E-07	6.99E-07	1.02E-06	1.23E-06	9.40E-07	1.32E-06	1.57E-06
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	24 heures	1er Maximum	PM10	2.41E-05	2.38E-05	2.41E-05	2.33E-05	1.14E-05	1.04E-05	1.05E-05	1.53E-05	1.84E-05	1.41E-05	1.98E-05	2.36E-05
Baryum, métal et composés solubles	24 heures	1er Maximum	PM10	1.20E-04	1.19E-04	1.20E-04	1.16E-04	5.69E-05	5.21E-05	5.24E-05	7.67E-05	9.21E-05	7.05E-05	9.89E-05	1.18E-04
Béryllium, métal et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	8.03E-07	7.93E-07	8.03E-07	7.75E-07	3.79E-07	3.47E-07	3.49E-07	5.11E-07	6.14E-07	4.70E-07	6.59E-07	7.87E-07
Bore	24 heures	1er Maximum	PM10	1.61E-05	1.59E-05	1.61E-05	1.55E-05	7.59E-06	6.94E-06	6.99E-06	1.02E-05	1.23E-05	9.40E-06	1.32E-05	1.57E-05
Cadmium, composés de	24 heures	1er Maximum	PM10	4.01E-07	3.96E-07	4.01E-07	3.88E-07	1.90E-07	1.74E-07	1.75E-07	2.56E-07	3.07E-07	2.35E-07	3.30E-07	3.93E-07
Chrome (composés de chrome trivalent)	24 heures	1er Maximum	PM10	1.77E-03	1.74E-03	1.77E-03	1.71E-03	8.35E-04	7.63E-04	7.69E-04	1.12E-03	1.35E-03	1.03E-03	1.45E-03	1.73E-03
Cobalt et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	4.01E-06	3.96E-06	4.01E-06	3.88E-06	1.90E-06	1.74E-06	1.75E-06	2.56E-06	3.07E-06	2.35E-06	3.30E-06	3.93E-06
Cuivre	24 heures	1er Maximum	PM10	1.12E-04	1.11E-04	1.12E-04	1.09E-04	5.31E-05	4.86E-05	4.89E-05	7.16E-05	8.59E-05	6.58E-05	9.23E-05	1.10E-04
Étain	24 heures	1er Maximum	PM10	2.81E-05	2.77E-05	2.81E-05	2.71E-05	1.33E-05	1.21E-05	1.22E-05	1.79E-05	2.15E-05	1.65E-05	2.31E-05	2.75E-05
Fer total (sauf oxyde)	24 heures	1er Maximum	PM10	4.41E-01	4.36E-01	4.41E-01	4.27E-01	2.09E-01	1.91E-01	1.92E-01	2.81E-01	3.28E-01	2.59E-01	3.63E-01	4.33E-01
Manganèse, poussières et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	1.69E-04	1.66E-04	1.69E-04	1.63E-04	7.97E-05	7.29E-05	7.34E-05	1.07E-04	1.29E-04	9.87E-05	1.38E-04	1.65E-04
Mercuré	24 heures	1er Maximum	PM10	5.62E-07	5.55E-07	5.62E-07	5.43E-07	2.66E-07	2.43E-07	2.45E-07	3.58E-07	4.30E-07	3.29E-07	4.62E-07	5.51E-07
Molybdène	24 heures	1er Maximum	PM10	4.01E-06	3.96E-06	4.01E-06	3.88E-06	1.90E-06	1.74E-06	1.75E-06	2.56E-06	3.07E-06	2.35E-06	3.30E-06	3.93E-06
Nickel, composés de	24 heures	1er Maximum	PM10	4.41E-05	4.36E-05	4.41E-05	4.27E-05	2.09E-05	1.91E-05	1.92E-05	2.81E-05	3.28E-05	2.59E-05	3.63E-05	4.33E-05
Plomb	24 heures	1er Maximum	PM10	1.08E-04	1.07E-04	1.08E-04	1.05E-04	5.12E-05	4.68E-05	4.72E-05	6.90E-05	8.28E-05	6.35E-05	8.90E-05	1.06E-04
Sélénium, composé de	24 heures	1er Maximum	PM10	1.61E-06	1.59E-06	1.61E-06	1.55E-06	7.59E-07	6.94E-07	6.99E-07	1.02E-06	1.23E-06	9.40E-07	1.32E-06	1.57E-06
Titane	24 heures	1er Maximum	PM10	9.23E-03	9.12E-03	9.23E-03	8.92E-03	4.36E-03	3.99E-03	4.02E-03	5.88E-03	7.06E-03	5.41E-03	7.58E-03	9.05E-03
Vanadium	24 heures	1er Maximum	PM10	1.40E-03	1.39E-03	1.40E-03	1.36E-03	6.64E-04	6.07E-04	6.12E-04	8.95E-04	1.07E-03	8.32E-04	1.15E-03	1.38E-03
Zinc	24 heures	1er Maximum	PM10	9.63E-05	9.51E-05	9.63E-05	9.31E-05	4.55E-05	4.16E-05	4.19E-05	6.13E-05	7.36E-05	5.64E-05	7.91E-05	9.44E-05
Aluminium total (sauf oxyde)	8 heures	1er Maximum	PM10	4.53E-01	3.53E-01	3.60E-01	3.76E-01	2.03E-01	2.47E-01	1.87E-01	4.02E-01	4.16E-01	3.49E-01	4.53E-01	3.56E-01
Antimoine métal et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	8.38E-06	6.54E-06	6.67E-06	6.96E-06	3.76E-06	4.57E-06	3.46E-06	7.45E-06	7.71E-06	6.47E-06	8.38E-06	6.60E-06
Argent, composés solubles	8 heures	1er Maximum	PM10	3.35E-06	2.61E-06	2.67E-06	2.78E-06	1.51E-06	1.83E-06	1.38E-06	2.98E-06	3.08E-06	2.59E-06	3.35E-06	2.64E-06
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	8 heures	1er Maximum	PM10	5.03E-05	3.92E-05	4.00E-05	4.18E-05	2.26E-05	2.74E-05	2.07E-05	4.47E-05	4.63E-05	3.88E-05	5.03E-05	3.96E-05
Baryum, métal et composés solubles	8 heures	1er Maximum	PM10	2.51E-04	1.96E-04	2.00E-04	2.09E-04	1.13E-04	1.37E-04	1.04E-04	2.23E-04	2.31E-04	1.94E-04	2.51E-04	1.98E-04
Béryllium, métal et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	1.68E-06	1.31E-06	1.33E-06	1.39E-06	7.53E-07	9.15E-07	6.91E-07	1.49E-06	1.54E-06	1.29E-06	1.68E-06	1.32E-06
Bore	8 heures	1er Maximum	PM10	3.35E-05	2.61E-05	2.67E-05	2.78E-05	1.51E-05	1.83E-05	1.38E-05	2.98E-05	3.08E-05	2.59E-05	3.35E-05	2.64E-05
Cadmium, composés de	8 heures	1er Maximum	PM10	8.38E-07	6.54E-07	6.67E-07	6.96E-07	3.76E-07	4.57E-07	3.46E-07	7.45E-07	7.71E-07	6.47E-07	8.38E-07	6.60E-07
Chrome (composés de chrome trivalent)	8 heures	1er Maximum	PM10	3.69E-03	2.88E-03	2.93E-03	3.06E-03	1.66E-03	2.01E-03	1.52E-03	3.28E-03	3.39E-03	2.85E-03	3.69E-03	2.90E-03
Cobalt et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	8.38E-06	6.54E-06	6.67E-06	6.96E-06	3.76E-06	4.57E-06	3.46E-06	7.45E-06	7.71E-06	6.47E-06	8.38E-06	6.60E-06
Cuivre	8 heures	1er Maximum	PM10	2.35E-04	1.83E-04	1.87E-04	1.95E-04	1.05E-04	1.28E-04	9.68E-05	2.09E-04	2.16E-04	1.81E-04	2.35E-04	1.85E-04
Étain	8 heures	1er Maximum	PM10	5.87E-05	4.58E-05	4.67E-05	4.87E-05	2.63E-05	3.20E-05	2.42E-05	5.21E-05	5.40E-05	4.53E-05	5.87E-05	4.62E-05
Fer total (sauf oxyde)	8 heures	1er Maximum	PM10	9.22E-01	7.19E-01	7.34E-01	7.66E-01	4.14E-01	5.03E-01	3.80E-01	8.19E-01	8.48E-01	7.12E-01	9.22E-01	7.26E-01
Manganèse, poussières et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	3.52E-04	2.75E-04	2.80E-04	2.92E-04	1.58E-04	1.92E-04	1.45E-04	3.13E-04	3.24E-04	2.72E-04	3.52E-04	2.77E-04
Mercuré	8 heures	1er Maximum	PM10	1.17E-06	9.15E-07	9.34E-07	9.74E-07	5.27E-07	6.40E-07	4.84E-07	1.04E-06	1.08E-06	9.06E-07	1.17E-06	9.24E-07
Molybdène	8 heures	1er Maximum	PM10	8.38E-06	6.54E-06	6.67E-06	6.96E-06	3.76E-06	4.57E-06	3.46E-06	7.45E-06	7.71E-06	6.47E-06	8.38E-06	6.60E-06
Nickel, composés de	8 heures	1er Maximum	PM10	9.22E-05	7.19E-05	7.34E-05	7.66E-05	4.14E-05	5.03E-05	3.80E-05	8.19E-05	8.48E-05	7.12E-05	9.22E-05	7.26E-05
Plomb	8 heures	1er Maximum	PM10	2.26E-04	1.76E-04	1.80E-04	1.88E-04	1.02E-04	1.23E-04	9.33E-05	2.01E-04	2.08E-04	1.75E-04	2.26E-04	1.78E-04
Sélénium, composé de	8 heures	1er Maximum	PM10	3.35E-06	2.61E-06	2.67E-06	2.78E-06	1.51E-06	1.83E-06	1.38E-06	2.98E-06	3.08E-06	2.59E-06	3.35E-06	2.64E-06
Titane	8 heures	1er Maximum	PM10	1.93E-02	1.50E-02	1.53E-02	1.60E-02	8.66E-03	1.05E-02	7.95E-03	1.71E-02	1.77E-02	1.59E-02	1.93E-02	1.52E-02
Vanadium	8 heures	1er Maximum	PM10	2.93E-03	2.29E-03	2.33E-03	2.44E-03	1.32E-03	1.60E-03	1.21E-03	2.61E-03	2.70E-03	2.26E-03	2.93E-03	2.31E-03
Zinc	8 heures	1er Maximum	PM10	2.01E-04	1.57E-04	1.60E-04	1.67E-04	9.03E-05	1.10E-04	8.29E-05	1.79E-04	1.85E-04	1.55E-04	2.01E-04	1.58E-04

Substance	Période	Statistique	Taille des particules	MAX	Concentrations modélisées aux récepteurs ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - Maximum par secteur *										
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Aluminium total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PST	4.40E-02	4.33E-02	4.40E-02	3.07E-02	1.59E-02	2.07E-02	1.96E-02	2.33E-02	1.93E-02	2.10E-02	2.70E-02	3.37E-02
Antimoine métal et composés	1 an	Moyenne	PST	8.15E-07	8.02E-07	8.15E-07	5.68E-07	2.94E-07	3.83E-07	3.63E-07	4.31E-07	3.58E-07	3.89E-07	5.01E-07	6.25E-07
Argent, composés solubles	1 an	Moyenne	PST	3.26E-07	3.21E-07	3.26E-07	2.27E-07	1.18E-07	1.53E-07	1.45E-07	1.72E-07	1.43E-07	1.56E-07	2.00E-07	2.50E-07
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	1 an	Moyenne	PST	4.89E-06	4.81E-06	4.89E-06	3.41E-06	1.76E-06	2.30E-06	2.18E-06	2.59E-06	2.15E-06	2.34E-06	3.00E-06	3.75E-06
Baryum, métal et composés solubles	1 an	Moyenne	PST	2.44E-05	2.40E-05	2.44E-05	1.70E-05	8.82E-06	1.15E-05	1.09E-05	1.29E-05	1.07E-05	1.17E-05	1.50E-05	1.87E-05
Béryllium, métal et composés	1 an	Moyenne	PST	1.63E-07	1.60E-07	1.63E-07	1.14E-07	5.88E-08	7.66E-08	7.27E-08	8.62E-08	7.16E-08	7.79E-08	1.00E-07	1.25E-07
Bore	1 an	Moyenne	PST	3.26E-06	3.21E-06	3.26E-06	2.27E-06	1.18E-06	1.53E-06	1.45E-06	1.72E-06	1.43E-06	1.56E-06	2.00E-06	2.50E-06
Cadmium, composés de	1 an	Moyenne	PST	8.15E-08	8.02E-08	8.15E-08	5.68E-08	2.94E-08	3.83E-08	3.63E-08	4.31E-08	3.58E-08	3.89E-08	5.01E-08	6.25E-08
Chrome (composés de chrome trivalent)	1 an	Moyenne	PST	3.59E-04	3.53E-04	3.59E-04	2.50E-04	1.29E-04	1.69E-04	1.60E-04	1.90E-04	1.58E-04	1.71E-04	2.20E-04	2.75E-04
Cobalt et composés	1 an	Moyenne	PST	8.15E-07	8.02E-07	8.15E-07	5.68E-07	2.94E-07	3.83E-07	3.63E-07	4.31E-07	3.58E-07	3.89E-07	5.01E-07	6.25E-07
Cuivre	1 an	Moyenne	PST	2.28E-05	2.24E-05	2.28E-05	1.59E-05	8.23E-06	1.07E-05	1.02E-05	1.21E-05	1.00E-05	1.09E-05	1.40E-05	1.75E-05
Étain	1 an	Moyenne	PST	5.70E-06	5.61E-06	5.70E-06	3.98E-06	2.06E-06	2.68E-06	2.54E-06	3.02E-06	2.51E-06	2.73E-06	3.51E-06	4.37E-06
Fer total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PST	8.96E-02	8.82E-02	8.96E-02	6.25E-02	3.23E-02	4.21E-02	4.00E-02	4.74E-02	3.94E-02	4.28E-02	5.51E-02	6.87E-02
Manganèse, poussières et composés	1 an	Moyenne	PST	3.42E-05	3.37E-05	3.42E-05	2.39E-05	1.23E-05	1.61E-05	1.53E-05	1.81E-05	1.50E-05	1.64E-05	2.10E-05	2.62E-05
Mercure	1 an	Moyenne	PST	1.14E-07	1.12E-07	1.14E-07	7.96E-08	4.12E-08	5.36E-08	5.09E-08	6.03E-08	5.01E-08	5.45E-08	7.01E-08	8.75E-08
Molybdène	1 an	Moyenne	PST	8.15E-07	8.02E-07	8.15E-07	5.68E-07	2.94E-07	3.83E-07	3.63E-07	4.31E-07	3.58E-07	3.89E-07	5.01E-07	6.25E-07
Nickel, composés de	1 an	Moyenne	PST	8.96E-06	8.82E-06	8.96E-06	6.25E-06	3.23E-06	4.21E-06	4.00E-06	4.74E-06	3.94E-06	4.28E-06	5.51E-06	6.87E-06
Plomb	1 an	Moyenne	PST	2.20E-05	2.16E-05	2.20E-05	1.53E-05	7.94E-06	1.03E-05	9.81E-06	1.16E-05	9.67E-06	1.05E-05	1.35E-05	1.69E-05
Sélénium, composé de	1 an	Moyenne	PST	3.26E-07	3.21E-07	3.26E-07	2.27E-07	1.18E-07	1.53E-07	1.45E-07	1.72E-07	1.43E-07	1.56E-07	2.00E-07	2.50E-07
Titane	1 an	Moyenne	PST	1.87E-03	1.84E-03	1.87E-03	1.31E-03	6.76E-04	8.81E-04	8.36E-04	9.91E-04	8.24E-04	8.95E-04	1.15E-03	1.44E-03
Vanadium	1 an	Moyenne	PST	2.85E-04	2.81E-04	2.85E-04	1.99E-04	1.03E-04	1.34E-04	1.27E-04	1.51E-04	1.25E-04	1.36E-04	1.75E-04	2.19E-04
Zinc	1 an	Moyenne	PST	1.96E-05	1.92E-05	1.96E-05	1.36E-05	7.06E-06	9.19E-06	8.72E-06	1.03E-05	8.59E-06	9.34E-06	1.20E-05	1.50E-05

*: Seuls les résultats pour les récepteurs résidentiels sont indiqués car, dans tous les cas les concentrations estimées étaient plus élevées que pour les récepteurs institutionnel!

Source: WSP (communications personnelles de M. Pascal Rhéaume reçues entre le 25 mai et le 14 juin 2016)

Concentrations additionnelles dans l'air estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet d'Expansion

Scénario 9B

Substance	Période	Statistique	Taille des particules	MAX	Concentrations modélisées aux récepteurs (µg/m ³) - Maximum par secteur *										
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Particules fines (PM2,5)	1 heure	1er Maximum	-	1.84E+01	7.86E+00	1.04E+01	9.81E+00	6.82E+00	1.84E+01	7.16E+00	7.66E+00	4.38E+00	4.24E+00	6.92E+00	6.27E+00
Particules fines (PM2,5)	8 heures	1er Maximum	-	3.69E+00	2.38E+00	3.69E+00	2.61E+00	1.50E+00	3.69E+00	1.62E+00	1.42E+00	1.24E+00	1.07E+00	1.49E+00	1.50E+00
Particules fines (PM2,5)	24 heures	1er Maximum	-	1.51E+00	8.23E-01	1.26E+00	1.20E+00	6.30E-01	1.51E+00	8.09E-01	6.66E-01	4.38E-01	4.59E-01	5.82E-01	7.80E-01
Particules fines (PM2,5)	1 an	Moyenne	-	1.22E-01	7.23E-02	7.05E-02	9.80E-02	8.84E-02	1.22E-01	5.04E-02	4.07E-02	3.41E-02	4.02E-02	5.42E-02	7.78E-02
Aluminium total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PM10	1.61E-02	1.54E-02	1.21E-02	1.33E-02	1.06E-02	1.61E-02	1.00E-02	8.65E-03	6.80E-03	7.42E-03	9.60E-03	1.30E-02
Antimoine métal et composés	1 an	Moyenne	PM10	2.98E-07	2.85E-07	2.23E-07	2.46E-07	1.97E-07	2.98E-07	1.85E-07	1.60E-07	1.26E-07	1.37E-07	1.78E-07	2.41E-07
Argent, composés solubles	1 an	Moyenne	PM10	1.19E-07	1.14E-07	8.93E-08	9.84E-08	7.89E-08	1.19E-07	7.41E-08	6.41E-08	5.04E-08	5.49E-08	7.11E-08	9.66E-08
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	1 an	Moyenne	PM10	1.79E-06	1.71E-06	1.34E-06	1.48E-06	1.18E-06	1.79E-06	1.11E-06	9.62E-07	7.56E-07	8.24E-07	1.07E-06	1.45E-06
Baryum, métal et composés solubles	1 an	Moyenne	PM10	8.93E-06	8.56E-06	6.70E-06	7.38E-06	5.92E-06	8.93E-06	5.56E-06	4.81E-06	3.78E-06	4.12E-06	5.33E-06	7.24E-06
Béryllium, métal et composés	1 an	Moyenne	PM10	5.95E-08	5.70E-08	4.46E-08	4.92E-08	3.94E-08	5.95E-08	3.71E-08	3.21E-08	2.52E-08	2.75E-08	3.56E-08	4.83E-08
Bore	1 an	Moyenne	PM10	1.19E-06	1.14E-06	8.93E-07	9.84E-07	7.89E-07	1.19E-06	7.41E-07	6.41E-07	5.04E-07	5.49E-07	7.11E-07	9.66E-07
Cadmium, composés de	1 an	Moyenne	PM10	2.98E-08	2.85E-08	2.23E-08	2.46E-08	1.97E-08	2.98E-08	1.85E-08	1.60E-08	1.26E-08	1.37E-08	1.78E-08	2.41E-08
Calcium	1 an	Moyenne	PM10	4.17E-03	3.99E-03	3.12E-03	3.45E-03	2.76E-03	4.17E-03	2.59E-03	2.24E-03	1.76E-03	1.92E-03	2.49E-03	3.38E-03
Chrome (composés de chrome trivalent)	1 an	Moyenne	PM10	1.31E-04	1.25E-04	9.82E-05	1.08E-04	8.68E-05	1.31E-04	8.15E-05	5.54E-05	6.04E-05	6.49E-05	7.82E-05	1.06E-04
Cobalt et composés	1 an	Moyenne	PM10	2.98E-07	2.85E-07	2.23E-07	2.46E-07	1.97E-07	2.98E-07	1.85E-07	1.60E-07	1.26E-07	1.37E-07	1.78E-07	2.41E-07
Cuivre	1 an	Moyenne	PM10	8.34E-06	7.99E-06	6.25E-06	6.89E-06	5.52E-06	8.34E-06	5.19E-06	4.49E-06	3.53E-06	3.85E-06	4.98E-06	6.76E-06
Étain	1 an	Moyenne	PM10	2.08E-06	2.00E-06	1.56E-06	1.72E-06	1.38E-06	2.08E-06	1.30E-06	1.12E-06	8.82E-07	9.61E-07	1.24E-06	1.69E-06
Fer total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PM10	3.27E-02	3.14E-02	2.46E-02	2.71E-02	2.17E-02	3.27E-02	2.04E-02	1.76E-02	1.39E-02	1.51E-02	1.96E-02	2.66E-02
Manganèse, poussières et composés	1 an	Moyenne	PM10	1.25E-05	1.20E-05	9.37E-06	1.03E-05	8.28E-06	1.25E-05	7.78E-06	6.73E-06	5.29E-06	5.77E-06	7.47E-06	1.01E-05
Mercuré	1 an	Moyenne	PM10	4.17E-08	3.99E-08	3.12E-08	3.45E-08	2.76E-08	4.17E-08	2.59E-08	2.24E-08	1.76E-08	1.92E-08	2.49E-08	3.38E-08
Molybdène	1 an	Moyenne	PM10	2.98E-07	2.85E-07	2.23E-07	2.46E-07	1.97E-07	2.98E-07	1.85E-07	1.60E-07	1.26E-07	1.37E-07	1.78E-07	2.41E-07
Nickel, composés de	1 an	Moyenne	PM10	3.27E-06	3.14E-06	2.46E-06	2.71E-06	2.17E-06	3.27E-06	2.04E-06	1.76E-06	1.39E-06	1.51E-06	1.96E-06	2.66E-06
Plomb	1 an	Moyenne	PM10	8.04E-06	7.70E-06	6.03E-06	6.64E-06	5.32E-06	8.04E-06	5.00E-06	4.33E-06	3.40E-06	3.71E-06	4.80E-06	6.52E-06
Sélénium, composé de	1 an	Moyenne	PM10	1.19E-07	1.14E-07	8.93E-08	9.84E-08	7.89E-08	1.19E-07	7.41E-08	6.41E-08	5.04E-08	5.49E-08	7.11E-08	9.66E-08
Silice cristalline (PM10)	1 an	Moyenne	PM10	1.34E-02	1.28E-02	1.00E-02	1.11E-02	8.87E-03	1.34E-02	8.34E-03	7.21E-03	5.67E-03	6.18E-03	8.00E-03	1.09E-02
Silice cristalline (PM2,5)	1 an	Moyenne	PM2,5	5.50E-03	3.25E-03	3.17E-03	4.41E-03	3.98E-03	5.50E-03	2.27E-03	1.83E-03	1.54E-03	1.81E-03	2.44E-03	3.50E-03
Titane	1 an	Moyenne	PM10	6.85E-04	6.56E-04	5.13E-04	5.66E-04	4.53E-04	6.85E-04	4.26E-04	3.69E-04	2.90E-04	3.16E-04	4.09E-04	5.55E-04
Vanadium	1 an	Moyenne	PM10	1.04E-04	9.98E-05	7.81E-05	8.61E-05	6.90E-05	1.04E-04	6.49E-05	5.61E-05	4.41E-05	4.81E-05	6.22E-05	8.45E-05
Zinc	1 an	Moyenne	PM10	7.14E-06	6.84E-06	5.36E-06	5.91E-06	4.73E-06	7.14E-06	4.45E-06	3.85E-06	3.02E-06	3.30E-06	4.27E-06	5.80E-06
Aluminium total (sauf oxyde)	1 heure	1er Maximum	PM10	1.54E+00	7.84E-01	9.34E-01	1.12E+00	9.20E-01	1.54E+00	7.99E-01	7.38E-01	6.47E-01	7.59E-01	1.02E+00	1.00E+00
Antimoine métal et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	2.85E-05	1.45E-05	1.73E-05	2.08E-05	1.70E-05	2.85E-05	1.48E-05	1.37E-05	1.20E-05	1.40E-05	1.89E-05	1.86E-05
Argent, composés solubles	1 heure	1er Maximum	PM10	1.14E-05	5.81E-06	6.92E-06	8.33E-06	6.81E-06	1.14E-05	5.92E-06	5.47E-06	4.79E-06	5.62E-06	7.56E-06	7.44E-06
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	1 heure	1er Maximum	PM10	1.71E-04	8.72E-05	1.04E-04	1.25E-04	1.02E-04	1.71E-04	8.88E-05	8.20E-05	7.19E-05	8.43E-05	1.13E-04	1.12E-04
Baryum, métal et composés solubles	1 heure	1er Maximum	PM10	8.56E-04	4.36E-04	5.19E-04	6.25E-04	5.11E-04	8.56E-04	4.44E-04	4.10E-04	3.60E-04	4.21E-04	5.67E-04	5.58E-04
Béryllium, métal et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	5.71E-06	2.91E-06	3.46E-06	4.16E-06	3.41E-06	5.71E-06	2.96E-06	2.73E-06	2.40E-06	2.81E-06	3.78E-06	3.72E-06
Bore	1 heure	1er Maximum	PM10	1.14E-04	5.81E-05	6.92E-05	8.33E-05	6.81E-05	1.14E-04	5.92E-05	5.47E-05	4.79E-05	5.62E-05	7.56E-05	7.44E-05
Cadmium, composés de	1 heure	1er Maximum	PM10	2.85E-06	1.45E-06	1.73E-06	2.08E-06	1.70E-06	2.85E-06	1.48E-06	1.37E-06	1.20E-06	1.40E-06	1.89E-06	1.86E-06
Calcium	1 heure	1er Maximum	PM10	4.00E-01	2.03E-01	2.42E-01	2.91E-01	2.39E-01	4.00E-01	2.07E-01	1.91E-01	1.68E-01	1.97E-01	2.65E-01	2.60E-01
Chrome (composés de chrome trivalent)	1 heure	1er Maximum	PM10	1.26E-02	6.39E-03	7.61E-03	9.16E-03	7.50E-03	1.26E-02	6.51E-03	6.02E-03	5.27E-03	6.18E-03	8.32E-03	8.18E-03
Cobalt et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	2.85E-05	1.45E-05	1.73E-05	2.08E-05	1.70E-05	2.85E-05	1.48E-05	1.37E-05	1.20E-05	1.40E-05	1.89E-05	1.86E-05
Cuivre	1 heure	1er Maximum	PM10	7.99E-04	4.07E-04	4.85E-04	5.83E-04	4.77E-04	7.99E-04	4.15E-04	3.83E-04	3.36E-04	3.93E-04	5.29E-04	5.21E-04
Étain	1 heure	1er Maximum	PM10	2.00E-04	1.02E-04	1.21E-04	1.46E-04	1.19E-04	2.00E-04	1.04E-04	9.57E-05	8.39E-05	9.83E-05	1.32E-04	1.30E-04
Fer total (sauf oxyde)	1 heure	1er Maximum	PM10	3.14E+00	1.60E+00	1.90E+00	2.29E+00	1.87E+00	3.14E+00	1.63E+00	1.50E+00	1.32E+00	1.55E+00	2.08E+00	2.05E+00
Manganèse, poussières et composés	1 heure	1er Maximum	PM10	1.20E-03	6.10E-04	7.27E-04	8.74E-04	7.16E-04	1.20E-03	6.22E-04	5.74E-04	5.03E-04	5.90E-04	7.94E-04	7.81E-04
Mercuré	1 heure	1er Maximum	PM10	4.00E-06	2.03E-06	2.42E-06	2.91E-06	2.39E-06	4.00E-06	2.07E-06	1.91E-06	1.68E-06	1.97E-06	2.65E-06	2.60E-06
Molybdène	1 heure	1er Maximum	PM10	2.85E-05	1.45E-05	1.73E-05	2.08E-05	1.70E-05	2.85E-05	1.48E-05	1.37E-05	1.20E-05	1.40E-05	1.89E-05	1.86E-05
Nickel, composés de	1 heure	1er Maximum	PM10	3.14E-04	1.60E-04	1.90E-04	2.29E-04	1.87E-04	3.14E-04	1.63E-04	1.50E-04	1.32E-04	1.55E-04	2.08E-04	2.05E-04
Plomb	1 heure	1er Maximum	PM10	7.71E-04	3.92E-04	4.67E-04	5.62E-04	4.60E-04	7.71E-04	4.00E-04	3.69E-04	3.24E-04	3.79E-04	5.10E-04	5.02E-04
Sélénium, composé de	1 heure	1er Maximum	PM10	1.14E-05	5.81E-06	6.92E-06	8.33E-06	6.81E-06	1.14E-05	5.92E-06	5.47E-06	4.79E-06	5.62E-06	7.56E-06	7.44E-06

Substance	Période	Statistique	Taille des particules	MAX	Concentrations modélisées aux récepteurs ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - Maximum par secteur *										
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Titane	1 heure	1er Maximum	PM10	6.57E-02	3.34E-02	3.98E-02	4.79E-02	3.92E-02	6.57E-02	3.41E-02	3.15E-02	2.76E-02	3.23E-02	4.35E-02	4.28E-02
Vanadium	1 heure	1er Maximum	PM10	9.99E-03	5.08E-03	6.06E-03	7.29E-03	5.96E-03	9.99E-03	5.18E-03	4.79E-03	4.19E-03	4.92E-03	6.61E-03	6.51E-03
Zinc	1 heure	1er Maximum	PM10	6.85E-04	3.49E-04	4.15E-04	5.00E-04	4.09E-04	6.85E-04	3.55E-04	3.28E-04	2.88E-04	3.37E-04	4.54E-04	4.46E-04
Aluminium total (sauf oxyde)	24 heures	1er Maximum	PM10	1.76E-01	1.47E-01	1.45E-01	1.37E-01	9.28E-02	1.76E-01	1.30E-01	1.18E-01	8.33E-02	7.62E-02	1.11E-01	1.47E-01
Antimoine métal et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	3.26E-06	2.73E-06	2.69E-06	2.53E-06	1.72E-06	3.26E-06	2.40E-06	2.19E-06	1.54E-06	1.41E-06	2.06E-06	2.71E-06
Argent, composés solubles	24 heures	1er Maximum	PM10	1.30E-06	1.09E-06	1.07E-06	1.01E-06	6.87E-07	1.30E-06	9.61E-07	8.75E-07	6.17E-07	5.64E-07	8.24E-07	1.09E-06
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	24 heures	1er Maximum	PM10	1.95E-05	1.64E-05	1.61E-05	1.52E-05	1.03E-05	1.95E-05	1.44E-05	1.31E-05	9.26E-06	8.46E-06	1.24E-05	1.63E-05
Baryum, métal et composés solubles	24 heures	1er Maximum	PM10	9.77E-05	8.18E-05	8.06E-05	7.59E-05	5.15E-05	9.77E-05	7.21E-05	6.57E-05	4.63E-05	4.23E-05	6.18E-05	8.14E-05
Béryllium, métal et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	6.51E-07	5.45E-07	5.37E-07	5.06E-07	3.44E-07	6.51E-07	4.81E-07	4.38E-07	3.09E-07	2.82E-07	4.12E-07	5.43E-07
Bore	24 heures	1er Maximum	PM10	1.30E-05	1.09E-05	1.07E-05	1.01E-05	6.87E-06	1.30E-05	9.61E-06	8.75E-06	6.17E-06	5.64E-06	8.24E-06	1.09E-05
Cadmium, composés de	24 heures	1er Maximum	PM10	3.26E-07	2.73E-07	2.69E-07	2.53E-07	1.72E-07	3.26E-07	2.40E-07	2.19E-07	1.54E-07	1.41E-07	2.06E-07	2.71E-07
Calcium	24 heures	1er Maximum	PM10	4.56E-02	3.82E-02	3.76E-02	3.54E-02	2.40E-02	4.56E-02	3.36E-02	3.06E-02	2.16E-02	1.97E-02	2.88E-02	3.80E-02
Chrome (composés de chrome trivalent)	24 heures	1er Maximum	PM10	1.43E-03	1.20E-03	1.18E-03	1.11E-03	7.56E-04	1.43E-03	1.06E-03	9.63E-04	6.79E-04	6.20E-04	9.06E-04	1.19E-03
Cobalt et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	3.26E-06	2.73E-06	2.69E-06	2.53E-06	1.72E-06	3.26E-06	2.40E-06	2.19E-06	1.54E-06	1.41E-06	2.06E-06	2.71E-06
Cuivre	24 heures	1er Maximum	PM10	9.12E-05	7.63E-05	7.52E-05	7.08E-05	4.81E-05	9.12E-05	6.73E-05	6.13E-05	4.32E-05	3.95E-05	5.77E-05	7.60E-05
Étain	24 heures	1er Maximum	PM10	2.28E-05	1.91E-05	1.88E-05	1.77E-05	1.20E-05	2.28E-05	1.68E-05	1.53E-05	1.08E-05	9.87E-06	1.44E-05	1.90E-05
Fer total (sauf oxyde)	24 heures	1er Maximum	PM10	3.58E-01	3.00E-01	2.95E-01	2.78E-01	1.89E-01	3.58E-01	2.64E-01	2.41E-01	1.70E-01	1.55E-01	2.27E-01	2.99E-01
Manganèse, poussières et composés	24 heures	1er Maximum	PM10	1.37E-04	1.14E-04	1.13E-04	1.06E-04	7.21E-05	1.37E-04	1.01E-04	9.19E-05	6.48E-05	5.92E-05	8.65E-05	1.14E-04
Mercure	24 heures	1er Maximum	PM10	4.56E-07	3.82E-07	3.76E-07	3.54E-07	2.40E-07	4.56E-07	3.36E-07	3.06E-07	2.16E-07	1.97E-07	2.88E-07	3.80E-07
Molybdène	24 heures	1er Maximum	PM10	3.26E-06	2.73E-06	2.69E-06	2.53E-06	1.72E-06	3.26E-06	2.40E-06	2.19E-06	1.54E-06	1.41E-06	2.06E-06	2.71E-06
Nickel, composés de	24 heures	1er Maximum	PM10	3.58E-05	3.00E-05	2.95E-05	2.78E-05	1.89E-05	3.58E-05	2.64E-05	2.41E-05	1.70E-05	1.55E-05	2.27E-05	2.99E-05
Plomb	24 heures	1er Maximum	PM10	8.79E-05	7.36E-05	7.25E-05	6.83E-05	4.64E-05	8.79E-05	6.49E-05	5.91E-05	4.17E-05	3.81E-05	5.56E-05	7.33E-05
Sélénium, composé de	24 heures	1er Maximum	PM10	1.30E-06	1.09E-06	1.07E-06	1.01E-06	6.87E-07	1.30E-06	9.61E-07	8.75E-07	6.17E-07	5.64E-07	8.24E-07	1.09E-06
Titane	24 heures	1er Maximum	PM10	7.49E-03	6.27E-03	6.18E-03	5.82E-03	3.95E-03	7.49E-03	5.53E-03	5.03E-03	3.55E-03	3.24E-03	4.74E-03	6.24E-03
Vanadium	24 heures	1er Maximum	PM10	1.14E-03	9.54E-04	9.40E-04	8.85E-04	6.01E-04	1.14E-03	8.41E-04	7.66E-04	5.40E-04	4.94E-04	7.21E-04	9.50E-04
Zinc	24 heures	1er Maximum	PM10	7.81E-05	6.54E-05	6.45E-05	6.07E-05	4.12E-05	7.81E-05	5.77E-05	5.25E-05	3.70E-05	3.38E-05	4.94E-05	6.51E-05
Aluminium total (sauf oxyde)	8 heures	1er Maximum	PM10	4.17E-01	2.91E-01	4.17E-01	3.22E-01	2.15E-01	4.09E-01	2.13E-01	2.42E-01	1.67E-01	1.79E-01	2.88E-01	2.53E-01
Antimoine métal et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	7.72E-06	5.39E-06	7.72E-06	5.96E-06	3.99E-06	7.57E-06	3.95E-06	4.48E-06	3.09E-06	3.32E-06	5.33E-06	4.69E-06
Argent, composés solubles	8 heures	1er Maximum	PM10	3.09E-06	2.15E-06	3.09E-06	2.39E-06	1.60E-06	3.03E-06	1.58E-06	1.79E-06	1.24E-06	1.33E-06	2.13E-06	1.88E-06
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	8 heures	1er Maximum	PM10	4.63E-05	3.23E-05	4.63E-05	3.58E-05	2.39E-05	4.54E-05	2.37E-05	2.69E-05	1.86E-05	1.99E-05	3.20E-05	2.82E-05
Baryum, métal et composés solubles	8 heures	1er Maximum	PM10	2.32E-04	1.62E-04	2.32E-04	1.79E-04	1.20E-04	2.27E-04	1.18E-04	1.34E-04	9.28E-05	9.97E-05	1.60E-04	1.41E-04
Béryllium, métal et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	1.54E-06	1.08E-06	1.54E-06	1.19E-06	7.98E-07	1.51E-06	7.89E-07	8.97E-07	6.19E-07	6.65E-07	1.07E-06	9.39E-07
Bore	8 heures	1er Maximum	PM10	3.09E-05	2.15E-05	3.09E-05	2.39E-05	1.60E-05	3.03E-05	1.58E-05	1.79E-05	1.24E-05	1.33E-05	2.13E-05	1.88E-05
Cadmium, composés de	8 heures	1er Maximum	PM10	7.72E-07	5.39E-07	7.72E-07	5.96E-07	3.99E-07	7.57E-07	3.95E-07	4.48E-07	3.09E-07	3.32E-07	5.33E-07	4.69E-07
Calcium	8 heures	1er Maximum	PM10	1.08E-01	7.54E-02	1.08E-01	8.35E-02	5.58E-02	1.06E-01	5.52E-02	6.28E-02	4.33E-02	4.65E-02	7.46E-02	6.57E-02
Chrome (composés de chrome trivalent)	8 heures	1er Maximum	PM10	3.40E-03	2.37E-03	3.40E-03	2.62E-03	1.76E-03	3.33E-03	1.74E-03	1.97E-03	1.36E-03	1.46E-03	2.35E-03	2.07E-03
Cobalt et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	7.72E-06	5.39E-06	7.72E-06	5.96E-06	3.99E-06	7.57E-06	3.95E-06	4.48E-06	3.09E-06	3.32E-06	5.33E-06	4.69E-06
Cuivre	8 heures	1er Maximum	PM10	2.16E-04	1.51E-04	2.16E-04	1.67E-04	1.12E-04	2.12E-04	1.10E-04	1.26E-04	8.66E-05	9.30E-05	1.49E-04	1.31E-04
Étain	8 heures	1er Maximum	PM10	5.41E-05	3.77E-05	5.41E-05	4.17E-05	2.79E-05	5.30E-05	2.76E-05	3.14E-05	2.16E-05	2.33E-05	3.73E-05	3.29E-05
Fer total (sauf oxyde)	8 heures	1er Maximum	PM10	8.50E-01	5.93E-01	8.50E-01	6.56E-01	4.39E-01	8.32E-01	4.34E-01	4.93E-01	3.40E-01	3.66E-01	5.87E-01	5.16E-01
Manganèse, poussières et composés	8 heures	1er Maximum	PM10	3.24E-04	2.26E-04	3.24E-04	2.50E-04	1.68E-04	3.18E-04	1.66E-04	1.88E-04	1.30E-04	1.40E-04	2.24E-04	1.97E-04
Mercure	8 heures	1er Maximum	PM10	1.08E-06	7.54E-07	1.08E-06	8.35E-07	5.58E-07	1.06E-06	5.52E-07	6.28E-07	4.33E-07	4.65E-07	7.46E-07	6.57E-07
Molybdène	8 heures	1er Maximum	PM10	7.72E-06	5.39E-06	7.72E-06	5.96E-06	3.99E-06	7.57E-06	3.95E-06	4.48E-06	3.09E-06	3.32E-06	5.33E-06	4.69E-06
Nickel, composés de	8 heures	1er Maximum	PM10	8.50E-05	5.93E-05	8.50E-05	6.56E-05	4.39E-05	8.32E-05	4.34E-05	4.93E-05	3.40E-05	3.66E-05	5.87E-05	5.16E-05
Plomb	8 heures	1er Maximum	PM10	2.09E-04	1.45E-04	2.09E-04	1.61E-04	1.08E-04	2.04E-04	1.07E-04	1.21E-04	8.35E-05	8.97E-05	1.44E-04	1.27E-04
Sélénium, composé de	8 heures	1er Maximum	PM10	3.09E-06	2.15E-06	3.09E-06	2.39E-06	1.60E-06	3.03E-06	1.58E-06	1.79E-06	1.24E-06	1.33E-06	2.13E-06	1.88E-06
Titane	8 heures	1er Maximum	PM10	1.78E-02	1.24E-02	1.78E-02	1.37E-02	9.17E-03	1.74E-02	9.08E-03	1.03E-02	7.11E-03	7.64E-03	1.23E-02	1.08E-02
Vanadium	8 heures	1er Maximum	PM10	2.70E-03	1.89E-03	2.70E-03	2.09E-03	1.40E-03	2.65E-03	1.38E-03	1.57E-03	1.08E-03	1.16E-03	1.87E-03	1.64E-03
Zinc	8 heures	1er Maximum	PM10	1.85E-04	1.29E-04	1.85E-04	1.43E-04	9.57E-05	1.82E-04	9.47E-05	1.08E-04	7.42E-05	7.97E-05	1.28E-04	1.13E-04

Substance	Période	Statistique	Taille des particules	MAX	Concentrations modélisées aux récepteurs ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) - Maximum par secteur *										
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Aluminium total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PST	3.39E-02	3.39E-02	2.48E-02	2.47E-02	1.82E-02	3.11E-02	2.20E-02	1.93E-02	1.48E-02	1.57E-02	1.98E-02	2.61E-02
Antimoine métal et composés	1 an	Moyenne	PST	6.27E-07	6.27E-07	4.58E-07	4.57E-07	3.36E-07	5.75E-07	4.08E-07	3.57E-07	2.74E-07	2.91E-07	3.67E-07	4.83E-07
Argent, composés solubles	1 an	Moyenne	PST	2.51E-07	2.51E-07	1.83E-07	1.83E-07	1.35E-07	2.30E-07	1.63E-07	1.43E-07	1.10E-07	1.17E-07	1.47E-07	1.93E-07
Arsenic, élémentaire et composés inorganiques	1 an	Moyenne	PST	3.76E-06	3.76E-06	2.75E-06	2.74E-06	2.02E-06	3.45E-06	2.45E-06	2.14E-06	1.64E-06	1.75E-06	2.20E-06	2.90E-06
Baryum, métal et composés solubles	1 an	Moyenne	PST	1.88E-05	1.88E-05	1.38E-05	1.37E-05	1.01E-05	1.73E-05	1.22E-05	1.07E-05	8.22E-06	8.74E-06	1.10E-05	1.45E-05
Béryllium, métal et composés	1 an	Moyenne	PST	1.25E-07	1.25E-07	9.17E-08	9.15E-08	6.73E-08	1.15E-07	8.16E-08	7.14E-08	5.48E-08	5.83E-08	7.34E-08	9.67E-08
Bore	1 an	Moyenne	PST	2.51E-06	2.51E-06	1.83E-06	1.83E-06	1.35E-06	2.30E-06	1.63E-06	1.43E-06	1.10E-06	1.17E-06	1.47E-06	1.93E-06
Cadmium, composés de	1 an	Moyenne	PST	6.27E-08	6.27E-08	4.58E-08	4.57E-08	3.36E-08	5.75E-08	4.08E-08	3.57E-08	2.74E-08	2.91E-08	3.67E-08	4.83E-08
Chrome (composés de chrome trivalent)	1 an	Moyenne	PST	2.76E-04	2.76E-04	2.02E-04	2.01E-04	1.48E-04	2.53E-04	1.79E-04	1.57E-04	1.21E-04	1.28E-04	1.61E-04	2.13E-04
Cobalt et composés	1 an	Moyenne	PST	6.27E-07	6.27E-07	4.58E-07	4.57E-07	3.36E-07	5.75E-07	4.08E-07	3.57E-07	2.74E-07	2.91E-07	3.67E-07	4.83E-07
Cuivre	1 an	Moyenne	PST	1.76E-05	1.76E-05	1.28E-05	1.28E-05	9.42E-06	1.61E-05	1.14E-05	1.00E-05	7.67E-06	8.16E-06	1.03E-05	1.35E-05
Étain	1 an	Moyenne	PST	4.39E-06	4.39E-06	3.21E-06	3.20E-06	2.36E-06	4.03E-06	2.86E-06	2.50E-06	1.92E-06	2.04E-06	2.57E-06	3.38E-06
Fer total (sauf oxyde)	1 an	Moyenne	PST	6.90E-02	6.90E-02	5.04E-02	5.03E-02	3.70E-02	6.33E-02	4.49E-02	3.93E-02	3.01E-02	3.20E-02	4.04E-02	5.32E-02
Manganèse, poussières et composés	1 an	Moyenne	PST	2.63E-05	2.63E-05	1.93E-05	1.92E-05	1.41E-05	2.42E-05	1.71E-05	1.50E-05	1.15E-05	1.22E-05	1.54E-05	2.03E-05
Mercurure	1 an	Moyenne	PST	8.78E-08	8.78E-08	6.42E-08	6.40E-08	4.71E-08	8.05E-08	5.71E-08	5.00E-08	3.83E-08	4.08E-08	5.14E-08	6.77E-08
Molybdène	1 an	Moyenne	PST	6.27E-07	6.27E-07	4.58E-07	4.57E-07	3.36E-07	5.75E-07	4.08E-07	3.57E-07	2.74E-07	2.91E-07	3.67E-07	4.83E-07
Nickel, composés de	1 an	Moyenne	PST	6.90E-06	6.90E-06	5.04E-06	5.03E-06	3.70E-06	6.33E-06	4.49E-06	3.93E-06	3.01E-06	3.20E-06	4.04E-06	5.32E-06
Plomb	1 an	Moyenne	PST	1.69E-05	1.69E-05	1.24E-05	1.23E-05	9.08E-06	1.55E-05	1.10E-05	9.64E-06	7.39E-06	7.86E-06	9.91E-06	1.31E-05
Sélénium, composé de	1 an	Moyenne	PST	2.51E-07	2.51E-07	1.83E-07	1.83E-07	1.35E-07	2.30E-07	1.63E-07	1.43E-07	1.10E-07	1.17E-07	1.47E-07	1.93E-07
Titane	1 an	Moyenne	PST	1.44E-03	1.44E-03	1.05E-03	1.05E-03	7.74E-04	1.32E-03	9.38E-04	8.21E-04	6.30E-04	6.70E-04	8.44E-04	1.11E-03
Vanadium	1 an	Moyenne	PST	2.19E-04	2.19E-04	1.60E-04	1.60E-04	1.18E-04	2.01E-04	1.43E-04	1.25E-04	9.59E-05	1.02E-04	1.28E-04	1.69E-04
Zinc	1 an	Moyenne	PST	1.51E-05	1.51E-05	1.10E-05	1.10E-05	8.07E-06	1.38E-05	9.79E-06	8.57E-06	6.57E-06	6.99E-06	8.81E-06	1.16E-05

*: Seuls les résultats pour les récepteurs résidentiels sont indiqués car, dans tous les cas les concentrations estimées étaient plus élevées que pour les récepteurs institutionnel

Source: WSP (communications personnelles de M. Pascal Rhéaume reçues entre le 25 mai et le 14 juin 2016)

ANNEXE E

Équations et valeurs des paramètres utilisées
pour la modélisation du transfert multimédia

1.	ÉQUATIONS UTILISÉES	3
1.1	Modélisation de la concentration dans l'air intérieur	3
1.1.1	Équation principale	3
1.1.2	Équations du calcul de la concentration dans l'air intérieur découlant de l'usage domestique de l'eau	4
1.2	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été.....	8
1.3	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver.....	9
1.4	Modélisation de la concentration dans les fruits/légumes	10
1.4.1	Modélisation de la concentration dans les fruits.....	10
1.4.2	Modélisation de la concentration dans les racines et tubercules	12
1.4.3	Modélisation de la concentration dans les légumes à feuilles	14
2.	VALEUR DES PARAMÈTRES UTILISÉS.....	17
2.1	Aluminium	17
2.2	Antimoine	18
2.4	Argent.....	19
2.5	Arsenic.....	20
2.6	Baryum	21
2.7	Béryllium	22
2.8	Bore.....	23
2.9	Cadmium	24
2.10	Chrome trivalent	25
2.11	Cobalt	26
2.12	Cuivre	27
2.13	Étain	28
2.14	Fer	29
2.15	Manganèse	30
2.16	Mercure	31
2.17	Molybdène.....	32
2.18	Nickel.....	33
2.19	Plomb	34
2.20	Sélénium.....	35
2.21	Titane	36
2.22	Vanadium	37

2.23 Zinc..... 38

Les concentrations additionnelles de métaux estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt (air intérieur, poussières intérieures, végétaux incluant fruits, légumes racines, autres légumes) ont été estimées selon les processus de transfert indiqués au tableau 7 du rapport. Les équations et les valeurs des paramètres utilisés sont présentées dans les sections suivantes.

1. ÉQUATIONS UTILISÉES

Note : dans les tableaux suivants, (--) indique les paramètres qui sont propres à chaque substance. Les valeurs sont indiquées à la section 2.

1.1 Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

1.1.1 Équation principale

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{ptc} \times TP_m) + C_{us-eau}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{ptc}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
C_{air}	Concentration dans l'air extérieur	--	mg/m ³
f_{gaz}	Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur	--	-
f_{ptc}	Fraction adsorbée du contaminant dans l'air extérieur	--	-
TP_m	Taux de pénétration des particules dans la résidence	0,70	-
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation domestique de l'eau	--	mg/m ³
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en été	288,50	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en hiver	258,10	Kelvin

1.1.2 Équations du calcul de la concentration dans l'air intérieur découlant de l'usage domestique de l'eau

- Composés insolubles :

$$Q_{us_eau} = 0 \quad (\text{solubilité nulle})$$

- Composés solubles :

$$C_{us_eau} = \frac{Q_{us_eau}}{[Lng_{hab} \times Lrg_{hab} \times (Htr_{hab} + Prf_{ss})] \times [TR_{air} \times 24]}$$

$$Q_{us_eau} = Q_{douches} + Q_{bains} + Q_{vaisselle} + Q_{lessive} + Q_{nettoyage} + Q_{cuisine} + Q_{toilettes}$$

$$Q_{douches} = US_{douches} \times Eff_{douches} \times C_{eau}$$

$$Q_{bains} = US_{bains} \times Eff_{bains} \times C_{eau}$$

$$Q_{vaisselle} = US_{vaisselle} \times Eff_{vaisselle} \times C_{eau}$$

$$Q_{lessive} = US_{lessive} \times Eff_{lessive} \times C_{eau}$$

$$Q_{nettoyage} = US_{nettoyage} \times Eff_{nettoyage} \times C_{eau}$$

$$Q_{cuisine} = US_{cuisine} \times Eff_{cuisine} \times C_{eau}$$

$$Q_{toilettes} = US_{toilettes} \times Eff_{toilettes} \times C_{eau}$$

$$Eff_{douches} = Eff_{Rdn, douches} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{bains} = Eff_{Rdn, bains} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{vaisselle} = Eff_{Rdn, vaisselle} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{lessive} = Eff_{Rdn, lessive} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{nettoyage} = Eff_{Rdn, nettoyage} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{cuisine} = Eff_{Rdn, cuisine} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{toilettes} = Eff_{Rdn, toilettes} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$j_{Rn} = \frac{2,5}{De_{Rn}^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da_{Rn}^{0,667} \times H_{Rn}}$$

$$j = \frac{2,5}{De^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da^{0,667} \times H}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation d'eau	--	mg/m ³
Q_{us_eau}	Quantité de contaminant émise par volatilisation dans l'air intérieur	--	mg/jour
Lng_{hab}	Longueur de la résidence	10	m

Paramètre	Description	Valeur	Unités
Lrg_{hab}	Largeur de la résidence	10	m
Htr_{hab}	Hauteur de la résidence	2	m
Prf_{ss}	Profondeur du sous-sol de la résidence	2	m
TR_{air}	Taux de renouvellement de l'air dans la résidence	1	/heure
$Q_{douches}$	Quantité de contaminant émise par les douches	--	mg/jour
Q_{bains}	Quantité de contaminant émise par les bains	--	mg/jour
$Q_{vaisselle}$	Quantité de contaminant émise par la vaisselle	--	mg/jour
$Q_{lessive}$	Quantité de contaminant émise par la lessive	--	mg/jour
$Q_{nettoyage}$	Quantité de contaminant émise par le nettoyage	--	mg/jour
$Q_{cuisine}$	Quantité de contaminant émise par la cuisine	--	mg/jour
$Q_{toilettes}$	Quantité de contaminant émise par les toilettes	--	mg/jour
$Us_{douches}$	Quantité d'eau utilisée pour les douches	180,00	L/jour
Us_{bains}	Quantité d'eau utilisée pour les bains	150,00	L/jour
$Us_{vaisselle}$	Quantité d'eau utilisée pour la vaisselle	40,00	L/jour
$Us_{lessive}$	Quantité d'eau utilisée pour la lessive	40,00	L/jour
$Us_{nettoyage}$	Quantité d'eau utilisée pour le nettoyage	12,00	L/jour
$Us_{cuisine}$	Quantité d'eau utilisée pour la cuisine	8,00	L/jour
$Us_{toilettes}$	Quantité d'eau utilisée pour les toilettes	320,00	L/jour
C_{eau}	Concentration dans l'eau d'usage domestique	--	mg/L
$Eff_{douches}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les douches	--	-
Eff_{bains}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les bains	--	-
$Eff_{vaisselle}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la vaisselle	--	-
$Eff_{lessive}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la lessive	--	-
$Eff_{nettoyage}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour le nettoyage	--	-
$Eff_{cuisine}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la cuisine	--	-
$Eff_{toilettes}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les toilettes	--	-
$Eff_{Rdn,douches}$	Efficacité de transfert du radon pour les douches	0,65	-
$Eff_{Rdn,bains}$	Efficacité de transfert du radon pour les bains	0,30	-
$Eff_{Rdn,vaisselle}$	Efficacité de transfert du radon pour la vaisselle	0,98	-
$Eff_{Rdn,lessive}$	Efficacité de transfert du radon pour la lessive	0,90	-
$Eff_{Rdn,nettoyage}$	Efficacité de transfert du radon pour le nettoyage	0,90	-
$Eff_{Rdn,cuisine}$	Efficacité de transfert du radon pour la cuisine	0,30	-
$Eff_{Rdn,toilettes}$	Efficacité de transfert du radon pour les toilettes	0,30	-
De_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'eau	1,40E-09	m ² /seconde
Da_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'air	2,00E-05	m ² /seconde
De	Diffusivité du contaminant dans l'eau	--	m ² /seconde
Da	Diffusivité du contaminant dans l'air	--	m ² /seconde
R	Constante des gaz	0,062	torr.m ³ /mole.K

Paramètre	Description	Valeur	Unités
<i>T</i>	Température	293,00	K
<i>H</i>	Constante de Henry du contaminant	--	torr.m ³ /mole
<i>H_{Rn}</i>	Constante de Henry du radon	7.00E+04	torr.m ³ /mole
<i>24</i>	Nombre d'heures dans une journée	24	heures/jour

1.2 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0,3$$

$$f_{MES} = 0,10$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface ¹	0	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0,30	-
C_{ptc}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,10	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{ptc}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-

1 Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	$\text{kg}/\mu\text{g}$
c	Constante de Junge	1,70E-04	$\text{atm}\cdot\text{cm}$
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm^2/cm^3
p_L°	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	°Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	298,00	°Kelvin

1.3 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0 \quad (\text{sol gelé})$$

$$f_{MES} = 0,1429$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface ¹	0	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0	-
C_{ptc}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,1429	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{ptc}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	°Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	293,00	°Kelvin

1.4 Modélisation de la concentration dans les fruits/légumes

1.4.1 Modélisation de la concentration dans les fruits

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$Pr_v = 0 \quad (C_{sol} = 0)^2$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left(1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

1 Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.

2 Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^1$$

$$C_{air_g} = C_{air} \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$C_{air_p} = C_{air} \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_v	Concentration dans les fruits (poids frais)	--	mg/kg
P_{rv}	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0,00	mg/kg
P_{dv}	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
P_{av}	Concentration découlant du transfert air-plante	0,00	mg/kg
F_{cv}	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0,16	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
Fl_v	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0,050	-
k_t	Coefficient de pertes de surface	18,05	/an
P_v	Productivité du végétal (partie consommée)	110,00	g/m^2
T_v	Période de croissance avant récolte	0,16	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600,00	m/jour
C_{air_g}	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500,00	m/jour
C_{air_p}	Concentration dans l'air adsorbée aux particules	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{\frac{1}{2}atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
C_{air}	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$

1 Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante (Bap_v) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
f_{ptc}	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p_L°	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	288,50	Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

1.4.2 Modélisation de la concentration dans les racines et tubercules

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$Pr_v = 0 \quad (C_{sol} = 0)^1$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left(1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$Pa_v = 0 \quad (Bap_v = 0)^2$$

$$Cair_g = C_{air} \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = C_{air} \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

-
- Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.
 - Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante (Bap_v) est de 0.

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_v	Concentration dans les racines et tubercules (poids frais)	--	mg/kg
P_{rv}	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0,00	mg/kg
P_{dv}	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
P_{av}	Concentration découlant du transfert air-plante	0,00	mg/kg
F_{cv}	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0,15	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
F_{iv}	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0,040	-
k_t	Coefficient de pertes de surface	18,05	/an
P_v	Productivité du végétal (partie consommée)	108,00	g/m^2
T_v	Période de croissance avant récolte	0,20	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600,00	m/jour
C_{air_g}	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500,00	m/jour
C_{air_p}	Concentration dans l'air sous adsorbée aux particules	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{1/2atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
C_{air}	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
f_{ptc}	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm^2/cm^3
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	288,50	Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

1.4.3 Modélisation de la concentration dans les légumes à feuilles

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$Pr_v = 0 \quad (C_{sol} = 0)^1$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left(1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$Pa_v = 0 \quad (Bap_v = 0)^2$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

où

1 Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.

2 Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante (Bap_v) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_v	Concentration dans les légumes à feuilles (poids frais)	--	mg/kg
P_{rv}	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0,00	mg/kg
P_{dv}	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
P_{av}	Concentration découlant du transfert air-plante	0,00	mg/kg
F_{cv}	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0,10	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
F_{iv}	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0,16	-
k_t	Coefficient de pertes de surface	18,05	/an
P_v	Productivité du végétal (partie consommée)	180,00	g/m^2
T_v	Période de croissance avant récolte	0,1	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600,00	m/jour
C_{air_g}	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500,00	m/jour
C_{air_p}	Concentration dans l'air sous adsorbée aux particules	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{\frac{1}{2}atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
C_{air}	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
f_{ptc}	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm^2/cm^3
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	288,50	Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

2. VALEUR DES PARAMÈTRES UTILISÉS

2.1 Aluminium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7429-90-5	-
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Aluminium	-
Poids moléculaire	26.98	g/mole
Solubilité dans l'eau	0.00	mg/L
Point de fusion	660.00	°C
Point d'ébullition	2327.0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0.00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0.00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0.0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0.0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	2.45E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0.21	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0.0040	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	6.50E-04	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	2.00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0.010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0.010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1.00	-

2.2 Antimoine

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-36-0	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Antimony	-
Poids moléculaire	121,75	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	630,00	°C
Point d'ébullition	1635,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	8,96E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,077	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,20	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,030	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	1,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.4 Argent

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-22-4	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Silver	-
Poids moléculaire	107,87	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	960,50	°C
Point d'ébullition	2000,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	6,00E-04	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	6,27E-04	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	9,71E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,084	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,40	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,10	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,025	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,25	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.5 Arsenic

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-38-2	Unité
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Arsenic	-
Poids moléculaire	74,92	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	358,00	°C
Point d'ébullition	612,00	°C
Température critique	1673,0	°C
Enthalpie de vaporisation	4648,0	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,24E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,11	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,040	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0060	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	1,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,030	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,040	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.6 Baryum

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-39-3	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Barium	-
Poids moléculaire	137,33	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	725,00	°C
Point d'ébullition	1600,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	8,27E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,071	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,15	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,015	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	5,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.7 Béryllium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-41-7	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Beryllium	-
Poids moléculaire	9,01	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1287,0	°C
Point d'ébullition	2471,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	5,08E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,44	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,010	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0015	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	2,00E-06	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.8 Bore

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-42-8	-
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Boron	-
Poids moléculaire	10.81	g/mole
Solubilité dans l'eau	0.00	mg/L
Point de fusion	2075.0	°C
Point d'ébullition	3860.0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0.00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0.00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0.0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0.0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	3.82E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0.33	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	4.00	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	2.00	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0.0015	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0.010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0.010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1.00	-

2.9 Cadmium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-43-9	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Cadmium	-
Poids moléculaire	112,41	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	321,00	°C
Point d'ébullition	770,00	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	9,45E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,082	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,55	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,15	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,0010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.10 Chrome trivalent

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	16065-83-1	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Chromium, trivalent (Cr III)	-
Poids moléculaire	52,00	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1903,0	°C
Point d'ébullition	2642,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,58E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,14	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0075	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0045	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.11 Cobalt

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-48-4	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Cobalt	-
Poids moléculaire	58,93	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1495,0	°C
Point d'ébullition	2927,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,45E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,020	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0070	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.12 Cuivre

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-50-8	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Copper	-
Poids moléculaire	63,55	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1083,0	°C
Point d'ébullition	2595,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,38E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,12	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,40	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,25	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,060	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.13 Étain

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-31-5	-
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Tin, inorganic	-
Poids moléculaire	118.71	g/mole
Solubilité dans l'eau	0.00	mg/L
Point de fusion	231.90	°C
Point d'ébullition	2507.0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0.00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0.00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0.0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0.0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	9.11E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0.079	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0.030	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0.0060	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0.0010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0.010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0.010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1.00	-

2.14 Fer

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-89-6	-
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Iron	-
Poids moléculaire	55.85	g/mole
Solubilité dans l'eau	0.00	mg/L
Point de fusion	1535.0	°C
Point d'ébullition	3000.0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0.00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0.00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0.0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0.0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1.51E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0.13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0.0040	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0.0010	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	3.00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0.010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0.010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1.00	-

2.15 Manganèse

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-96-5	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Manganese	-
Poids moléculaire	54,94	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1244,0	°C
Point d'ébullition	2095,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,52E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,25	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,050	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	3,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.16 Mercure

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-97-6	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Mercury	-
Poids moléculaire	200,59	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,060	mg/L
Point de fusion	-38,87	°C
Point d'ébullition	356,60	°C
Température critique	1735,0	°C
Enthalpie de vaporisation	1,41E+04	calories/Mole
Pression de vapeur	2,58E-06	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	0,62	-
Constante de Henry	0,0071	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	3,01E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,011	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,90	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,20	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	5,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,47	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.17 Molybdène

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-98-7	-
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Molybdenum	-
Poids moléculaire	95.94	g/mole
Solubilité dans l'eau	0.00	mg/L
Point de fusion	2622.0	°C
Point d'ébullition	4825.0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0.00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0.00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0.0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0.0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1.05E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0.091	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0.25	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0.060	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0.0017	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0.010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0.010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1.00	-

2.18 Nickel

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-02-0	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Nickel, metallic	-
Poids moléculaire	58,69	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1551,0	°C
Point d'ébullition	2732,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	1,00E-04	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	3,51E-05	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,46E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,060	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,060	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,040	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.19 Plomb

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-92-1	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Lead	-
Poids moléculaire	207,20	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	327,40	°C
Point d'ébullition	1740,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	4,00E-06	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	1,98E-07	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	6,28E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,054	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,045	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0090	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	3,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,0060	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.20 Sélénium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7782-49-2	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Selenium	-
Poids moléculaire	78,96	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	193,50	°C
Point d'ébullition	685,00	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,20E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,10	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,025	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,025	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.21 Titane

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-32-6	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Titanium	-
Poids moléculaire	47,88	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1677,0	°C
Point d'ébullition	3277,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	1,01E+05	calories/Mole
Pression de vapeur	1,00E-79	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,67E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,14	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0055	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0030	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.22 Vanadium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-62-2	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Vanadium	-
Poids moléculaire	50,94	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1917,0	°C
Point d'ébullition	3392,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,60E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,14	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0055	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0030	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	2,00E-05	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.23 Zinc

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-66-6	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Zinc	-
Poids moléculaire	65,39	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	419,50	°C
Point d'ébullition	908,00	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	6,00E-04	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	6,27E-04	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,36E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,12	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	1,50	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,90	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

ANNEXE F

Détermination des niveaux d'exposition bruit de fond

1.	CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L’AIR AMBIANT	2
2.	CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LES AUTRES MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX.....	3
2.1	Eau potable.....	3
2.2	Sol de surface.....	5
2.3	Air intérieur	8
2.4	Poussières intérieures	8
3.	PROCESSUS DE TRANSFERT MODÉLISÉS ET ÉQUATIONS.....	9
3.1	Processus de transfert modélisés	9
3.2	Équations utilisées	10
3.2.1	Modélisation de la concentration dans l'air extérieur	10
3.2.2	Modélisation de la concentration dans l'air intérieur	11
3.2.3	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été	15
3.2.4	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver.....	17
4.	APPORTS ALIMENTAIRES	19
5.	RÉFÉRENCES.....	23

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU F-1	Concentrations bruit de fond documentées pour les métaux dans l’eau potable et le sol de surface	4
TABLEAU F-2	Concentrations bruit de fond documentées pour les métaux dans l’eau potable et le sol de surface	7
TABLEAU F-3	Concentrations bruit de fond de métaux estimées dans l’air intérieur et les poussières intérieures	8
TABLEAU F-4	Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations bruit de fond de métaux dans les milieux environnementaux d’intérêt.....	9
TABLEAU F-5	Apports alimentaires en métaux pour la population générale	20

1. CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'AIR AMBIANT

Les concentrations bruit de fond dans l'air sont présentées dans le rapport au tableau 8.

Pour les fins de la présente étude, les concentrations initiales recommandées¹ par le MDDELCC dans le cadre du projet d'Expansion (WSP, 2015) ont été retenues. Les exceptions concernent les paramètres pour lesquels aucune valeur de concentration initiale (non nulle) n'est fournie par le MDDELCC sur une base annuelle (cas de 12 métaux et des PM_{2.5}). Pour ces paramètres, les valeurs annuelles retenues ont été déterminées comme suit :

- Pour 12 métaux (Al, B, Be, Co, Cu, Fe, Mo, Ni, Se, Sn, Ti et Zn), les concentrations annuelles ont été estimées par modélisation (voir section 3) à partir des concentrations bruit de fond dans le sol;
- Pour les PM_{2.5}, les concentrations bruit de fond (11,6 µg/m³) sur une base annuelle a été estimée en faisant la somme du bruit de fond local (concentration moyenne mesurée à la station Saguenay, soit 7 µg/m³, selon le RNSPA)² et de la contribution du Complexe Jonquière (excluant le projet d'Expansion) lorsque la nouvelle aluminerie (usine AP60) sera en opération³ (par défaut⁴, 98^e centile le plus élevé des concentrations sur 24 h, soit 4,6 µg/m³). Étant donné que des valeurs prudentes ont été utilisées, il est vraisemblable que les concentrations bruit de fond retenues pour les fins de la présente étude soient surestimées par rapport aux concentrations bruit de fond qui seront réellement présentes avant de débiter le projet (ex. : en 2021). En effet, i) la valeur bruit de fond local, qui correspond à des concentrations mesurées dans la région ces dernières années, est vraisemblablement influencée par les émissions du Complexe Jonquière actuel (avant fermeture du CEO) et ii) l'utilisation de la valeur la plus élevée (parmi 5 années météorologiques modélisées) du 98^e centile des concentrations modélisées sur 24 h pour représenter une concentration moyenne sur une base annuelle conduit probablement à une surestimation de la contribution du Complexe Jonquière.

1 Tel qu'indiqué à la section 4.2 du rapport de {WSP, 2015 #84} (concentrations initiales mentionnées dans les «Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère»).

2 Moyenne des concentrations mesurées de 2010 à 2014 à la station de Saguenay (UQAC), selon le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA).

<3 Information fournie par RTA (communication personnelle de M. Jonathan Bernier, le 24 mai 2016). La concentration retenue correspond à « étape 4 – 2020 » (c.-à-d. après cessation des activités du centre d'électrolyse ouest (CEO) Arvida, et avec une production de 460 kt Al/an à l'usine AP60).

4 À défaut d'une concentration moyenne annuelle modélisée, la valeur retenue pour représenter la contribution du Complexe Jonquière correspond au 98^e centile des concentrations modélisées sur 24 heures (valeur la plus élevée parmi les 5 années météorologiques modélisées).

2. CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LES AUTRES MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX

2.1 Eau potable

Les concentrations bruit de fond retenues dans l'eau potable sont présentées au tableau F-1.

Pour 12 métaux (Al, As, Ba, B, Cd, Cr, Fe, Hg, Mn, Pb, Sb et Se), des données locales étaient disponibles¹ et ont donc été utilisées comme concentrations bruit de fond.

- Pour 9 métaux, les concentrations bruit de fond retenues correspondent aux concentrations mesurées, en septembre 2015, au niveau des prises d'eau des arrondissements de Chicoutimi-Nord et de Jonquière (Arvida):
 - Pour 7 de ces métaux (As, B, Cd, Cr, Hg, Pb et Sb), les concentrations bruit de fond retenues correspondent à la moitié de la limite de détection (LD) car toutes les concentrations mesurées dans les prises d'eau potable en 2015 étaient inférieures à la LD;
 - Pour Ba, la concentration mesurée dans les prises d'eau des deux arrondissements (valeurs identiques aux 2 stations) a été retenue;
 - Pour Se, la concentration retenue est la plus élevée des valeurs mesurées aux prises d'eau des deux arrondissements (soit l'arrondissement de Jonquière).
- Pour 3 métaux (Al, Fe et Mn), les concentrations bruit de fond retenues correspondent aux concentrations moyennes mesurées à l'usine de filtration de l'arrondissement de Chicoutimi en 2015.

Pour les 9 autres métaux, les concentrations bruit de fond sont, par défaut, issues de données régionales (Co, Mo, Ni et Zn), canadiennes (Ag, Cu et Be) ou provenant des États-Unis (Sn, Ti et V) :

- Co, Mo, Ni et Zn: moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la région géologique Grenville (Choinière and Beaumier, 1997);
- Ag : moitié de la LD maximale rapportée dans l'eau potable au Canada (Santé Canada, 1986);
- Cu : concentration moyenne dans l'eau potable au Canada (CCME, 1997 #42);
- Be : concentration représentative du bruit de fond dans l'eau potable au Canada selon le CCME, 2015;
- Sn : concentration maximale retrouvée dans l'eau potable de 42 villes des États-Unis (NRC, 1977);
- Ti : concentration moyenne dans l'eau potable aux États-Unis (Durfor and Becker, 1964; ATSDR, 1992b; ATSDR, 2002);
- V : concentration médiane dans l'eau potable aux États-Unis (Durfor and Becker, 1964).

1 Communication personnelle de Mme Hélène Pinard, RTA (courriel « Information - eau potable » daté du 1^{er} juin 2016).

TABLEAU F-1
 Concentrations bruit de fond documentées pour les métaux
 dans l'eau potable et le sol de surface

Substance	Eau potable	Sol
	(mg/L)	(mg/kg)
Aluminium	4,7E-02	14 673
Antimoine	5,0E-04	1 ^a
Argent	2,5E-06	0,25 ^a
Arsenic	5,0E-04	2,5 ^a
Baryum	1,0E-02	115,1
Béryllium	4,0E-03	0,25 ^a
Bore	1,0E-02	2,5 ^a
Cadmium	2,5E-04	0,25 ^a
Chrome	5,0E-04	22,3
Cobalt	1,1E-03	7,6
Cuivre	1,76E-01	13,1
Étain	2,2E-03	2 ^a
Fer	9,0E-03	16 787
Manganèse	1,3E-02	252,3
Mercure	5,0E-05	0,982
Molybdène	1,0E-03	0,5 ^a
Nickel	1,3E-03	23
Plomb	5,0E-04	13,8
Sélénium	1,0E-03	0,5 ^a
Titane	2,1E-03	688
Vanadium	4,3E-03	26,8
Zinc	5,65E-02	63,4

Cellule grisée : valeur mesurée dans la zone d'étude

a Concentration égale à la moitié de la limite de détection

2.2 Sol de surface

Les concentrations bruit de fond retenues dans le sol de surface sont présentées au tableau F-2.

Des données locales étaient disponibles pour 21 des 22 métaux. Il s'agit de concentrations mesurées dans 9 échantillons de sol de surface (0-10 cm) prélevés dans la zone d'étude au printemps 2016¹. La localisation des stations d'échantillonnage (ECH-1 à ECH-9) est illustrée à la figure F-1 et leurs caractéristiques peuvent être résumées comme suit :

- Les échantillons 4, 5 et 8 ont été pris à proximité des stations d'échantillonnage et de mesures d'air ambiant;
- L'échantillon 6 représente le blanc du quartier;
- Les échantillons 1, 2 et 7 ont été recueillis pour leur proximité au site actuel de résidus;
- L'échantillon 3 représente le futur site de résidu. Il a été collecté en dessous d'une ligne à haute tension qui est fréquenté par des véhicules hors-route récréatifs. Dans cet échantillon, la concentration élevée de plomb ainsi que la présence de cuivre, cadmium, étain et molybdène (dont les concentrations étaient inférieures à la LD dans tous les autres échantillons) indique l'existence d'une contamination;
- L'échantillon 9 a été pris sur un site qui a été possiblement contaminé par des résidus industriels.

Pour les fins de la présente étude, les concentrations mesurées aux échantillons 3 et 9 (possiblement contaminés) n'ont pas été considérées pour représenter le niveau initial (assimilé à un bruit de fond) des métaux dans la zone d'étude. Les valeurs retenues pour estimer l'exposition bruit de fond correspondent à une estimation prudente (LSC95) de la moyenne des concentrations mesurées dans les sols de surface (Al, Ba, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V et Zn) ou, pour les substances qui n'ont été détectées dans aucun échantillon, à la moitié de la limite de détection (Ag, As, Be, B, Cd, Mo, Sb, Sn et Se).

À défaut de données locales pour Hg, la concentration bruit de fond retenue correspond à la teneur de fond (98^e centile) documentée pour la région géologique de Grenville (Choinière and Beaumier, 1997).

1 Résultats analytique et description des échantillons fournis le 3 juin 2016 (communication personnelle de M. Dany Dumont, WSP).



Source : RTA (communication personnelle de M. Jonathan Bernier, le 7 juin 2016)

FIGURE F-1. Localisation des stations d'échantillonnage des sols de surface dans la zone d'étude

TABLEAU F-2
 Concentrations bruit de fond documentées pour les métaux
 dans l'eau potable et le sol de surface

Substance	Eau potable	Sol
	(mg/L)	(mg/kg)
Aluminium	4,7E-02	14 673
Antimoine	5,0E-04	1 ^a
Argent	2,5E-06	0,25 ^a
Arsenic	5,0E-04	2,5 ^a
Baryum	1,0E-02	115,1
Béryllium	4,0E-03	0,25 ^a
Bore	1,0E-02	2,5 ^a
Cadmium	2,5E-04	0,25 ^a
Chrome	5,0E-04	22,3
Cobalt	1,1E-03	7,6
Cuivre	1,76E-01	13,1
Étain	2,2E-03	2 ^a
Fer	9,0E-03	16 787
Manganèse	1,3E-02	252,3
Mercuré	5,0E-05	0,982
Molybdène	1,0E-03	0,5 ^a
Nickel	1,3E-03	23
Plomb	5,0E-04	13,8
Sélénium	1,0E-03	0,5 ^a
Titane	2,1E-03	688
Vanadium	4,3E-03	26,8
Zinc	5,65E-02	63,4

Cellule grisée : valeur mesurée dans la zone d'étude

a Concentration égale à la moitié de la limite de détection

2.3 Air intérieur

Les concentrations bruit de fond de métaux (PST) dans l'air intérieur sont présentées au tableau F-3. Elles ont été estimées à partir des concentrations bruit de fond dans l'air ambiant (tableau 8 du rapport), selon le processus de transfert indiqué au tableau F-4.

2.4 Poussières intérieures

Les concentrations de métaux dans les poussières intérieures sont présentées au tableau F-3. Elles ont été estimées par modélisation à partir des concentrations bruit de fond documentées dans le sol de surface (tableau F-2) et dans l'air intérieur (tableau F-3), selon les processus de transfert indiqués au tableau F-4.

TABLEAU F-3
 Concentrations bruit de fond de métaux estimées
 dans l'air intérieur et les poussières intérieures

Substance	Air intérieur (mg/m ³)		Poussières intérieures (mg/kg)	
	été	hiver	été	hiver
Aluminium	1.03E-04	1.03E-04	4 924	735
Antimoine	4.90E-06	4.90E-06	25	35
Argent	3.50E-06	3.50E-06	18	25
Arsenic	1.40E-06	1.40E-06	7.7	10
Baryum	1.75E-05	1.75E-05	122	125
Béryllium	1.75E-09	1.75E-09	0.08	0.01
Bore	1.75E-08	1.75E-08	0.84	0.13
Cadmium	2.10E-06	2.10E-06	11	15
Chrome	7.00E-06	7.00E-06	42	50
Cobalt	5.32E-08	5.32E-08	2.5	0.38
Cuivre	9.21E-08	9.24E-08	4.4	0.66
Étain	1.40E-08	1.40E-08	0.67	0.10
Fer	1.18E-04	1.18E-04	5 628	840
Manganèse	1.40E-05	1.40E-05	146	100
Mercuré	1.32E-05	1.32E-05	0.36	0.08
Molybdène	3.50E-09	3.50E-09	0.17	0.03
Nickel	1.61E-07	1.61E-07	7.7	1.1
Plomb	1.75E-05	1.75E-05	92	125
Sélénium	3.50E-09	3.50E-09	0.17	0.03
Titane	4.82E-06	4.82E-06	230	34
Vanadium	7.00E-06	7.00E-06	43	50
Zinc	4.44E-07	4.44E-07	21	3.2

3. PROCESSUS DE TRANSFERT MODÉLISÉS ET ÉQUATIONS

3.1 Processus de transfert modélisés

La modélisation des processus de transfert multimédia a été effectuée selon les modèles décrits par le ministère l'environnement et de la faune du Québec (MEF, 1996) et sont résumés au tableau suivant. Les équations sont présentées à la suite. Les valeurs des paramètres propres à chaque substance sont les mêmes que celles indiquées à l'annexe E.

TABLEAU F-4
Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations bruit de fond de métaux dans les milieux environnementaux d'intérêt

Processus impliqué	Caractéristiques du modèle ^a
Transfert sol de surface → air ambiant ^b	Remise en suspension des particules de sol dans l'air durant la période estivale ^c .
Transfert air ambiant → air intérieur	Pour les métaux associés aux PST, la concentration dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration (sur une base annuelle) dans l'air ambiant.
Transfert eau potable → air intérieur	Volatilisation à partir de l'eau utilisée à des fins domestiques.
Transfert air intérieur → poussières intérieures	Le dépôt des particules en suspension dans l'air contribuerait à 10% des poussières intérieures en été et à environ 14% des poussières intérieures en hiver.
Transfert sol de surface → poussières intérieures	Le sol de surface contribue aux poussières intérieures durant la période estivale ^c .

a Selon les recommandations du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996).

b Modélisation effectuée pour 12 métaux d'intérêt (Al, B, Be, Co, Cu, Fe, Mo, Ni, Se, Sn, Ti et Zn) pour lesquels aucune valeur non nulle n'est fournie par le MDDELCC pour la concentration dans l'air ambiant sur une base annuelle.

c Contribution négligeable des sols en hiver car le sol est gelé et/ou couvert de neige.

3.2 Équations utilisées

Liste des médias modélisés :

- air extérieur
- air intérieur
- poussières en été et en hiver

Note : dans les tableaux suivants, (--) indique les paramètres qui sont propres à chaque substance (valeurs disponibles à l'annexe E)

3.2.1 Modélisation de la concentration dans l'air extérieur

- Équation pour la concentration dans l'air issue de la resuspension de sol (été seulement)¹

$$C_{air_R} = (C_{MES} \times C_{sol} \times 1,0E-09) \times \frac{PC_{sol_nu}}{100}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{air_R}	Concentration dans l'air découlant de la resuspension de sol de surface	--	mg/m ³
C_{MES}	Concentration de matières en suspension provenant du terrain	20,00	µg/m ³
C_{sol}	Concentration initiale dans le sol de surface	--	mg/kg
PC_{sol_nu}	Pourcentage de sol à nu sur le terrain	100	%
$1,0E-09$	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
100	Facteur de conversion d'unités (de % à fraction)	100,00	-

¹ En hiver, le sol est gelé ou couvert de neige et ne constitue pas une source de poussières dans l'air.

3.2.2 Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

➤ Équation principale

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{ptc} \times TP_m) + C_{us_eau}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^{\circ} + (c \times S_T)}$$

$$p_L^{\circ} = PV \quad (P_{t_{fusion}} > T_K)$$

ou

$$p_L^{\circ} = \frac{PV}{e^{-6,79 \psi}}$$

$$\psi = \left(\frac{P_{t_{fusion}}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{ptc}$$

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
C_{air}	Concentration dans l'air extérieur	--	mg/m ³
f_{gaz}	Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur	--	-
f_{ptc}	Fraction adsorbée du contaminant dans l'air extérieur	--	-
TP_m	Taux de pénétration des particules dans la résidence	0,70	-
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation domestique de de l'eau	--	mg/m ³
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p_L°	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{t_{fusion}}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en été	288,50	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en hiver	258,10	Kelvin

- Équations du calcul de la concentration dans l'air intérieur découlant de l'usage domestique de l'eau

- Composés insolubles :

$$Q_{us_eau} = 0 \quad (\text{solubilité nulle})$$

- Composés solubles :

$$C_{us_eau} = \frac{Q_{us_eau}}{[Lng_{hab} \times Lrg_{hab} \times (Htr_{hab} + Prf_{ss})] \times [TR_{air} \times 24]}$$

$$Q_{us_eau} = Q_{douches} + Q_{bains} + Q_{vaiselle} + Q_{lessive} + Q_{nettoyage} + Q_{cuisine} + Q_{toilettes}$$

$$Q_{douches} = Us_{douches} \times Eff_{douches} \times C_{eau}$$

$$Q_{bains} = Us_{bains} \times Eff_{bains} \times C_{eau}$$

$$Q_{vaiselle} = Us_{vaiselle} \times Eff_{vaiselle} \times C_{eau}$$

$$Q_{lessive} = Us_{lessive} \times Eff_{lessive} \times C_{eau}$$

$$Q_{nettoyage} = Us_{nettoyage} \times Eff_{nettoyage} \times C_{eau}$$

$$Q_{cuisine} = Us_{cuisine} \times Eff_{cuisine} \times C_{eau}$$

$$Q_{toilettes} = Us_{toilettes} \times Eff_{toilettes} \times C_{eau}$$

$$Eff_{douches} = Eff_{Rdn, douches} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{bains} = Eff_{Rdn, bains} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{vaiselle} = Eff_{Rdn, vaiselle} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{lessive} = Eff_{Rdn, lessive} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{nettoyage} = Eff_{Rdn, nettoyage} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{cuisine} = Eff_{Rdn, cuisine} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{toilettes} = Eff_{Rdn, toilettes} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$\Phi_{Rn} = \frac{2,5}{De_{Rn}^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da_{Rn}^{0,667} \times H_{Rn}}$$

$$\Phi = \frac{2,5}{De^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da^{0,667} \times H}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation d'eau	--	mg/m ³
Q_{us_eau}	Quantité de contaminant émise par volatilisation dans l'air intérieur	--	mg/jour
Lng_{hab}	Longueur de la résidence	10	m
Lrg_{hab}	Largeur de la résidence	10	m
Htr_{hab}	Hauteur de la résidence	2	m
Prf_{ss}	Profondeur du sous-sol de la résidence	1	m
TR_{air}	Taux de renouvellement de l'air dans la résidence	1	/heure
$Q_{douches}$	Quantité de contaminant émise par les douches	--	mg/jour
Q_{bains}	Quantité de contaminant émise par les bains	--	mg/jour
$Q_{vaiselle}$	Quantité de contaminant émise par la vaisselle	--	mg/jour
$Q_{lessive}$	Quantité de contaminant émise par la lessive	--	mg/jour
$Q_{nettoyage}$	Quantité de contaminant émise par le nettoyage	--	mg/jour
$Q_{cuisine}$	Quantité de contaminant émise par la cuisine	--	mg/jour
$Q_{toilettes}$	Quantité de contaminant émise par les toilettes	--	mg/jour
$US_{douches}$	Quantité d'eau utilisée pour les douches	180,00	L/jour
US_{bains}	Quantité d'eau utilisée pour les bains	150,00	L/jour
$US_{vaiselle}$	Quantité d'eau utilisée pour la vaisselle	40,00	L/jour
$US_{lessive}$	Quantité d'eau utilisée pour la lessive	40,00	L/jour
$US_{nettoyage}$	Quantité d'eau utilisée pour le nettoyage	12,00	L/jour

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$U_{s_{cuisine}}$	Quantité d'eau utilisée pour la cuisine	8,00	L/jour
$U_{s_{toilettes}}$	Quantité d'eau utilisée pour les toilettes	320,00	L/jour
C_{eau}	Concentration dans l'eau d'usage domestique	--	mg/L
$Eff_{douches}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les douches	--	-
Eff_{bains}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les bains	--	-
$Eff_{vaisselle}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la vaisselle	--	-
$Eff_{lessive}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la lessive	--	-
$Eff_{nettoyage}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour le nettoyage	--	-
$Eff_{cuisine}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la cuisine	--	-
$Eff_{toilettes}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les toilettes	--	-
$Eff_{Rdn,douches}$	Efficacité de transfert du radon pour les douches	0,65	-
$Eff_{Rdn,bains}$	Efficacité de transfert du radon pour les bains	0,30	-
$Eff_{Rdn,vaisselle}$	Efficacité de transfert du radon pour la vaisselle	0,98	-
$Eff_{Rdn,lessive}$	Efficacité de transfert du radon pour la lessive	0,90	-
$Eff_{Rdn,nettoyage}$	Efficacité de transfert du radon pour le nettoyage	0,90	-
$Eff_{Rdn,cuisine}$	Efficacité de transfert du radon pour la cuisine	0,30	-
$Eff_{Rdn,toilettes}$	Efficacité de transfert du radon pour les toilettes	0,30	-
De_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'eau	1,40E-09	m ² /seconde
Da_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'air	2,00E-05	m ² /seconde
De	Diffusivité du contaminant dans l'eau	--	m ² /seconde
Da	Diffusivité du contaminant dans l'air	--	m ² /seconde
R	Constante des gaz	0,062	torr.m ³ /mole.K
T	Température	293,00	K
H	Constante de Henry du contaminant	--	torr.m ³ /mole
H_{Rn}	Constante de Henry du radon	7.00E+04	torr.m ³ /mole
24	Nombre d'heures dans une journée	24	heures/jour

3.2.3 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol} \times f_{sol_nu}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0,3$$

$$f_{MES} = 0,10$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^{\circ} + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^{\circ} = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^{\circ} = \frac{PV}{e^{-6,79 \psi}}$$

$$\psi = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface	--	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0,30	-
f_{sol_nu}	Fraction du sol de surface à nu	1,00	-
C_{ptc}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,10	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{ptc}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	298,00	Kelvin

3.2.4 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol} \times f_{sol_nu}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0 \quad (\text{sol gelé})$$

$$f_{MES} = 0,1429$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^s + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^s = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^s = \frac{PV}{e^{-6,79 \psi}}$$

$$\psi = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface	--	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0	-
f_{sol_nu}	Fraction du sol de surface à nu	1,00	-
C_{ptc}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,1429	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{ptc}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	293,00	Kelvin

4. APPORTS ALIMENTAIRES

Les concentrations de métaux dans les aliments d'origine commerciale n'ont pas été documentées puisque les apports alimentaires (doses) pour la population canadienne sont disponibles et représentent une information fiable. Les apports alimentaires utilisés sont présentés au tableau F-5.

TABLEAU F-5
 Apports alimentaires en métaux pour la population générale

Substance	Apport alimentaire (mg/kg-pc par jour)					Méthode de détermination	Référence
	0 – 6 mois	>0,5 – 4 ans	>4 – 11 ans	>11 – 19 ans	20 ans+		
Aluminium	6,08E-02	2,95E-01	3,80E-01	3,05E-01	1,57E-01	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Antimoine	1,88E-04	1,43E-04	8,97E-05	5,13E-05	4,47E-05	Doses estimées à partir de la concentration moyenne rapportée dans les aliments ^b	Santé Canada, 1997
Argent	2,82E-03	2,14E-03	1,34E-03	7,68E-04	6,70E-04	<u>Adultes</u> : dose estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté dans plusieurs études ^c ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées par Sanexen à partir de celle obtenue pour les adultes ^b	Santé Canada, 1986
Arsenic inorganique	2,37E-03	1,80E-03	1,13E-03	6,45E-04	5,63E-04	<u>Adultes</u> : dose d'exposition estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté pour les Canadiens par Santé Canada ^c ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes ^b	Santé Canada, 2006
Baryum	1,85E-02	2,11E-02	1,56E-02	8,45E-03	6,32E-03	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Béryllium	1,48E-05	1,05E-05	6,00E-06	3,50E-06	3,10E-06	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Bore	1,12E-01	5,78E-02	2,72E-02	1,48E-02	1,54E-02	Doses estimées à partir des apports moyens de la population des États-Unis (Continuing Survey of Food Intakes by Individuals, 1994-1996) ^d	Institute of Medicine, 2001
Cadmium	2,52E-04	5,18E-04	4,70E-04	2,75E-04	1,95E-04	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Chrome (total)	2,81E-05	7,51E-04	4,94E-04	3,25E-04	2,20E-04	Apports moyens estimés pour les Canadiens	Sanexen, 2009b
Cobalt	5,95E-04	5,14E-04	3,70E-04	2,20E-04	1,46E-04	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Cuivre	6,15E-02	4,89E-02	4,00E-02	2,45E-02	2,25E-02	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011

Substance	Apport alimentaire (mg/kg-pc par jour)					Méthode de détermination	Référence
Étain	1,17E-01	8,90E-02	4,80E-02	4,80E-02	2,30E-02	Étude de l'alimentation totale -Grande-Bretagne (2006)	Committee on Toxicity of Chemicals in Food - Consumer Products and the Environment, 2008
Fer	2,05E+00	7,43E-01	4,36E-01	2,47E-01	1,86E-01	Adultes : doses estimées à partir de l'apport moyen au Canada (1990) ^e ; Autres tranches d'âge : doses estimées à partir des apports moyens de la population des États-Unis (U.S. Food Total Diet Study, 1991-1997) ^f	Institute of Medicine, 2001
Manganèse	7,45E-02	1,01E-01	8,20E-02	4,85E-02	5,53E-02	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Mercure	1,32E-04	1,37E-04	1,04E-04	6,56E-05	6,15E-05	Apports alimentaires estimés pour les Québécois	INSPQ, 2005
Molybdène	1.11E-02	8.26E-03	5.99E-03	3.37E-03	2.47E-03	Étude de l'alimentation totale - Canada (1993-1999)	Santé Canada, 2003
Nickel	1,32E-02	9,35E-03	6,30E-03	3,70E-03	3,07E-03	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Plomb	3,65E-04	2,88E-04	2,10E-04	1,35E-04	1,32E-04	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011
Sélénium	5,50E-03	6,51E-03	5,17E-03	3,07E-03	2,32E-03	Étude de l'alimentation totale - Moyenne des valeurs rapportées pour Toronto (2005), Halifax (2006) et Vancouver (2007)	Santé Canada, 2011
Titane	4,17E-02	3,17E-02	1,99E-02	1,14E-02	9,90E-03	<u>Adultes</u> : dose d'exposition estimée à partir de l'apport moyen rapporté dans plusieurs études ^e ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes ^b	WHO, 1982
Vanadium	1,43E-03	1,09E-03	6,82E-04	3,90E-04	3,40E-04	<u>Adultes</u> : dose moyenne rapportée pour la population de certains États américains, 1999 (étude NHEXAS) ^h ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle des adultes ^b	ATSDR, 2012b
Zinc	7,14E-01	5,29E-01	3,65E-01	2,32E-01	1,73E-01	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a	Santé Canada, 2011

a Les doses alimentaires fournies par Santé Canada pour différentes classes d'âge (0-1 mois, 2-3 mois, 4-6 mois, 7-9 mois, 10-12 mois, 1-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans, 20-39 ans, 40-64 ans et 65 ans et plus) ont été pondérées afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par l'INSPQ, 2012 et retenues dans la présente étude (6 mois, 4 ans, 5 ans, 7 ans, 8 ans et 50 ans).

b À partir des taux de consommation d'aliments recommandés par MSSS, 2002 et des poids corporels retenus par l'INSPQ, 2012.

c À partir des poids corporels retenus par l'INSPQ, 2012.

- d Les apports alimentaires fournis par l'Institute of Medicine pour différentes classes d'âge (0-6 mois, 7-12 mois, 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans, 19-30 ans, 31-50 ans, 51-70 ans et 71 ans et plus) ont été pondérés afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ (2012) et retenues dans la présente étude (6 mois, 4,5 ans, 7 ans, 8 ans et 50 ans)
- e Les apports alimentaires fournis par l'Institute of Medicine pour différentes classes d'âge (19-30 ans, 31-50 ans, 51-70 ans et 71-74 ans) ont été pondérées afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ (2012) et retenues dans la présente étude (50 ans pour les adultes). Les doses ont été obtenues à partir des poids corporels retenus par INSPQ (2012).
- f Les apports alimentaires fournis par l'Institute of Medicine pour différentes classes d'âge (0-6 mois, 7-12 mois, 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans, 19-30 ans) ont été pondérés afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ (2012) et retenues dans la présente étude (6 mois, 4,5 ans, 7 ans et 8 ans). Les doses ont été obtenues à partir des poids corporels retenus par INSPQ (2012).
- g Apport moyen calculé d'après 7 valeurs rapportées par WHO.
- h Dose alimentaire rapportée par ATSDR pour la population de certains États américains (Indiana, Illinois, Michigan, Minnesota, Ohio et Wisconsin).

5. RÉFÉRENCES

ATSDR (1992b). Toxicity profile for Thallium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.html>

ATSDR (2012b). Toxicological Profile for Vanadium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>.

CCME (2015). Scientific criteria document for Canadian Soil Quality Guidelines for the protection of human health : beryllium. http://www.ccme.ca/files/Resources/csm/pn_1535-CSoQG-Be-SCD.pdf.

Choinière, J. and Beaumier, M. (1997). Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec. Ministère des ressources naturelles. 28 pages + annexes.

Committee on Toxicity of Chemicals in Food - Consumer Products and the Environment (2008). 2006 UK Total Diet Study of Metals and other Elements. Report no. TOX/2008/29. (This is a background discussion paper. It does not reflect the final views of the Committee and should not be cited). <http://cot.food.gov.uk/sites/default/files/cot/tox200829.pdf>.

Durfor, C.N. and Becker, E. (1964). Selected data on public supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. J. Am. Water Works Assoc., 56: 237-246. Tel que cité par IPCS (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc24.htm>) et NRC (Drinking water and health, Volume 3. <http://www.nap.edu/catalog/324/drinking-water-and-health-volume-3>).

HSDB (2016). Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>.

INSPQ (2005). Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Protection de la santé humaine. Mars 2005. pp. 66 + annexes.

Institute of Medicine (2001). Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board.

Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (1985). Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press Inc. Tel que cité dans The Risk Assessment Information System, <http://rais.ornl.gov/cgi-bin/background/generic>

MEF (1996). Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Octobre 1996. pp. 737 pages.

MSSS (2002). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. ISBN 2-550-39389-9. 125 pages. www.msss.gouv.qc.ca.

NRC (1977). Tin. Drinking Water & Health Volume 1.

OMEE (1993). Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. (Errata 1999). Report no. HCB-151-3512-93. December 1993. pp. 246 pages. [http://openlibrary.org/books/OL14794267M/Ontario typical range of chemical parameters in soil vegetation moss bags and snow](http://openlibrary.org/books/OL14794267M/Ontario_typical_range_of_chemical_parameters_in_soil_vegetation_moss_bags_and_snow).

Sanexen (2009b). Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites. Human Health Effects : Chromium. Scientific Supporting Document. Prepared for Health Canada. February 2008. pp. 224.

Santé Canada (1986). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. L'argent. Version originale datée de 1979, révisée en 1986.
<http://canadienssante.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-silver-argent-eau/alt/water-silver-argent-eau-fra.pdf>.

Santé Canada (1997). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'antimoine. Mai 1997, révisé en août 1999. pp. 10. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/rqep.htm>.

Santé Canada (2003). Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, Étude de la diète totale menée entre 1993 et 1999. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/metal_intake-plomb_apport_93-99_f.html.

Santé Canada (2006). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'arsenic. Document technique. Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement, Santé Canada, Ottawa, ON. Mai 2006. pp. 37. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/arsenic/index_f.html.

Santé Canada (2011). Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2003. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2003-fra.php.

WHO (1982). Environmental Health Criteria 24 - Titanium. International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc24.htm>.

ANNEXE G

Concentrations additionnelles de métaux estimées dans les milieux
environnementaux par modélisation du transfert multimédia

Concentrations additionnelles de métaux estimées par modélisation du transfert multimédia

Milieu environnemental et/ou saison	Air intérieur (PM ₁₀) ^a		Air intérieur (PST) ^b		Poussières intérieures ^c		Végétaux d'origine locale ^d			Lait maternel ^e
	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Fruits	Légumes racines	Autres légumes	
Substances	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/L
Aluminium	1.44E-02	1.44E-02	3.08E-02	3.08E-02	3.08E+02	4.40E+02	3.07E-02	2.40E-02	3.35E-02	3.83E-06
Antimoine	2.67E-07	2.67E-07	5.71E-07	5.71E-07	5.71E-03	8.15E-03	5.68E-07	4.45E-07	6.21E-07	3.55E-11
Argent	1.07E-07	1.07E-07	2.28E-07	2.28E-07	2.28E-03	3.26E-03	2.27E-07	1.78E-07	2.48E-07	3.55E-09
Arsenic	1.60E-06	1.60E-06	3.42E-06	3.42E-06	3.42E-02	4.89E-02	3.41E-06	2.67E-06	3.72E-06	2.27E-10
Baryum	8.05E-06	8.05E-06	1.71E-05	1.71E-05	1.71E-01	2.44E-01	1.70E-05	1.33E-05	1.86E-05	5.31E-09
Béryllium	5.35E-08	5.35E-08	1.14E-07	1.14E-07	1.14E-03	1.63E-03	1.14E-07	8.91E-08	1.24E-07	1.42E-13
Bore	1.07E-06	1.07E-06	2.28E-06	2.28E-06	2.28E-02	3.26E-02	2.27E-06	1.78E-06	2.48E-06	2.13E-09
Cadmium	2.67E-08	2.67E-08	5.71E-08	5.71E-08	5.71E-04	8.15E-04	5.68E-08	4.45E-08	6.21E-08	3.47E-11
Chrome trivalent	1.18E-04	1.18E-04	2.51E-04	2.51E-04	2.51E+00	3.59E+00	2.50E-04	1.96E-04	2.73E-04	3.12E-07
Cobalt	2.67E-07	2.67E-07	5.71E-07	5.71E-07	5.71E-03	8.15E-03	5.68E-07	4.45E-07	6.21E-07	7.09E-10
Cuivre	7.49E-06	7.49E-06	1.60E-05	1.60E-05	1.60E-01	2.28E-01	1.59E-05	1.25E-05	1.74E-05	1.98E-08
Étain	1.87E-06	1.87E-06	3.99E-06	3.99E-06	3.99E-02	5.70E-02	3.98E-06	3.12E-06	4.34E-06	2.48E-09
Fer	2.94E-02	2.94E-02	6.27E-02	6.27E-02	6.27E+02	8.96E+02	6.25E-02	4.90E-02	6.82E-02	1.17E-05
Manganèse	1.12E-05	1.12E-05	2.39E-05	2.39E-05	2.39E-01	3.42E-01	2.39E-05	1.87E-05	2.60E-05	4.46E-09
Mercure	1.12E-02	1.12E-02	1.14E-07	1.14E-07	1.35E-07	1.76E-07	9.54E-08	7.48E-08	1.04E-07	3.73E-12
Molybdène	2.67E-07	2.67E-07	5.71E-07	5.71E-07	5.71E-03	8.15E-03	5.68E-07	4.45E-07	6.21E-07	6.03E-10
Nickel	2.94E-06	2.94E-06	6.27E-06	6.27E-06	6.27E-02	8.96E-02	6.25E-06	4.90E-06	6.82E-06	8.33E-08
Plomb	7.21E-06	7.21E-06	1.54E-05	1.54E-05	1.54E-01	2.20E-01	1.53E-05	1.20E-05	1.68E-05	2.87E-09
Sélénium	1.07E-07	1.07E-07	2.28E-07	2.28E-07	2.28E-03	3.26E-03	2.27E-07	1.78E-07	2.48E-07	1.42E-09
Titane	6.15E-04	6.15E-04	1.31E-03	1.31E-03	1.31E+01	1.87E+01	1.30E-03	1.02E-03	1.42E-03	8.14E-06
Vanadium	9.38E-05	9.38E-05	2.00E-04	2.00E-04	2.00E+00	2.85E+00	1.99E-04	1.56E-04	2.17E-04	2.48E-09
Zinc	6.42E-06	6.42E-06	1.37E-05	1.37E-05	1.37E-01	1.96E-01	1.37E-05	1.07E-05	1.49E-05	8.53E-08

Les équations et paramètres utilisés pour les modélisations sont présentés à l'annexe E.

a Concentrations estimées à partir des concentrations additionnelles de métaux dans les PM₁₀ (air ambiant). Il a été considéré que les périodes estivale et hivernale duraient 6 mois chacune. Ces concentrations ont été utilisées pour estimer l'exposition par inhalation.

b Concentrations estimées à partir des concentrations additionnelles de métaux dans les PST (air ambiant). Il a été considéré que les périodes estivale et hivernale duraient 6 mois chacune. Ces concentrations ont été utilisées pour estimer le transfert des métaux de l'air vers les poussières intérieures.

c Concentrations estimées à partir des concentrations (PST) dans l'air intérieur

d Concentrations estimées à partir des concentrations dans l'air ambiant (PST)

e Concentrations surestimées car tenant compte de l'exposition de la mère aux métaux dans les PST (pour toutes les voies)

Concentrations bruit de fond estimées dans les milieux environnementaux

Milieu environnemental et/ou saison	Air extérieur ^a		Air intérieur		Poussières intérieures	
	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver
Substances	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	mg/kg	mg/kg
Aluminium	1.47E-01	1.47E-01	1.03E-01	1.03E-01	4.92E+03	7.35E+02
Antimoine	7.00E-03	7.00E-03	4.90E-03	4.90E-03	2.48E+01	3.50E+01
Argent	5.00E-03	5.00E-03	3.50E-03	3.50E-03	1.76E+01	2.50E+01
Arsenic	2.00E-03	2.00E-03	1.40E-03	1.40E-03	7.75E+00	1.00E+01
Baryum	2.50E-02	2.50E-02	1.75E-02	1.75E-02	1.22E+02	1.25E+02
Bore	2.50E-05	2.50E-05	1.75E-05	1.75E-05	8.38E-01	1.25E-01
Cadmium	3.00E-03	3.00E-03	2.10E-03	2.10E-03	1.06E+01	1.50E+01
Chrome trivalent	1.00E-02	1.00E-02	7.00E-03	7.00E-03	4.17E+01	5.00E+01
Cobalt	7.60E-05	7.60E-05	5.32E-05	5.32E-05	2.55E+00	3.80E-01
Cuivre	1.32E-04	1.32E-04	9.21E-05	9.24E-05	4.41E+00	6.60E-01
Étain	2.00E-05	2.00E-05	1.40E-05	1.40E-05	6.70E-01	1.00E-01
Fer	1.68E-01	1.68E-01	1.18E-01	1.18E-01	5.63E+03	8.40E+02
Manganèse	2.00E-02	2.00E-02	1.40E-02	1.40E-02	1.46E+02	1.00E+02
Mercure	2.00E-03	2.00E-03	1.32E-02	1.32E-02	3.59E-01	8.47E-02
Molybdène	5.00E-06	5.00E-06	3.50E-06	3.50E-06	1.68E-01	2.50E-02
Nickel	2.30E-04	2.30E-04	1.61E-04	1.61E-04	7.70E+00	1.15E+00
Plomb	2.50E-02	2.50E-02	1.75E-02	1.75E-02	9.16E+01	1.25E+02
Sélénium	5.00E-06	5.00E-06	3.50E-06	3.50E-06	1.68E-01	2.50E-02
Titane	6.88E-03	6.88E-03	4.82E-03	4.82E-03	2.30E+02	3.44E+01
Vanadium	1.00E-02	1.00E-02	7.00E-03	7.00E-03	4.30E+01	5.00E+01
Zinc	6.34E-04	6.34E-04	4.44E-04	4.44E-04	21.25	3.17

ANNEXE H

Détails des doses d'exposition
chronique estimées (métaux)

Détail des doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition bruit de fond estimées par modélisation du transfert multimédia

Nourrissons (0-6 mois)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation				
	Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
	Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium	4.59E-03	0.00E+00	7.35E-03	1.10E-03	0.00E+00	0.00E+00	4.03E-06	0.00E+00	2.54E-04	1.51E-05	7.70E-06	1.71E-06	4.70E-05	5.12E-05	
Antimoine	4.89E-05	0.00E+00	3.70E-05	5.23E-05	0.00E+00	0.00E+00	4.29E-08	0.00E+00	1.28E-06	7.21E-07	3.67E-07	8.17E-08	2.24E-06	2.44E-06	
Argent	2.44E-07	0.00E+00	2.62E-05	3.73E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.29E-10	0.00E+00	9.05E-07	5.15E-07	2.62E-07	5.83E-08	1.60E-06	1.74E-06	
Arsenic	4.89E-05	0.00E+00	1.16E-05	1.49E-05	0.00E+00	0.00E+00	4.29E-08	0.00E+00	1.60E-06	8.24E-07	1.05E-07	2.33E-08	6.39E-07	6.96E-07	
Baryum	9.78E-04	0.00E+00	1.82E-04	1.87E-04	0.00E+00	0.00E+00	8.58E-07	0.00E+00	6.28E-06	2.58E-06	1.31E-06	2.92E-07	7.99E-06	8.70E-06	
Béryllium	3.91E-04	0.00E+00	1.25E-07	1.87E-08	0.00E+00	0.00E+00	3.43E-07	0.00E+00	4.31E-09	2.58E-10	1.31E-10	2.92E-11	7.99E-10	8.70E-10	
Bore	9.78E-04	0.00E+00	1.25E-06	1.87E-07	0.00E+00	0.00E+00	8.58E-07	0.00E+00	4.31E-08	2.58E-09	1.31E-09	2.92E-10	7.99E-09	8.70E-09	
Cadmium	2.44E-05	0.00E+00	1.58E-05	2.24E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.15E-08	0.00E+00	5.45E-08	3.09E-08	1.57E-07	3.50E-08	9.59E-07	1.04E-06	
Chrome trivalent	4.89E-05	0.00E+00	6.22E-05	7.46E-05	0.00E+00	0.00E+00	4.29E-08	0.00E+00	2.15E-06	1.03E-06	5.24E-07	1.17E-07	3.20E-06	3.48E-06	
Cobalt	1.08E-04	0.00E+00	3.80E-06	5.67E-07	0.00E+00	0.00E+00	9.44E-08	0.00E+00	1.31E-07	7.83E-09	3.98E-09	8.87E-10	2.43E-08	2.65E-08	
Cuivre	1.76E-02	0.00E+00	6.58E-06	9.85E-07	0.00E+00	0.00E+00	1.54E-05	0.00E+00	2.27E-07	1.36E-08	6.89E-09	1.54E-09	4.20E-08	4.60E-08	
Étain	2.15E-04	0.00E+00	1.00E-06	1.49E-07	0.00E+00	0.00E+00	1.89E-07	0.00E+00	3.45E-08	2.06E-09	1.05E-09	2.33E-10	6.39E-09	6.96E-09	
Fer	8.80E-04	0.00E+00	8.40E-03	1.25E-03	0.00E+00	0.00E+00	7.72E-07	0.00E+00	2.90E-04	1.73E-05	8.80E-06	1.96E-06	5.37E-05	5.85E-05	
Manganèse	1.27E-03	0.00E+00	2.17E-04	1.49E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.12E-06	0.00E+00	7.50E-06	2.06E-06	1.05E-06	2.33E-07	6.39E-06	6.96E-06	
Mercuré	4.89E-06	0.00E+00	5.36E-07	1.26E-07	2.11E-10	9.46E-12	4.29E-09	0.00E+00	1.85E-08	1.74E-09	1.05E-07	2.33E-08	6.01E-06	6.54E-06	
Molybdène	9.78E-05	0.00E+00	2.50E-07	3.73E-08	0.00E+00	0.00E+00	8.58E-08	0.00E+00	8.63E-09	5.15E-10	2.62E-10	5.83E-11	1.60E-09	1.74E-09	
Nickel	1.27E-04	0.00E+00	1.15E-05	1.72E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.12E-08	0.00E+00	1.59E-06	9.48E-08	1.20E-08	2.68E-09	7.35E-08	8.01E-08	
Plomb	4.89E-05	0.00E+00	1.37E-04	1.87E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.72E-10	0.00E+00	4.72E-06	2.58E-06	1.31E-06	2.92E-07	7.99E-06	8.70E-06	
Sélénium	9.78E-05	0.00E+00	2.50E-07	3.73E-08	0.00E+00	0.00E+00	8.58E-08	0.00E+00	8.63E-09	5.15E-10	2.62E-10	5.83E-11	1.60E-09	1.74E-09	
Titane	2.05E-04	0.00E+00	3.44E-04	5.14E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.80E-07	0.00E+00	1.19E-05	7.09E-07	3.60E-07	8.03E-08	2.20E-06	2.40E-06	
Vanadium	4.20E-04	0.00E+00	6.43E-05	7.46E-05	0.00E+00	0.00E+00	3.69E-07	0.00E+00	2.22E-06	1.03E-06	5.24E-07	1.17E-07	3.20E-06	3.48E-06	
Zinc	5.57E-03	0.00E+00	3.17E-05	4.73E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.94E-06	0.00E+00	1.09E-06	6.53E-08	3.32E-08	7.40E-09	2.03E-07	2.21E-07	

Tout-petits (0,5-4 ans)

Voie d'exposition Milieu d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation				
	Période	Eau annuelle	Poussières			Air		Eau annuelle	Sol été	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
			été	été	hiver	été	hiver			été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium		2.87E-03	4.19E-02	1.40E-02	2.10E-03	0.00E+00	0.00E+00	3.03E-06	2.85E-03	1.91E-04	0.00E+00	1.14E-05	2.04E-06	4.11E-05	4.61E-05
Antimoine		3.05E-05	2.85E-06	7.07E-05	9.99E-05	0.00E+00	0.00E+00	3.23E-08	1.94E-07	9.60E-07	0.00E+00	5.42E-07	9.70E-08	1.96E-06	2.20E-06
Argent		1.53E-07	7.13E-07	5.01E-05	7.13E-05	0.00E+00	0.00E+00	9.68E-11	4.84E-08	6.81E-07	0.00E+00	3.87E-07	6.93E-08	1.40E-06	1.57E-06
Arsenic		3.05E-05	7.13E-06	2.21E-05	2.85E-05	0.00E+00	0.00E+00	3.23E-08	1.94E-06	1.20E-06	0.00E+00	6.20E-07	2.77E-08	5.60E-07	6.27E-07
Baryum		6.11E-04	3.28E-04	3.48E-04	3.57E-04	0.00E+00	0.00E+00	6.45E-07	2.23E-05	4.73E-06	0.00E+00	1.94E-06	3.47E-07	7.00E-06	7.84E-06
Béryllium		2.44E-04	7.13E-07	2.39E-07	3.57E-08	0.00E+00	0.00E+00	2.58E-07	4.84E-08	3.24E-09	0.00E+00	1.94E-10	3.47E-11	7.00E-10	7.84E-10
Bore		6.11E-04	7.13E-06	2.39E-06	3.57E-07	0.00E+00	0.00E+00	6.45E-07	4.84E-07	3.24E-08	0.00E+00	1.94E-09	3.47E-10	7.00E-09	7.84E-09
Cadmium		1.53E-05	7.13E-07	3.02E-05	4.28E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.61E-08	4.84E-09	4.10E-08	0.00E+00	2.32E-08	4.16E-08	8.40E-07	9.41E-07
Chrome trivalent		3.05E-05	6.36E-05	1.19E-04	1.43E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.23E-08	4.31E-06	1.61E-06	0.00E+00	7.75E-07	1.39E-07	2.80E-06	3.14E-06
Cobalt		6.72E-05	2.17E-05	7.26E-06	1.08E-06	0.00E+00	0.00E+00	7.10E-08	1.47E-06	9.86E-08	0.00E+00	5.89E-09	1.05E-09	2.13E-08	2.38E-08
Cuivre		1.10E-02	3.75E-05	1.26E-05	1.88E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.16E-05	2.55E-06	1.71E-07	0.00E+00	1.02E-08	1.83E-09	3.68E-08	4.14E-08
Étain		1.34E-04	5.70E-06	1.91E-06	2.85E-07	0.00E+00	0.00E+00	1.42E-07	3.87E-07	2.59E-08	0.00E+00	1.55E-09	2.77E-10	5.60E-09	6.27E-09
Fer		5.50E-04	4.79E-02	1.61E-02	2.40E-03	0.00E+00	0.00E+00	5.81E-07	3.25E-03	2.18E-04	0.00E+00	1.30E-05	2.33E-06	4.70E-05	5.27E-05
Manganèse		7.94E-04	7.20E-04	4.16E-04	2.85E-04	0.00E+00	0.00E+00	8.39E-07	4.89E-05	5.64E-06	0.00E+00	1.55E-06	2.77E-07	5.60E-06	6.27E-06
Mercurure		3.05E-06	2.80E-06	1.02E-06	2.42E-07	1.54E-10	7.07E-12	3.23E-09	1.90E-07	1.39E-08	0.00E+00	1.31E-09	2.77E-08	5.26E-06	5.89E-06
Molybdène		6.11E-05	1.43E-06	4.78E-07	7.13E-08	0.00E+00	0.00E+00	6.45E-08	9.68E-08	6.49E-09	0.00E+00	3.87E-10	6.93E-11	1.40E-09	1.57E-09
Nickel		7.94E-05	6.55E-05	2.20E-05	3.28E-06	0.00E+00	0.00E+00	8.39E-09	1.78E-05	1.19E-06	0.00E+00	7.13E-08	3.19E-09	6.43E-08	7.22E-08
Plomb		3.05E-05	3.94E-05	2.61E-04	3.57E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.29E-10	2.68E-06	3.55E-06	0.00E+00	1.94E-06	3.47E-07	7.00E-06	7.84E-06
Sélénium		6.11E-05	1.43E-06	4.78E-07	7.13E-08	0.00E+00	0.00E+00	6.45E-08	9.68E-08	6.49E-09	0.00E+00	3.87E-10	6.93E-11	1.40E-09	1.57E-09
Titane		1.28E-04	1.96E-03	6.57E-04	9.82E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.36E-07	1.33E-04	8.92E-06	0.00E+00	5.33E-07	9.54E-08	1.93E-06	2.16E-06
Vanadium		2.63E-04	7.65E-05	1.23E-04	1.43E-04	0.00E+00	0.00E+00	2.78E-07	5.19E-06	1.67E-06	0.00E+00	7.75E-07	1.39E-07	2.80E-06	3.14E-06
Zinc		3.48E-03	1.81E-04	6.06E-05	9.04E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.21E-06	1.23E-05	8.23E-07	0.00E+00	4.91E-08	8.79E-09	1.78E-07	1.99E-07

Enfants (5-11 ans)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation			
Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium	1.85E-03	8.46E-03	2.83E-03	4.23E-04	0.00E+00	0.00E+00	2.54E-06	2.38E-03	1.60E-04	9.53E-06	7.58E-06	1.69E-06	3.41E-05	3.82E-05
Antimoine	1.97E-05	5.76E-07	1.43E-05	2.02E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.70E-08	1.62E-07	8.04E-07	4.54E-07	3.61E-07	8.04E-08	1.62E-06	1.82E-06
Argent	9.85E-08	1.44E-07	1.01E-05	1.44E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.10E-11	4.05E-08	5.69E-07	3.24E-07	2.58E-07	5.75E-08	1.16E-06	1.30E-06
Arsenic	1.97E-05	1.44E-06	4.46E-06	5.76E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.70E-08	1.62E-06	1.00E-06	5.19E-07	1.03E-07	2.30E-08	4.64E-07	5.20E-07
Baryum	3.94E-04	6.63E-05	7.02E-05	7.20E-05	0.00E+00	0.00E+00	5.40E-07	1.86E-05	3.95E-06	1.62E-06	1.29E-06	2.87E-07	5.80E-06	6.50E-06
Béryllium	1.58E-04	1.44E-07	4.82E-08	7.20E-09	0.00E+00	0.00E+00	2.16E-07	4.05E-08	2.71E-09	1.62E-10	1.29E-10	2.87E-11	5.80E-10	6.50E-10
Bore	3.94E-04	1.44E-06	4.82E-07	7.20E-08	0.00E+00	0.00E+00	5.40E-07	4.05E-07	2.71E-08	1.62E-09	1.29E-09	2.87E-10	5.80E-09	6.50E-09
Cadmium	9.85E-06	1.44E-07	6.09E-06	8.64E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.35E-08	4.05E-09	3.43E-08	1.94E-08	1.55E-07	3.45E-08	6.96E-07	7.80E-07
Chrome trivalent	1.97E-05	1.28E-05	2.40E-05	2.88E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.70E-08	3.61E-06	1.35E-06	6.48E-07	5.15E-07	1.15E-07	2.32E-06	2.60E-06
Cobalt	4.33E-05	4.38E-06	1.47E-06	2.19E-07	0.00E+00	0.00E+00	5.94E-08	1.23E-06	8.25E-08	4.93E-09	3.92E-09	8.73E-10	1.76E-08	1.98E-08
Cuivre	7.09E-03	7.57E-06	2.54E-06	3.80E-07	0.00E+00	0.00E+00	9.72E-06	2.13E-06	1.43E-07	8.56E-09	6.78E-09	1.52E-09	3.05E-08	3.43E-08
Étain	8.67E-05	1.15E-06	3.86E-07	5.76E-08	0.00E+00	0.00E+00	1.19E-07	3.24E-07	2.17E-08	1.30E-09	1.03E-09	2.30E-10	4.64E-09	5.20E-09
Fer	3.55E-04	9.67E-03	3.24E-03	4.84E-04	0.00E+00	0.00E+00	4.86E-07	2.72E-03	1.82E-04	1.09E-05	8.66E-06	1.93E-06	3.90E-05	4.37E-05
Manganèse	5.12E-04	1.45E-04	8.39E-05	5.76E-05	0.00E+00	0.00E+00	7.02E-07	4.09E-05	4.72E-06	1.30E-06	1.03E-06	2.30E-07	4.64E-06	5.20E-06
Mercurure	1.97E-06	5.64E-07	2.07E-07	4.88E-08	1.29E-10	5.92E-12	2.70E-09	1.59E-07	1.16E-08	1.10E-09	1.03E-07	2.30E-08	4.36E-06	4.89E-06
Molybdène	3.94E-05	2.88E-07	9.64E-08	1.44E-08	0.00E+00	0.00E+00	5.40E-08	8.10E-08	5.43E-09	3.24E-10	2.58E-10	5.75E-11	1.16E-09	1.30E-09
Nickel	5.12E-05	1.32E-05	4.43E-06	6.62E-07	0.00E+00	0.00E+00	7.02E-09	1.49E-05	9.98E-07	5.96E-08	1.18E-08	2.64E-09	5.33E-08	5.98E-08
Plomb	1.97E-05	7.96E-06	5.28E-05	7.20E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.08E-10	2.24E-06	2.97E-06	1.62E-06	1.29E-06	2.87E-07	5.80E-06	6.50E-06
Sélénium	3.94E-05	2.88E-07	9.64E-08	1.44E-08	0.00E+00	0.00E+00	5.40E-08	8.10E-08	5.43E-09	3.24E-10	2.58E-10	5.75E-11	1.16E-09	1.30E-09
Titane	8.28E-05	3.96E-04	1.33E-04	1.98E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.13E-07	1.11E-04	7.47E-06	4.46E-07	3.55E-07	7.91E-08	1.60E-06	1.79E-06
Vanadium	1.69E-04	1.54E-05	2.48E-05	2.88E-05	0.00E+00	0.00E+00	2.32E-07	4.35E-06	1.39E-06	6.48E-07	5.15E-07	1.15E-07	2.32E-06	2.60E-06
Zinc	2.25E-03	3.65E-05	1.22E-05	1.83E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.85E-06	1.03E-05	6.89E-07	4.11E-08	3.27E-08	7.28E-09	1.47E-07	1.65E-07

Adolescents (12-19 ans)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation				
	Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
		Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été
Aluminium		1.18E-03	2.42E-03	8.11E-04	1.21E-04	0.00E+00	0.00E+00	2.07E-06	6.81E-04	1.30E-04	7.78E-06	7.06E-06	1.06E-06	2.56E-05	2.98E-05
Antimoine		1.25E-05	1.65E-07	4.08E-06	5.76E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.21E-08	4.63E-08	6.56E-07	3.71E-07	3.36E-07	5.02E-08	1.22E-06	1.42E-06
Argent		6.27E-08	4.12E-08	2.89E-06	4.12E-06	0.00E+00	0.00E+00	6.62E-11	1.16E-08	4.65E-07	2.65E-07	2.40E-07	3.59E-08	8.71E-07	1.01E-06
Arsenic		1.25E-05	4.12E-07	1.28E-06	1.65E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.21E-08	4.63E-07	8.21E-07	4.24E-07	9.60E-08	1.44E-08	3.49E-07	4.06E-07
Baryum		2.51E-04	1.89E-05	2.01E-05	2.06E-05	0.00E+00	0.00E+00	4.41E-07	5.33E-06	3.23E-06	1.32E-06	1.20E-06	1.79E-07	4.36E-06	5.07E-06
Béryllium		1.00E-04	4.12E-08	1.38E-08	2.06E-09	0.00E+00	0.00E+00	1.76E-07	1.16E-08	2.22E-09	1.32E-10	1.20E-10	1.79E-11	4.36E-10	5.07E-10
Bore		2.51E-04	4.12E-07	1.38E-07	2.06E-08	0.00E+00	0.00E+00	4.41E-07	1.16E-07	2.22E-08	1.32E-09	1.20E-09	1.79E-10	4.36E-09	5.07E-09
Cadmium		6.27E-06	4.12E-08	1.74E-06	2.47E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.10E-08	1.16E-09	2.80E-08	1.59E-08	1.44E-07	2.15E-08	5.23E-07	6.09E-07
Chrome trivalent		1.25E-05	3.67E-06	6.86E-06	8.23E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.21E-08	1.03E-06	1.10E-06	5.30E-07	4.80E-07	7.18E-08	1.74E-06	2.03E-06
Cobalt		2.76E-05	1.25E-06	4.19E-07	6.26E-08	0.00E+00	0.00E+00	4.85E-08	3.52E-07	6.74E-08	4.02E-09	3.65E-09	5.45E-10	1.32E-08	1.54E-08
Cuivre		4.51E-03	2.16E-06	7.25E-07	1.09E-07	0.00E+00	0.00E+00	7.94E-06	6.09E-07	1.17E-07	6.99E-09	6.31E-09	9.47E-10	2.29E-08	2.68E-08
Étain		5.52E-05	3.29E-07	1.10E-07	1.65E-08	0.00E+00	0.00E+00	9.71E-08	9.26E-08	1.77E-08	1.06E-09	9.60E-10	1.44E-10	3.49E-09	4.06E-09
Fer		2.26E-04	2.77E-03	9.26E-04	1.38E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.97E-07	7.78E-04	1.49E-04	8.90E-06	8.07E-06	1.21E-06	2.93E-05	3.41E-05
Manganèse		3.26E-04	4.15E-05	2.40E-05	1.65E-05	0.00E+00	0.00E+00	5.73E-07	1.17E-05	3.86E-06	1.06E-06	9.60E-07	1.44E-07	3.49E-06	4.06E-06
Mercuré		1.25E-06	1.61E-07	5.91E-08	1.39E-08	1.03E-10	4.86E-12	2.21E-09	4.54E-08	9.50E-09	8.97E-10	9.60E-08	1.44E-08	3.27E-06	3.81E-06
Molybdène		2.51E-05	8.23E-08	2.76E-08	4.12E-09	0.00E+00	0.00E+00	4.41E-08	2.32E-08	4.43E-09	2.65E-10	2.40E-10	3.59E-11	8.71E-10	1.01E-09
Nickel		3.26E-05	3.78E-06	1.27E-06	1.89E-07	0.00E+00	0.00E+00	5.73E-09	4.26E-06	8.15E-07	4.87E-08	1.10E-08	1.65E-09	4.01E-08	4.67E-08
Plomb		1.25E-05	2.27E-06	1.51E-05	2.06E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.82E-11	6.40E-07	2.43E-06	1.32E-06	1.20E-06	1.79E-07	4.36E-06	5.07E-06
Sélénium		2.51E-05	8.23E-08	2.76E-08	4.12E-09	0.00E+00	0.00E+00	4.41E-08	2.32E-08	4.43E-09	2.65E-10	2.40E-10	3.59E-11	8.71E-10	1.01E-09
Titane		5.26E-05	1.13E-04	3.79E-05	5.66E-06	0.00E+00	0.00E+00	9.26E-08	3.19E-05	6.10E-06	3.64E-07	3.30E-07	4.94E-08	1.20E-06	1.40E-06
Vanadium		1.08E-04	4.42E-06	7.09E-06	8.23E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.90E-07	1.24E-06	1.14E-06	5.30E-07	4.80E-07	7.18E-08	1.74E-06	2.03E-06
Zinc		1.43E-03	1.04E-05	3.50E-06	5.22E-07	0.00E+00	0.00E+00	1.51E-06	2.94E-06	5.63E-07	3.36E-08	3.05E-08	4.55E-09	1.11E-07	1.29E-07

Adultes (20 ans et +)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation				
	Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
				été	hiver	été	hiver			été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium		1.20E-03	1.97E-03	6.59E-04	9.84E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.94E-06	6.39E-04	1.22E-04	7.30E-06	3.37E-06	7.51E-07	2.06E-05	2.24E-05
Antimoine		1.28E-05	1.34E-07	3.32E-06	4.68E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.07E-08	4.35E-08	6.16E-07	3.48E-07	1.61E-07	3.58E-08	9.80E-07	1.07E-06
Argent		6.38E-08	3.34E-08	2.35E-06	3.35E-06	0.00E+00	0.00E+00	6.21E-11	1.09E-08	4.36E-07	2.48E-07	1.15E-07	2.56E-08	7.00E-07	7.63E-07
Arsenic		1.28E-05	3.34E-07	1.04E-06	1.34E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.07E-08	4.35E-07	7.70E-07	3.97E-07	4.59E-08	1.02E-08	2.80E-07	3.05E-07
Baryum		2.55E-04	1.54E-05	1.63E-05	1.67E-05	0.00E+00	0.00E+00	4.14E-07	5.00E-06	3.03E-06	1.24E-06	5.74E-07	1.28E-07	3.50E-06	3.81E-06
Béryllium		1.02E-04	3.34E-08	1.12E-08	1.67E-09	0.00E+00	0.00E+00	1.66E-07	1.09E-08	2.08E-09	1.24E-10	5.74E-11	1.28E-11	3.50E-10	3.81E-10
Bore		2.55E-04	3.34E-07	1.12E-07	1.67E-08	0.00E+00	0.00E+00	4.14E-07	1.09E-07	2.08E-08	1.24E-09	5.74E-10	1.28E-10	3.50E-09	3.81E-09
Cadmium		6.38E-06	3.34E-08	1.41E-06	2.01E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.03E-08	1.09E-09	2.63E-08	1.49E-08	6.89E-08	1.53E-08	4.20E-07	4.58E-07
Chrome trivalent		1.28E-05	2.98E-06	5.58E-06	6.69E-06	0.00E+00	0.00E+00	2.07E-08	9.68E-07	1.03E-06	4.97E-07	2.30E-07	5.11E-08	1.40E-06	1.53E-06
Cobalt		2.81E-05	1.02E-06	3.41E-07	5.09E-08	0.00E+00	0.00E+00	4.55E-08	3.30E-07	6.32E-08	3.78E-09	1.74E-09	3.88E-10	1.06E-08	1.16E-08
Cuivre		4.59E-03	1.76E-06	5.89E-07	8.83E-08	0.00E+00	0.00E+00	7.45E-06	5.71E-07	1.09E-07	6.56E-09	3.02E-09	6.75E-10	1.84E-08	2.01E-08
Étain		5.61E-05	2.68E-07	8.96E-08	1.34E-08	0.00E+00	0.00E+00	9.10E-08	8.69E-08	1.66E-08	9.93E-10	4.59E-10	1.02E-10	2.80E-09	3.05E-09
Fer		2.30E-04	2.25E-03	7.53E-04	1.12E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.72E-07	7.30E-04	1.40E-04	8.35E-06	3.86E-06	8.59E-07	2.35E-05	2.56E-05
Manganèse		3.32E-04	3.38E-05	1.95E-05	1.34E-05	0.00E+00	0.00E+00	5.38E-07	1.10E-05	3.62E-06	9.93E-07	4.59E-07	1.02E-07	2.80E-06	3.05E-06
Mercurure		1.28E-06	1.31E-07	4.80E-08	1.13E-08	1.02E-10	4.56E-12	2.07E-09	4.26E-08	8.91E-09	8.41E-10	4.59E-08	1.02E-08	2.63E-06	2.87E-06
Molybdène		2.55E-05	6.69E-08	2.24E-08	3.35E-09	0.00E+00	0.00E+00	4.14E-08	2.17E-08	4.16E-09	2.48E-10	1.15E-10	2.56E-11	7.00E-10	7.63E-10
Nickel		3.32E-05	3.07E-06	1.03E-06	1.54E-07	0.00E+00	0.00E+00	5.38E-09	3.99E-06	7.65E-07	4.57E-08	5.27E-09	1.18E-09	3.22E-08	3.51E-08
Plomb		1.28E-05	1.85E-06	1.23E-05	1.67E-05	0.00E+00	0.00E+00	8.28E-11	6.00E-07	2.28E-06	1.24E-06	5.74E-07	1.28E-07	3.50E-06	3.81E-06
Sélénium		2.55E-05	6.69E-08	2.24E-08	3.35E-09	0.00E+00	0.00E+00	4.14E-08	2.17E-08	4.16E-09	2.48E-10	1.15E-10	2.56E-11	7.00E-10	7.63E-10
Titane		5.36E-05	9.20E-05	3.08E-05	4.60E-06	0.00E+00	0.00E+00	8.69E-08	2.99E-05	5.72E-06	3.42E-07	1.58E-07	3.52E-08	9.63E-07	1.05E-06
Vanadium		1.10E-04	3.59E-06	5.76E-06	6.69E-06	0.00E+00	0.00E+00	1.78E-07	1.17E-06	1.07E-06	4.97E-07	2.30E-07	5.11E-08	1.40E-06	1.53E-06
Zinc		1.45E-03	8.49E-06	2.84E-06	4.24E-07	0.00E+00	0.00E+00	1.42E-06	2.76E-06	5.28E-07	3.15E-08	1.46E-08	3.24E-09	8.88E-08	9.67E-08

Détail des doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles estimées

Nourrissons (0-6 mois)

Voie d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
Milieu d'exposition	Poussières		Fruits	Légumes	Lait	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	été	hiver	annuelle	annuelle	maternel	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium	4.6E-04	6.6E-04	1.6E-05	1.6E-05	4.0E-07	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-05	9.1E-06	1.1E-06	2.4E-07	6.6E-06	7.2E-06
Antimoine	8.5E-09	1.2E-08	3.1E-10	3.0E-10	3.7E-12	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-10	1.7E-10	2.0E-11	4.5E-12	1.2E-10	1.3E-10
Argent	3.4E-09	4.9E-09	1.2E-10	1.2E-10	3.7E-10	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-10	6.7E-11	8.0E-12	1.8E-12	4.9E-11	5.3E-11
Arsenic	5.1E-08	7.3E-08	1.8E-09	1.8E-09	2.4E-11	0.0E+00	0.0E+00	7.1E-09	4.0E-09	1.2E-10	2.7E-11	7.3E-10	8.0E-10
Baryum	2.5E-07	3.6E-07	9.1E-09	8.9E-09	5.6E-10	0.0E+00	0.0E+00	8.8E-09	5.0E-09	6.0E-10	1.3E-10	3.7E-09	4.0E-09
Béryllium	1.7E-09	2.4E-09	6.1E-11	6.0E-11	1.5E-14	0.0E+00	0.0E+00	5.9E-11	3.4E-11	4.0E-12	8.9E-13	2.4E-11	2.7E-11
Bore	3.4E-08	4.9E-08	1.2E-09	1.2E-09	2.2E-10	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-09	6.7E-10	8.0E-11	1.8E-11	4.9E-10	5.3E-10
Cadmium	8.5E-10	1.2E-09	3.1E-11	3.0E-11	3.7E-12	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-12	1.7E-12	2.0E-12	4.5E-13	1.2E-11	1.3E-11
Chrome trivalent	3.8E-06	5.4E-06	1.3E-07	1.3E-07	3.3E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-07	7.4E-08	8.8E-09	2.0E-09	5.4E-08	5.8E-08
Cobalt	8.5E-09	1.2E-08	3.1E-10	3.0E-10	7.5E-11	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-10	1.7E-10	2.0E-11	4.5E-12	1.2E-10	1.3E-10
Cuivre	2.4E-07	3.4E-07	8.5E-09	8.3E-09	2.1E-09	0.0E+00	0.0E+00	8.2E-09	4.7E-09	5.6E-10	1.2E-10	3.4E-09	3.7E-09
Étain	6.0E-08	8.5E-08	2.1E-09	2.1E-09	2.6E-10	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-09	1.2E-09	1.4E-10	3.1E-11	8.5E-10	9.3E-10
Fer	9.4E-04	1.3E-03	3.4E-05	3.3E-05	1.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	3.2E-05	1.8E-05	2.2E-06	4.9E-07	1.3E-05	1.5E-05
Manganèse	3.6E-07	5.1E-07	1.3E-08	1.3E-08	4.7E-10	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-08	7.0E-09	8.4E-10	1.9E-10	5.1E-09	5.6E-09
Mercuré	2.0E-13	2.6E-13	5.1E-11	5.0E-11	3.9E-13	2.0E-15	8.4E-17	7.0E-15	3.6E-15	2.8E-12	6.2E-13	5.1E-06	5.5E-06
Molybdène	8.5E-09	1.2E-08	3.1E-10	3.0E-10	6.4E-11	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-10	1.7E-10	2.0E-11	4.5E-12	1.2E-10	1.3E-10
Nickel	9.4E-08	1.3E-07	3.4E-09	3.3E-09	8.8E-09	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-08	7.4E-09	2.2E-10	4.9E-11	1.3E-09	1.5E-09
Plomb	2.3E-07	3.3E-07	8.2E-09	8.1E-09	3.0E-10	0.0E+00	0.0E+00	7.9E-09	4.5E-09	5.4E-10	1.2E-10	3.3E-09	3.6E-09
Sélénium	3.4E-09	4.9E-09	1.2E-10	1.2E-10	1.5E-10	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-10	6.7E-11	8.0E-12	1.8E-12	4.9E-11	5.3E-11
Titane	2.0E-05	2.8E-05	7.0E-07	6.8E-07	8.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	6.7E-07	3.9E-07	4.6E-08	1.0E-08	2.8E-07	3.1E-07
Vanadium	3.0E-06	4.3E-06	1.1E-07	1.0E-07	2.6E-10	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-07	5.9E-08	7.0E-09	1.6E-09	4.3E-08	4.7E-08
Zinc	2.0E-07	2.9E-07	7.3E-09	7.2E-09	9.0E-09	0.0E+00	0.0E+00	7.1E-09	4.0E-09	4.8E-10	1.1E-10	2.9E-09	3.2E-09

Tout-petits (0,5-4 ans)

Voie d'exposition Milieu d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation				
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait maternel	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur		
	Période	été	hiver	annuelle		annuelle	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium		8.8E-04	1.3E-03	6.2E-05	2.1E-05		0.0E+00	0.0E+00	1.2E-05	6.8E-06	1.3E-06	2.9E-07	5.8E-06	6.5E-06
Antimoine		1.6E-08	2.3E-08	1.1E-09	3.8E-10		0.0E+00	0.0E+00	2.2E-10	1.3E-10	2.4E-11	5.3E-12	1.1E-10	1.2E-10
Argent		6.5E-09	9.3E-09	4.6E-10	1.5E-10		0.0E+00	0.0E+00	8.8E-11	5.1E-11	9.5E-12	2.1E-12	4.3E-11	4.8E-11
Arsenic		9.8E-08	1.4E-07	6.9E-09	2.3E-09		0.0E+00	0.0E+00	5.3E-09	3.0E-09	1.4E-10	3.2E-11	6.4E-10	7.2E-10
Baryum		4.9E-07	7.0E-07	3.4E-08	1.1E-08		0.0E+00	0.0E+00	6.6E-09	3.8E-09	7.2E-10	1.6E-10	3.2E-09	3.6E-09
Béryllium		3.3E-09	4.7E-09	2.3E-10	7.7E-11		0.0E+00	0.0E+00	4.4E-11	2.5E-11	4.8E-12	1.1E-12	2.1E-11	2.4E-11
Bore		6.5E-08	9.3E-08	4.6E-09	1.5E-09		0.0E+00	0.0E+00	8.8E-10	5.1E-10	9.5E-11	2.1E-11	4.3E-10	4.8E-10
Cadmium		1.6E-09	2.3E-09	1.1E-10	3.8E-11		0.0E+00	0.0E+00	2.2E-12	1.3E-12	2.4E-12	5.3E-13	1.1E-11	1.2E-11
Chrome trivalent		7.2E-06	1.0E-05	5.0E-07	1.7E-07		0.0E+00	0.0E+00	9.7E-08	5.6E-08	1.0E-08	2.3E-09	4.7E-08	5.3E-08
Cobalt		1.6E-08	2.3E-08	1.1E-09	3.8E-10		0.0E+00	0.0E+00	2.2E-10	1.3E-10	2.4E-11	5.3E-12	1.1E-10	1.2E-10
Cuivre		4.6E-07	6.5E-07	3.2E-08	1.1E-08		0.0E+00	0.0E+00	6.2E-09	3.5E-09	6.7E-10	1.5E-10	3.0E-09	3.4E-09
Étain		1.1E-07	1.6E-07	8.0E-09	2.7E-09		0.0E+00	0.0E+00	1.5E-09	8.8E-10	1.7E-10	3.7E-11	7.5E-10	8.4E-10
Fer		1.8E-03	2.6E-03	1.3E-04	4.2E-05		0.0E+00	0.0E+00	2.4E-05	1.4E-05	2.6E-06	5.8E-07	1.2E-05	1.3E-05
Manganèse		6.8E-07	9.8E-07	4.8E-08	1.6E-08		0.0E+00	0.0E+00	9.3E-09	5.3E-09	9.9E-10	2.2E-10	4.5E-09	5.0E-09
Mercure		3.9E-13	5.0E-13	1.9E-10	6.4E-11		1.5E-15	6.3E-17	5.2E-15	2.7E-15	3.3E-12	7.4E-13	4.5E-06	5.0E-06
Molybdène		1.6E-08	2.3E-08	1.1E-09	3.8E-10		0.0E+00	0.0E+00	2.2E-10	1.3E-10	2.4E-11	5.3E-12	1.1E-10	1.2E-10
Nickel		1.8E-07	2.6E-07	1.3E-08	4.2E-09		0.0E+00	0.0E+00	9.7E-09	5.6E-09	2.6E-10	5.8E-11	1.2E-09	1.3E-09
Plomb		4.4E-07	6.3E-07	3.1E-08	1.0E-08		0.0E+00	0.0E+00	6.0E-09	3.4E-09	6.4E-10	1.4E-10	2.9E-09	3.2E-09
Sélénium		6.5E-09	9.3E-09	4.6E-10	1.5E-10		0.0E+00	0.0E+00	8.8E-11	5.1E-11	9.5E-12	2.1E-12	4.3E-11	4.8E-11
Titane		3.7E-05	5.3E-05	2.6E-06	8.8E-07		0.0E+00	0.0E+00	5.1E-07	2.9E-07	5.5E-08	1.2E-08	2.5E-07	2.8E-07
Vanadium		5.7E-06	8.1E-06	4.0E-07	1.3E-07		0.0E+00	0.0E+00	7.7E-08	4.4E-08	8.3E-09	1.9E-09	3.8E-08	4.2E-08
Zinc		3.9E-07	5.6E-07	2.8E-08	9.2E-09		0.0E+00	0.0E+00	5.3E-09	3.0E-09	5.7E-10	1.3E-10	2.6E-09	2.9E-09

Enfants (5-11 ans)

Voie d'exposition Milieu d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation				
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait maternel	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur		
	Période	été	hiver	annuelle		annuelle	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium		1.8E-04	2.5E-04	3.4E-05	2.0E-05		0.0E+00	0.0E+00	1.0E-05	5.7E-06	1.1E-06	2.4E-07	4.8E-06	5.4E-06
Antimoine		3.3E-09	4.7E-09	6.3E-10	3.6E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.8E-10	1.1E-10	2.0E-11	4.4E-12	8.9E-11	9.9E-11
Argent		1.3E-09	1.9E-09	2.5E-10	1.5E-10		0.0E+00	0.0E+00	7.4E-11	4.2E-11	7.9E-12	1.8E-12	3.5E-11	4.0E-11
Arsenic		2.0E-08	2.8E-08	3.8E-09	2.2E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.4E-09	2.5E-09	1.2E-10	2.6E-11	5.3E-10	6.0E-10
Baryum		9.8E-08	1.4E-07	1.9E-08	1.1E-08		0.0E+00	0.0E+00	5.5E-09	3.2E-09	5.9E-10	1.3E-10	2.7E-09	3.0E-09
Béryllium		6.6E-10	9.4E-10	1.3E-10	7.3E-11		0.0E+00	0.0E+00	3.7E-11	2.1E-11	3.9E-12	8.8E-13	1.8E-11	2.0E-11
Bore		1.3E-08	1.9E-08	2.5E-09	1.5E-09		0.0E+00	0.0E+00	7.4E-10	4.2E-10	7.9E-11	1.8E-11	3.5E-10	4.0E-10
Cadmium		3.3E-10	4.7E-10	6.3E-11	3.6E-11		0.0E+00	0.0E+00	1.8E-12	1.1E-12	2.0E-12	4.4E-13	8.9E-12	9.9E-12
Chrome trivalent		1.4E-06	2.1E-06	2.8E-07	1.6E-07		0.0E+00	0.0E+00	8.1E-08	4.7E-08	8.7E-09	1.9E-09	3.9E-08	4.4E-08
Cobalt		3.3E-09	4.7E-09	6.3E-10	3.6E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.8E-10	1.1E-10	2.0E-11	4.4E-12	8.9E-11	9.9E-11
Cuivre		9.2E-08	1.3E-07	1.8E-08	1.0E-08		0.0E+00	0.0E+00	5.2E-09	3.0E-09	5.5E-10	1.2E-10	2.5E-09	2.8E-09
Étain		2.3E-08	3.3E-08	4.4E-09	2.5E-09		0.0E+00	0.0E+00	1.3E-09	7.4E-10	1.4E-10	3.1E-11	6.2E-10	6.9E-10
Fer		3.6E-04	5.2E-04	6.9E-05	4.0E-05		0.0E+00	0.0E+00	2.0E-05	1.2E-05	2.2E-06	4.8E-07	9.7E-06	1.1E-05
Manganèse		1.4E-07	2.0E-07	2.6E-08	1.5E-08		0.0E+00	0.0E+00	7.8E-09	4.4E-09	8.2E-10	1.8E-10	3.7E-09	4.2E-09
Mercuré		7.8E-14	1.0E-13	1.1E-10	6.1E-11		1.3E-15	5.3E-17	4.4E-15	2.3E-15	2.8E-12	6.1E-13	3.7E-06	4.1E-06
Molybdène		3.3E-09	4.7E-09	6.3E-10	3.6E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.8E-10	1.1E-10	2.0E-11	4.4E-12	8.9E-11	9.9E-11
Nickel		3.6E-08	5.2E-08	6.9E-09	4.0E-09		0.0E+00	0.0E+00	8.1E-09	4.6E-09	2.2E-10	4.8E-11	9.7E-10	1.1E-09
Plomb		8.9E-08	1.3E-07	1.7E-08	9.8E-09		0.0E+00	0.0E+00	5.0E-09	2.9E-09	5.3E-10	1.2E-10	2.4E-09	2.7E-09
Sélénium		1.3E-09	1.9E-09	2.5E-10	1.5E-10		0.0E+00	0.0E+00	7.4E-11	4.2E-11	7.9E-12	1.8E-12	3.5E-11	4.0E-11
Titane		7.5E-06	1.1E-05	1.4E-06	8.4E-07		0.0E+00	0.0E+00	4.2E-07	2.4E-07	4.5E-08	1.0E-08	2.0E-07	2.3E-07
Vanadium		1.1E-06	1.6E-06	2.2E-07	1.3E-07		0.0E+00	0.0E+00	6.5E-08	3.7E-08	6.9E-09	1.5E-09	3.1E-08	3.5E-08
Zinc		7.9E-08	1.1E-07	1.5E-08	8.8E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.4E-09	2.5E-09	4.7E-10	1.1E-10	2.1E-09	2.4E-09

Adolescents (12-19 ans)

Voie d'exposition Milieu d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait maternel	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
	été	hiver	annuelle	annuelle		été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium	5.1E-05	7.2E-05	1.7E-05	1.2E-05		0.0E+00	0.0E+00	8.2E-06	4.7E-06	9.9E-07	1.5E-07	3.6E-06	4.2E-06
Antimoine	9.4E-10	1.3E-09	3.2E-10	2.1E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.5E-10	8.6E-11	1.8E-11	2.7E-12	6.7E-11	7.7E-11
Argent	3.8E-10	5.4E-10	1.3E-10	8.5E-11		0.0E+00	0.0E+00	6.0E-11	3.5E-11	7.3E-12	1.1E-12	2.7E-11	3.1E-11
Arsenic	5.6E-09	8.1E-09	1.9E-09	1.3E-09		0.0E+00	0.0E+00	3.6E-09	2.1E-09	1.1E-10	1.6E-11	4.0E-10	4.6E-10
Baryum	2.8E-08	4.0E-08	9.6E-09	6.4E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.5E-09	2.6E-09	5.5E-10	8.3E-11	2.0E-09	2.3E-09
Béryllium	1.9E-10	2.7E-10	6.4E-11	4.3E-11		0.0E+00	0.0E+00	3.0E-11	1.7E-11	3.7E-12	5.5E-13	1.3E-11	1.5E-11
Bore	3.8E-09	5.4E-09	1.3E-09	8.5E-10		0.0E+00	0.0E+00	6.0E-10	3.5E-10	7.3E-11	1.1E-11	2.7E-10	3.1E-10
Cadmium	9.4E-11	1.3E-10	3.2E-11	2.1E-11		0.0E+00	0.0E+00	1.5E-12	8.6E-13	1.8E-12	2.7E-13	6.7E-12	7.7E-12
Chrome trivalent	4.1E-07	5.9E-07	1.4E-07	9.4E-08		0.0E+00	0.0E+00	6.7E-08	3.8E-08	8.1E-09	1.2E-09	2.9E-08	3.4E-08
Cobalt	9.4E-10	1.3E-09	3.2E-10	2.1E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.5E-10	8.6E-11	1.8E-11	2.7E-12	6.7E-11	7.7E-11
Cuivre	2.6E-08	3.8E-08	9.0E-09	6.0E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.2E-09	2.4E-09	5.1E-10	7.7E-11	1.9E-09	2.2E-09
Étain	6.6E-09	9.4E-09	2.2E-09	1.5E-09		0.0E+00	0.0E+00	1.1E-09	6.0E-10	1.3E-10	1.9E-11	4.7E-10	5.4E-10
Fer	1.0E-04	1.5E-04	3.5E-05	2.3E-05		0.0E+00	0.0E+00	1.7E-05	9.5E-06	2.0E-06	3.0E-07	7.3E-06	8.5E-06
Manganèse	3.9E-08	5.6E-08	1.3E-08	8.9E-09		0.0E+00	0.0E+00	6.3E-09	3.6E-09	7.7E-10	1.1E-10	2.8E-09	3.2E-09
Mercure	2.2E-14	2.9E-14	5.4E-11	3.6E-11		1.0E-15	4.3E-17	3.6E-15	1.9E-15	2.6E-12	3.8E-13	2.8E-06	3.2E-06
Molybdène	9.4E-10	1.3E-09	3.2E-10	2.1E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.5E-10	8.6E-11	1.8E-11	2.7E-12	6.7E-11	7.7E-11
Nickel	1.0E-08	1.5E-08	3.5E-09	2.3E-09		0.0E+00	0.0E+00	6.6E-09	3.8E-09	2.0E-10	3.0E-11	7.3E-10	8.5E-10
Plomb	2.5E-08	3.6E-08	8.6E-09	5.8E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.1E-09	2.3E-09	4.9E-10	7.4E-11	1.8E-09	2.1E-09
Sélénium	3.8E-10	5.4E-10	1.3E-10	8.5E-11		0.0E+00	0.0E+00	6.0E-11	3.5E-11	7.3E-12	1.1E-12	2.7E-11	3.1E-11
Titane	2.2E-06	3.1E-06	7.3E-07	4.9E-07		0.0E+00	0.0E+00	3.5E-07	2.0E-07	4.2E-08	6.3E-09	1.5E-07	1.8E-07
Vanadium	3.3E-07	4.7E-07	1.1E-07	7.5E-08		0.0E+00	0.0E+00	5.3E-08	3.0E-08	6.4E-09	9.6E-10	2.3E-08	2.7E-08
Zinc	2.3E-08	3.2E-08	7.7E-09	5.1E-09		0.0E+00	0.0E+00	3.6E-09	2.1E-09	4.4E-10	6.6E-11	1.6E-09	1.9E-09

Adultes (20 ans et +)

Voie d'exposition Milieu d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation				
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait maternel	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur		
	Période	été	hiver	annuelle		annuelle	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Aluminium		4.1E-05	5.9E-05	1.2E-05	1.2E-05		0.0E+00	0.0E+00	7.6E-06	4.4E-06	4.7E-07	1.1E-07	2.9E-06	3.1E-06
Antimoine		7.6E-10	1.1E-09	2.2E-10	2.2E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.4E-10	8.1E-11	8.8E-12	2.0E-12	5.3E-11	5.8E-11
Argent		3.1E-10	4.4E-10	8.6E-11	8.9E-11		0.0E+00	0.0E+00	5.7E-11	3.2E-11	3.5E-12	7.8E-13	2.1E-11	2.3E-11
Arsenic		4.6E-09	6.5E-09	1.3E-09	1.3E-09		0.0E+00	0.0E+00	3.4E-09	1.9E-09	5.3E-11	1.2E-11	3.2E-10	3.5E-10
Baryum		2.3E-08	3.3E-08	6.5E-09	6.7E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.2E-09	2.4E-09	2.6E-10	5.9E-11	1.6E-09	1.8E-09
Béryllium		1.5E-10	2.2E-10	4.3E-11	4.5E-11		0.0E+00	0.0E+00	2.8E-11	1.6E-11	1.8E-12	3.9E-13	1.1E-11	1.2E-11
Bore		3.1E-09	4.4E-09	8.6E-10	8.9E-10		0.0E+00	0.0E+00	5.7E-10	3.2E-10	3.5E-11	7.8E-12	2.1E-10	2.3E-10
Cadmium		7.6E-11	1.1E-10	2.2E-11	2.2E-11		0.0E+00	0.0E+00	1.4E-12	8.1E-13	8.8E-13	2.0E-13	5.3E-12	5.8E-12
Chrome trivalent		3.4E-07	4.8E-07	9.5E-08	9.8E-08		0.0E+00	0.0E+00	6.2E-08	3.6E-08	3.9E-09	8.6E-10	2.4E-08	2.6E-08
Cobalt		7.6E-10	1.1E-09	2.2E-10	2.2E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.4E-10	8.1E-11	8.8E-12	2.0E-12	5.3E-11	5.8E-11
Cuivre		2.1E-08	3.1E-08	6.0E-09	6.2E-09		0.0E+00	0.0E+00	4.0E-09	2.3E-09	2.5E-10	5.5E-11	1.5E-09	1.6E-09
Étain		5.3E-09	7.6E-09	1.5E-09	1.6E-09		0.0E+00	0.0E+00	9.9E-10	5.7E-10	6.1E-11	1.4E-11	3.7E-10	4.1E-10
Fer		8.4E-05	1.2E-04	2.4E-05	2.4E-05		0.0E+00	0.0E+00	1.6E-05	8.9E-06	9.6E-07	2.1E-07	5.9E-06	6.4E-06
Manganèse		3.2E-08	4.6E-08	9.1E-09	9.3E-09		0.0E+00	0.0E+00	5.9E-09	3.4E-09	3.7E-10	8.2E-11	2.2E-09	2.4E-09
Mercure		1.8E-14	2.4E-14	3.6E-11	3.7E-11		9.7E-16	4.0E-17	3.4E-15	1.8E-15	1.2E-12	2.7E-13	2.2E-06	2.4E-06
Molybdène		7.6E-10	1.1E-09	2.2E-10	2.2E-10		0.0E+00	0.0E+00	1.4E-10	8.1E-11	8.8E-12	2.0E-12	5.3E-11	5.8E-11
Nickel		8.4E-09	1.2E-08	2.4E-09	2.4E-09		0.0E+00	0.0E+00	6.2E-09	3.6E-09	9.6E-11	2.1E-11	5.9E-10	6.4E-10
Plomb		2.1E-08	2.9E-08	5.8E-09	6.0E-09		0.0E+00	0.0E+00	3.8E-09	2.2E-09	2.4E-10	5.3E-11	1.4E-09	1.6E-09
Sélénium		3.1E-10	4.4E-10	8.6E-11	8.9E-11		0.0E+00	0.0E+00	5.7E-11	3.2E-11	3.5E-12	7.8E-13	2.1E-11	2.3E-11
Titane		1.8E-06	2.5E-06	5.0E-07	5.1E-07		0.0E+00	0.0E+00	3.3E-07	1.9E-07	2.0E-08	4.5E-09	1.2E-07	1.3E-07
Vanadium		2.7E-07	3.8E-07	7.6E-08	7.8E-08		0.0E+00	0.0E+00	5.0E-08	2.8E-08	3.1E-09	6.8E-10	1.9E-08	2.0E-08
Zinc		1.8E-08	2.6E-08	5.2E-09	5.4E-09		0.0E+00	0.0E+00	3.4E-09	1.9E-09	2.1E-10	4.7E-11	1.3E-09	1.4E-09

ANNEXE I

Estimation de l'exposition additionnelle moyenne
sur la durée de vie (métaux)

1. ESTIMATION DE L'EXPOSITION ADDITIONNELLE MOYENNE À VIE

La démarche décrite à la section 4.4.3 du rapport est résumée au tableau suivant.

TABLEAU I-1
 Estimation du niveau d'exposition additionnel moyen sur la durée de vie

Année d'exploitation complétée	Tranche d'âge du récepteur ^a	Groupe (i)	Durée de l'exposition (T _i , années)	Phase d'exploitation appliquée ^b
1 à 7	Nourrissons	1	0,5	Phase 1
	Tout-petits	2	4,5	
	Enfants	3	2	
8 à 24	Enfants	4	5	Phase 2
	Adolescents	5	8	
	Adultes	6	4	
Après cessation du projet	Adultes	7	46	N/A

a Telle que définie par INPSQ (2012), soit 0 à <0,5 ans (nourrissons), 0,5 à <5 ans (tout-petits), 5 à <12 ans (enfants), 12 à <20 ans (adolescents), et > 20 ans (adultes)

b Phase pour laquelle une concentration additionnelle dans l'air a été définie au tableau 10.

N/A Non applicable (une concentration additionnelle nulle a été retenue)

Des niveaux d'exposition spécifiques à chaque tranche d'âge et à l'évolution de l'exploitation du projet ont été obtenus pour 7 groupes. Le niveau d'exposition moyen à vie a ensuite été calculé selon l'équation suivante en pondérant le niveau d'exposition du groupe (i) avec la durée d'exposition correspondante (T_i) :

$$\text{Exposition additionnelle moyenne à vie} = \frac{\sum_{i=1}^7 \text{Dose}_i \text{ ou Concentration}_i \times T_i}{\sum_{i=1}^7 T_i}$$

Où

- Exposition additionnelle moyenne à vie : Dose (mg/kg-pc par jour) ou concentration (µg/m³) additionnelle moyenne entre 0 et 70 ans;
- Dose_i ou concentration_i : Dose (annexe H) ou concentration (tableau 10) d'exposition additionnelle du groupe i (selon la phase d'exploitation correspondante indiquée au tableau I-1), sur une base annuelle;
- T_i : Nombre d'années d'exposition correspondant au groupe i (tableau I-1).

2. PRÉSENTATION SOMMAIRE DES ESTIMATIONS

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Arsenic

Doses d'exposition additionnelle par ingestion et contact cutané (à partir des PST)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour)	Phase 1 (2022 à 2028)	6.03E-08	1.29E-07	3.26E-08		
				5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
	Phase 2 (2029 à 2045)			2.57E-08	9.92E-09	2.23E-08

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (2022 à 2028)	1.52E-06	1.53E-06	1.53E-06		
				5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
	Phase 2 (2029 à 2045)			1.23E-06	1.25E-06	1.23E-06

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

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané	mg/kg-pc par jour	1.39E-08
Concentration moyenne à vie	µg/m ³	4.54E-07

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Ingestion + cutané	1.5	(mg/kg-pc par jour) ⁻¹	2.08E-08
Inhalation	4.30E-03	(µg/m ³) ⁻¹	1.95E-09

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Béryllium

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (2022 à 2028)	5.07E-08	5.10E-08	5.10E-08		
	Phase 2 (2029 à 2045)			5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
				4.11E-08	4.16E-08	4.09E-08

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

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Concentration moyenne à vie	µg/m ³	1.51E-08
-----------------------------	-------------------	----------

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Inhalation	2.40E-03	(µg/m ³) ⁻¹	3.63E-11

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Cadmium

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (2022 à 2028)	2.54E-08	2.55E-08	2.55E-08		
				5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
	Phase 2 (2029 à 2045)			2.06E-08	2.08E-08	2.04E-08

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

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Concentration moyenne à vie	µg/m ³	7.56E-09
-----------------------------	-------------------	----------

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Inhalation	4.20E-03	(µg/m ³) ⁻¹	3.18E-11

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Nickel

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (2022 à 2028)	2.79E-06	2.81E-06	2.81E-06		
	Phase 2 (2029 à 2045)			5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
				2.26E-06	2.29E-06	2.25E-06

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

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Concentration moyenne à vie	µg/m ³	8.33E-07
-----------------------------	-------------------	----------

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Inhalation	1.30E-03	(µg/m ³) ⁻¹	1.08E-09

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Plomb

Doses d'exposition additionnelle par ingestion et contact cutané (à partir des PST)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour)	Phase 1 (2022 à 2028)	2.48E-07	5.65E-07	1.35E-07		
				5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
	Phase 2 (2029 à 2045)			1.07E-07	3.72E-08	9.33E-08

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

		0-0,5 an	0,5-4 ans	5-11 ans		
Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (2022 à 2028)	6.84E-06	6.89E-06	6.89E-06		
				5-11 ans	12-19 ans	20 ans+
	Phase 2 (2029 à 2045)			5.55E-06	5.61E-06	5.52E-06

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

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané	mg/kg-pc par jour	5.92E-08
Concentration moyenne à vie	µg/m ³	2.04E-06

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Ingestion + cutané	8.50E-03	(mg/kg-pc par jour) ⁻¹	5.03E-10
Inhalation	1.20E-05	(µg/m ³) ⁻¹	2.45E-11

ANNEXE J

Indices de risque estimés pour l'exposition
chronique aux métaux *via* plusieurs voies

Indices de risques estimés pour les voies d'exposition combinées

Indices de risque - Bruit de fond

Substance	Voies d'exposition	0-6 mois	0.5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans +
Aluminium	Ing+cut+inh	0.08	0.33	0.39	0.31	0.16
Antimoine	Ing+cut+inh	1.43	1.32	0.65	0.35	0.32
Argent	Ing+cut	0.57	0.44	0.27	0.15	0.13
Arsenic	Ing+cut+inh	696	532	331	189	165
Baryum	Ing+cut	0.10	0.11	0.08	0.04	0.03
Bore	Ing+cut	6.46	3.34	1.58	0.86	0.89
Cadmium	Ing+cut	2.96	5.70	4.87	2.83	2.03
Chrome III	Ing+cut	0.0001	0.0006	0.0004	0.0002	0.0002
Cobalt	Ing+cut	0.04	0.03	0.02	0.01	0.01
Cuivre	Ing+cut+inh	0.87	0.66	0.43	0.23	0.19
Étain	Ing+cut+inh	3.91	2.97	1.60	1.60	0.77
Fer	Ing+cut+inh	0.31	0.24	0.28	0.30	0.26
Manganèse	Ing+cut	0.56	0.75	0.68	0.34	0.36
Mercure	Ing+cut	0.46	0.47	0.35	0.22	0.21
Molybdène	Ing+cut+inh	2.24	1.66	1.21	0.68	0.50
Nickel	Ing+cut	1.21	0.86	0.58	0.34	0.28
Plomb	Ing+cut	0.16	0.18	0.08	0.05	0.05
Sélénium	Ing+cut+inh	1.12	1.31	1.04	0.62	0.47
Titane	Ing+cut+inh	0.01	0.01	0.01	0.004	0.003
Vanadium	Ing+cut	1.94	1.53	0.89	0.51	0.46
Zinc	Ing+cut+inh	1.47	1.11	0.77	0.43	0.31

Indices de risque - Additionnel

Substance	Voies d'exposition	0-6 mois	0.5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans +
Aluminium	Ing+cut+inh	6.11E-04	1.17E-03	2.83E-04	1.01E-04	2.45E-04
Antimoine	Ing+cut+inh	5.64E-05	1.08E-04	2.62E-05	9.36E-06	2.28E-05
Argent	Ing+cut	9.68E-07	1.72E-06	4.10E-07	1.44E-07	3.59E-07
Arsenic	Ing+cut+inh	2.06E-02	3.80E-02	9.72E-03	3.81E-03	8.38E-03
Baryum	Ing+cut	1.67E-06	3.21E-06	7.67E-07	2.68E-07	6.72E-07
Bore	Ing+cut	2.57E-06	4.91E-06	1.17E-06	4.10E-07	1.03E-06
Cadmium	Ing+cut	1.10E-05	2.13E-05	4.99E-06	1.68E-06	4.39E-06
Chrome III	Ing+cut	3.30E-06	6.30E-06	1.50E-06	5.26E-07	1.32E-06
Cobalt	Ing+cut	5.62E-07	1.07E-06	2.56E-07	8.95E-08	2.25E-07
Cuivre	Ing+cut+inh	3.50E-06	6.64E-06	1.33E-06	4.16E-07	9.00E-07
Étain	Ing+cut+inh	2.65E-06	5.04E-06	1.22E-06	4.37E-07	1.06E-06
Fer	Ing+cut+inh	1.85E-04	7.42E-04	3.60E-04	2.51E-04	6.94E-04
Manganèse	Ing+cut	3.45E-06	6.62E-06	1.76E-06	5.29E-07	1.21E-06
Mercure	Ing+cut	3.40E-07	8.57E-07	5.57E-07	2.98E-07	2.46E-07
Molybdène	Ing+cut+inh	2.27E-06	4.32E-06	1.05E-06	3.74E-07	9.10E-07
Nickel	Ing+cut	1.27E-05	2.20E-05	5.56E-06	2.15E-06	4.82E-06
Plomb	Ing+cut	8.40E-05	1.61E-04	3.86E-05	1.34E-05	3.36E-05
Sélénium	Ing+cut+inh	9.36E-07	1.73E-06	4.18E-07	1.50E-07	3.64E-07
Titane	Ing+cut+inh	8.95E-06	1.65E-05	3.99E-06	1.43E-06	3.47E-06
Vanadium	Ing+cut	3.91E-03	7.51E-03	1.79E-03	6.27E-04	1.57E-03
Zinc	Ing+cut+inh	5.73E-07	1.08E-06	2.63E-07	8.36E-08	1.91E-07

ANNEXE K

Estimation de l'exposition cumulée à
la silice cristalline respirable

L'exposition cumulée de silice cristalline respirable (PM₄) vise à représenter la quantité totale de silice qui pourrait atteindre les parties profondes du système respiratoire au cours de la vie. Pour l'exposition bruit de fond, il s'agit de l'exposition cumulée durant la vie (70 ans) à la concentration bruit de fond. Pour l'exposition additionnelle découlant des activités du projet, il s'agit de l'exposition cumulée durant la période d'exploitation prévue (24 ans) et associée aux émissions du projet (concentrations additionnelles modélisées).

1. EXPOSITION BRUIT DE FOND À LA SILICE CRISTALLINE

L'exposition cumulée bruit de fond a été estimée à partir de la concentration de silice cristalline¹ indiquée au tableau 8, en considérant une exposition sur une période de 70 ans.

$$\text{Exposition bruit de fond cumulée durant la vie} = \sum_{i=1}^5 \text{Concentration}_{BF} \times T_i$$

Où

- Exposition bruit de fond cumulée durant la vie Concentration cumulée ((µg/m³)-ans) bruit de fond de silice sur 70 ans
- Concentration_{BF} Concentration (µg/m³) bruit de fond de silice cristalline sur une base annuelle (tableau 8)
- T_i Nombre d'années d'exposition pour le groupe i (tableau I-1)

L'exposition bruit de fond à la silice cristalline ainsi estimée est **2,8 (µg/m³)-ans**.

2. EXPOSITION ADDITIONNELLE À LA SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE

L'exposition additionnelle cumulée à la silice cristalline respirable a été estimée de façon prudente à partir des concentrations annuelles les plus élevées dans les PM₁₀ correspondant à chacune des phases du projet d'Expansion, selon la démarche présentée à l'annexe I.

Ainsi, des niveaux d'exposition spécifiques à chaque tranche d'âge et à l'évolution de l'exploitation du projet ont été obtenus pour 6 groupes. Le niveau d'exposition moyen pendant la durée de l'exploitation a ensuite été calculé selon l'équation suivante en pondérant le niveau d'exposition du groupe i avec la durée d'exposition correspondante (T_i) :

$$\text{Exposition additionnelle cumulée durant l'exploitation} = \sum_{i=1}^6 \text{Concentration}_{Add,i} \times T_i$$

¹ Le terme respirable n'est pas indiqué car la taille des particules associée à cette valeur (concentration initiale de silice cristalline fournie dans les Normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère) n'est pas précisée par le MDDELCC.

Où

- Exposition additionnelle cumulée durant l'exploitation Concentration cumulée (($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans) additionnelle de silice cristalline (PM_{10}) durant l'exploitation (24 ans)
- Concentration_{Add,i} Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelle attribuée au groupe i, sur une base annuelle, soit :
0,0159 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la phase 1;
0,0128 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la Phase 2.
- T_i Nombre d'années d'exposition pour le groupe i (tableau I-1)

L'exposition additionnelle cumulée à la silice cristalline sous forme de PM_{10} ainsi estimée pour le récepteur le plus exposé et utilisée pour estimer le risque posé par les émissions du projet est de **0,34 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans**. Les particules respirables correspondant à une fraction des PM_{10} , il est attendu que l'exposition cumulée à la silice cristalline respirable (PM_4) soit plus faible que 0,34 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans.

AU SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT
DEPUIS 1985



9935, rue de Châteauneuf
Entrée 1, bureau 200
Brossard (Québec) J4Z 3V4

Tél. 450 466-2123
Fax 450 466-2240

Info@sanexen.com

www.sanexen.com