

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES  
POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION  
DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE  
PARTICULES, GAZ ET MÉTAUX**

**Projet d'exploitation minière Dumont  
(Launay, Québec)**

**309**

**DA17**

Projet d'exploitation du gisement de nickel  
Dumont à Launay

**6211-08-013**

Présentée à



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

Mai 2014

N/Réf. : RA13-112-3



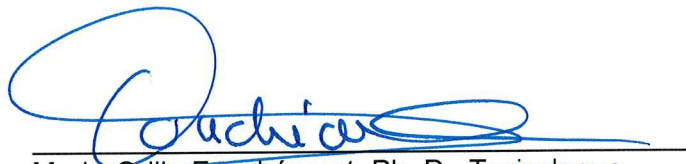
**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES  
POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION  
DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE  
PARTICULES, GAZ ET MÉTAUX**

**Projet d'exploitation minière Dumont  
(Launay, Québec)**

*Document présenté à*

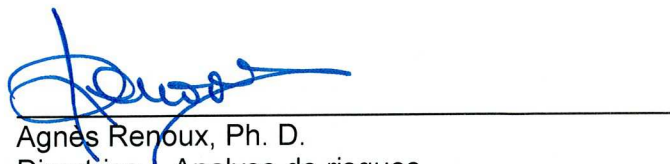
**ROYAL NICKEL CORPORATION**

Préparé par :



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

Vérifié et approuvé par :



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

**SANEXEN**  
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

Mai 2014

N/Réf. : RA13-112-3





## RÉSUMÉ

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

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du projet Dumont, RNC a présenté une étude d'impact sur l'environnement et le milieu social (ÉIEMS) au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP)<sup>1</sup> et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE) en novembre 2012. Cette ÉIEMS a été réalisée par la firme GENIVAR inc. (maintenant dénommée WSP).

Bien qu'elle n'y soit pas tenue par le MDDEFP, RNC souhaitait connaître les risques pour la santé humaine posés par les émissions atmosphériques de son projet. Dans ce contexte, Sanexen Services Environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par RNC pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques posés par la dispersion atmosphérique des émissions anticipées.

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet Dumont posés par les émissions atmosphériques de poussières (particules et métaux) et d'émanations gazeuses (oxydes d'azote et de soufre).

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

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé a été réalisée en se conformant aux *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* publiées en 2012 par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). Les risques toxicologiques pour la santé ont été estimés par modélisation, selon une approche volontairement prudente et à partir des concentrations maximales estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine par WSP. Les risques ont ensuite été évalués selon les critères d'acceptabilité de l'INSPQ. Selon ces

<sup>1</sup> Depuis le 23 avril 2014, l'appellation du MDDEFP a été modifiée pour MDDELCC

critères, le risque est jugé négligeable en l'absence de risques d'effets autres que le cancer et lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas sur un million.

Tous les effets de toxicité ont été étudiés pour chaque substance, ce qui inclut les effets pouvant survenir suite à une exposition de courte durée par inhalation et ceux pouvant survenir suite à une exposition à plus long terme (cancer et autres effets chroniques).

L'exposition de courte durée a été définie à partir des concentrations maximales dans l'air estimées sur une période de 1 heure, 8 heures et 24 heures, et l'exposition à long terme a été définie à partir des concentrations moyennes annuelles les plus élevées. Les doses de métaux reçues par chaque individu (récepteur) à long terme ont été estimées pour les trois voies d'exposition, c'est-à-dire l'inhalation (d'air ambiant et d'air intérieur), le contact cutané (avec les particules) et l'ingestion (après transfert des métaux dans les poussières intérieures des maisons, les végétaux, les produits animaux (viande, lait, œufs) et le lait maternel). L'exposition bruit de fond (c'est-à-dire à laquelle sont exposés les individus en absence du projet) a également été considérée en se basant sur des données locales, lorsque disponibles. En l'absence de données sur la qualité de l'air local, des valeurs prudentes ont été retenues par défaut.

Les risques ont été estimés pour le récepteur potentiellement le plus exposé dans les secteurs habités aux alentours du projet (noyaux urbains de Launay et de Trécesson, secteur Villemontel; résidences situées le long de la route 111). Ce récepteur fictif a été défini de façon à représenter des individus de tout âge.

L'objectif de l'étude étant de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chaque étape, ce qui a entraîné une surestimation du risque pour les récepteurs. En effet, les risques ont été estimés à partir de concentrations maximales dans l'air ambiant surestimées du fait de la combinaison d'hypothèses très prudentes, et en supposant que les récepteurs pourraient y être exposés en permanence, directement (par inhalation et contact cutané) et indirectement (par ingestion), pendant toute la durée du projet. Une telle approche permet d'affirmer que, sur la base de l'information toxicologique disponible, le projet ne présente pas de risque pour la santé humaine lorsque les niveaux de risque obtenus ne dépassent pas les critères d'acceptabilité établis par l'INSPQ. Par contre, lorsque ces critères sont dépassés, les niveaux de risque doivent être évalués en tenant compte de la marge de sécurité (aussi appelée incertitude) qu'entraînent les hypothèses retenues tout au long de l'analyse.

Les risques ont ainsi été estimés et évalués. Les résultats ont indiqué que :

- Les concentrations maximales de métaux, de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et de particules fines (PM<sub>2,5</sub>) estimées dans l'air ambiant et attribuables au projet Dumont ne présenteront vraisemblablement aucun risque significatif pour la santé humaine suite à une exposition de courte durée (1 heure, 8 heures et/ou 24 heures) par inhalation. Pour le SO<sub>2</sub> et les PM<sub>2,5</sub>, il conviendrait toutefois de s'assurer, par un suivi de la qualité de l'air, que les

concentrations sur 24 heures avant le début du projet sont effectivement plus faibles que celles retenues dans l'étude pour estimer les risques par inhalation.

- Les concentrations annuelles de métaux, de SO<sub>2</sub> et de PM<sub>2.5</sub> estimées ne présenteront vraisemblablement aucun risque sur la santé à long terme (risque additionnel de cancer négligeable, et absence de risque d'autres effets chroniques).

Sur la base de ces résultats, et considérant que les risques ont été estimés en se basant sur des hypothèses très prudentes, nous sommes d'avis que le projet Dumont ne présentera aucun risque significatif pour la santé de la population de la zone riveraine du projet (noyaux urbains de Launay et de Trécession, secteur Villemontel; résidences situées le long de la route 111).

Cette conclusion est valide dans la mesure où i) les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité ou conduisent à une surestimation des concentrations de particules fines, métaux et gaz dans l'air ambiant, et ii) les retombées atmosphériques de métaux ne contribuent pas de façon significative à une augmentation des concentrations de métaux dans l'environnement.



## TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>V</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>IX</b>
<b>LISTE DES ANNEXES</b> .....	<b>XI</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>XII</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>XIII</b>
<b>LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES</b> .....	<b>XIV</b>
<b>1 INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.1 Mise en contexte .....	1
1.2 Objectifs de l'étude .....	5
1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques .....	5
1.4 Limites d'interprétation de l'étude .....	7
<b>2 IDENTIFICATION DU DANGER</b> .....	<b>8</b>
2.1 Description sommaire du projet Dumont .....	8
2.2 Zone d'étude .....	9
2.3 Identification et caractérisation des sources d'émissions atmosphériques .....	13
2.3.1 Sources de particules et de métaux .....	13
2.3.2 Sources d'émanations gazeuses .....	14
2.4 Sélection des substances d'intérêt .....	14
<b>3 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE</b> .....	<b>16</b>
3.1 Effets potentiels sur la santé .....	16
3.2 Définition et application des valeurs toxicologiques de référence .....	21
3.2.1 Effets autres que le cancer .....	21
3.2.2 Cancer .....	23
3.2.3 Sources de VTR .....	24
3.2.3.1 Valeurs élaborées par des agences reconnues .....	24
3.2.3.2 Valeurs provisoires .....	25
3.3 Valeurs toxicologiques de référence retenues .....	26
<b>4 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION</b> .....	<b>31</b>
4.1 Estimation de l'exposition bruit de fond .....	31
4.1.1 Concentrations initiales dans l'air ambiant, le sol et l'eau potable .....	31
4.1.2 Concentrations initiales estimées dans les autres milieux environnementaux .....	32
4.1.3 Apports alimentaires .....	32

4.1.4	Doses d'exposition bruit de fond estimées .....	32
4.2	Estimation de l'exposition additionnelle .....	35
4.2.1	Approche utilisée.....	35
4.2.1.1	Caractérisation des récepteurs.....	35
4.2.1.2	Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique.....	38
4.2.1.3	Scénarios et voies d'exposition des récepteurs .....	40
4.2.1.4	Nature des concentrations de métaux utilisées.....	42
4.2.1.5	Modélisation des concentrations multimédia.....	42
4.2.2	Niveaux d'exposition additionnelle utilisés.....	43
4.2.2.1	Concentrations estimées pour une exposition aiguë.....	43
4.2.2.2	Concentrations estimées pour une exposition chronique .....	47
4.2.2.3	Doses d'exposition aux métaux estimées pour une exposition chronique.....	49
4.2.2.4	Niveaux d'exposition moyens à vie .....	51
<b>6</b>	<b>ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES .....</b>	<b>53</b>
6.1	Estimation du risque.....	53
6.1.1	Niveaux de risque estimés pour une exposition aiguë par inhalation.....	53
6.1.2	Niveaux de risque estimés pour une exposition chronique - Effets autres que le cancer .....	55
6.1.3	Niveaux de risque additionnel de cancer estimés sur la durée de vie .....	59
6.2	Analyse de l'incertitude .....	60
6.2.1	Identification du danger.....	60
6.2.2	Caractérisation toxicologique .....	60
6.2.3	Caractérisation de l'exposition .....	62
6.2.3.1	Exposition bruit de fond .....	62
6.2.3.2	Modélisation de la dispersion atmosphérique .....	64
6.2.3.3	Exposition additionnelle .....	66
6.3	Évaluation du risque.....	68
6.3.1	Risques toxicologiques posés par les métaux.....	68
6.3.1.1	Risque additionnel de cancer .....	68
6.3.1.2	Risque d'autres effets suite à une exposition aiguë ou chronique .....	68
6.3.2	Risques toxicologiques posés par les particules fines.....	76
6.3.3	Risques toxicologiques posés par les émanations gazeuses (NO <sub>2</sub> et SO <sub>2</sub> ).....	78
6.3.3.1	Dioxyde d'azote .....	78
6.3.3.2	Dioxyde de soufre.....	78
<b>7</b>	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>80</b>
<b>8</b>	<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>82</b>

## LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE A : Caractérisation toxicologique des substances d'intérêt
- ANNEXE B : Concentrations initiales dans l'air ambiant, le sol de surface et l'eau potable
- ANNEXE C : Concentrations initiales de métaux estimées par modélisations et méthodologie utilisée
- ANNEXE D : Apports alimentaires en métaux pour la population générale
- ANNEXE E : Sommaire des concentrations additionnelles estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet par modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP)
- ANNEXE F : Concentrations additionnelles estimées dans les milieux environnementaux, et méthodologie utilisée
- ANNEXE G : Doses d'exposition additionnelles estimées pour une exposition chronique
- ANNEXE H : Indices de risques estimés pour une exposition chronique via plusieurs voies
- ANNEXE I : Discussion du degré de prudence (conservatisme) de la modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP)

## LISTE DES TABLEAUX

	<b>PAGE</b>
Tableau 1. Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques .....	15
Tableau 2. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt .....	18
Tableau 3. Valeurs toxicologiques de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) retenues pour une exposition aiguë par inhalation .....	28
Tableau 4. Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition chronique – effets autres que le cancer .....	29
Tableau 5. Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque de cancer ...	30
Tableau 6. Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition bruit de fond retenues .....	33
Tableau 7. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans le contexte du projet Dumont .....	40
Tableau 8. Voies d'exposition retenues .....	41
Tableau 9. Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations additionnelles dans les milieux environnementaux d'intérêt .....	43
Tableau 10. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles maximales dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë de 1 heure.....	44
Tableau 11. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles maximales dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë de 8 heures.....	45
Tableau 12. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles maximales dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë de 24 heures.....	46
Tableau 13. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition chronique (concentrations moyennes annuelles les plus élevées) .....	48
Tableau 14. Doses d'exposition additionnelles (mg/kg-pc par jour) estimées pour le récepteur le plus exposé.....	50
Tableau 15. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie.....	51
Tableau 16. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles moyennes sur la durée de vie utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer par inhalation .....	52
Tableau 17. Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles moyennes sur la durée de vie utilisées pour estimer le risque de cancer par ingestion et contact cutané .....	52
Tableau 18. Indices de risque par inhalation pour une exposition aiguë – Récepteur le plus exposé .....	54
Tableau 19. Indices de risque par inhalation pour une exposition chronique - Récepteur le plus exposé .....	57
Tableau 20. Indices de risque totaux pour l'exposition chronique aux métaux via plusieurs voies - Récepteur le plus exposé .....	58



Tableau 21. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie - Récepteur le plus exposé .....	59
Tableau 22. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – Exposition par inhalation .....	69
Tableau 23. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – Exposition chronique .....	70

## LISTE DES FIGURES

	<b>PAGE</b>
Figure 1. Localisation régionale du projet minier Dumont et localisation prévue de ses infrastructures .....	3
Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation .....	6
Figure 3. Zone d'étude du projet Dumont pour l'évaluation des risques toxicologiques .....	12
Figure 4. Localisation des récepteurs dans la zone d'étude .....	37
Figure 5. Aperçu des concentrations de SO <sub>2</sub> sur 24 heures dans l'air mesurées dans différents secteurs au Canada – Année 2012 .....	63

## LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

µg	Microgramme (1 µg = 0,000001 g)
Ag	Argent
Al	Aluminium
As	Arsenic
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
B	Bore
Ba	Baryum
BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
Be	Béryllium
BMD	Dose Benchmark
BMDL	Limite inférieure de l'intervalle confiance à 95% de la BMD
Cal/EPA	<i>California Environmental Protection Agency</i>
Cd	Cadmium
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
Co	Cobalt
Cr	Chrome
Cr III	Chrome trivalent
Cu	Cuivre
ÉIEMS	Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social
Fe	Fer
Hg	Mercure
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i>
IARC	<i>International Agency for research on Cancer</i>
INSPQ	Institut national de Santé publique du Québec
IR	Indice de risque
IR <sub>Add</sub>	Indice de risque correspondant à l'exposition additionnelle (liée au projet)
IR <sub>BF</sub>	Indice de risque correspondant à l'exposition bruit de fond
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (base de données)
IR <sub>Tot</sub>	Indice de risque correspondant à l'exposition totale (bruit de fond + additionnelle)
LOAEL	Plus faible dose (ou concentration) ayant conduit à l'observation d'effets néfastes ( <i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i> )
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs <sup>1</sup>
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)
MEF	Ministère de l'environnement et de la Faune (ancienne appellation)
mg	Milligramme (1 mg = 0,001 g)

<sup>1</sup> Depuis le 23 avril 2014, la nouvelle appellation est le MDDELCC

Mn	Manganèse
MRC	Municipalité régionale de comté
Mt	mégatonne (1 million de tonnes)
Ni	Nickel
NO <sub>2</sub>	Dioxyde d'azote
NOAEL	Dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé ( <i>No Observed Adverse Effect Level</i> )
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote
OMS	Organisation mondiale de la santé
Pb	Plomb
PM <sub>2.5</sub>	Particules fines (diamètre aérodynamique < 2,5 µm)
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RIVM	<i>National Institute of Public Health and the Environment</i> des Pays-Bas
Sb	Antimoine
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre
SO <sub>x</sub>	Oxydes de soufre
Sr	Strontium
Ti	Titane
Tl	Thallium
TLV-TWA	<i>Threshold Limit Value - Time Weighted Average</i>
TNO	Territoire non organisé
U	Uranium
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Vanadium
V <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Pentoxyde de vanadium
VTR	Valeur toxicologique de référence
WSP	WSP Canada inc. (nouvelle dénomination de la firme GENIVAR)
zec	Zone d'exploitation contrôlée
Zn	Zinc



# 1 INTRODUCTION

## 1.1 Mise en contexte

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

L'empreinte au sol du projet Dumont sera de 47 km<sup>2</sup>. Le projet inclut notamment une fosse à ciel ouvert d'environ 4,9 km de longueur par 1,4 km de largeur pour l'exploitation du gisement, les installations connexes nécessaires ainsi que des aires d'accumulation de résidus (parc à résidus et haldes à stériles). L'exploitation de 1,18 milliard de tonnes de minerai (4,63 millions de tonnes (Mt) de concentré) est prévue (RNC, 2013).

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du projet Dumont, RNC a mandaté GENIVAR inc. (GENIVAR, maintenant dénommée WSP)<sup>2</sup> pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement et le milieu social (ÉIEMS) devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP)<sup>3</sup>, conformément à la directive émise le 23 janvier 2012. Cette ÉIEMS a été présentée au MDDEFP et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACÉE) en novembre 2012 (GENIVAR, 2012).

Dans le cadre de cette ÉIEMS, RNC a également mandaté la firme WSP (GENIVAR) pour effectuer la modélisation de la dispersion atmosphérique et comparer les résultats aux critères du *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère* (RAA).

L'exploitation de nickel à la mine Dumont va générer l'émission de poussières et de gaz dans l'air ambiant du fait d'opérations telles que le routage, le sautage et l'utilisation d'équipements à moteur ainsi que du fait de l'érosion éolienne. La dispersion atmosphérique de ces substances pourrait entraîner l'exposition des résidents du voisinage à des particules aéroportées et aux métaux qu'elles contiennent ainsi qu'à des gaz (oxydes de soufre et oxydes d'azote). Afin de pouvoir répondre aux éventuelles préoccupations des citoyens, RNC aimerait donc connaître les risques pour la santé de la population posés par une telle exposition. Dans ce contexte, Sanexen Services Environnementaux inc. (Sanexen) a été

<sup>1</sup> Figure fournie par WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

<sup>2</sup> Dans le reste du document, WSP a été utilisé pour référer, sans distinction, aux travaux réalisés par GENIVAR et WSP. Toutefois, les références bibliographiques sont citées selon l'en-tête des documents (GENIVAR ou WSP).

<sup>3</sup> Depuis le 23 avril 2014, la nouvelle appellation est le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)

mandatée par RNC pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé de la population riveraine du projet.



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





## 1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques pour la santé posés par les émissions atmosphériques de l'exploitation projetée par RNC. Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, réalisée par WSP, ont servi de base à l'analyse. Les substances visées par la présente étude incluent les poussières (particules fines et éléments minéraux), les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) et les oxydes de soufre (SO<sub>x</sub>).

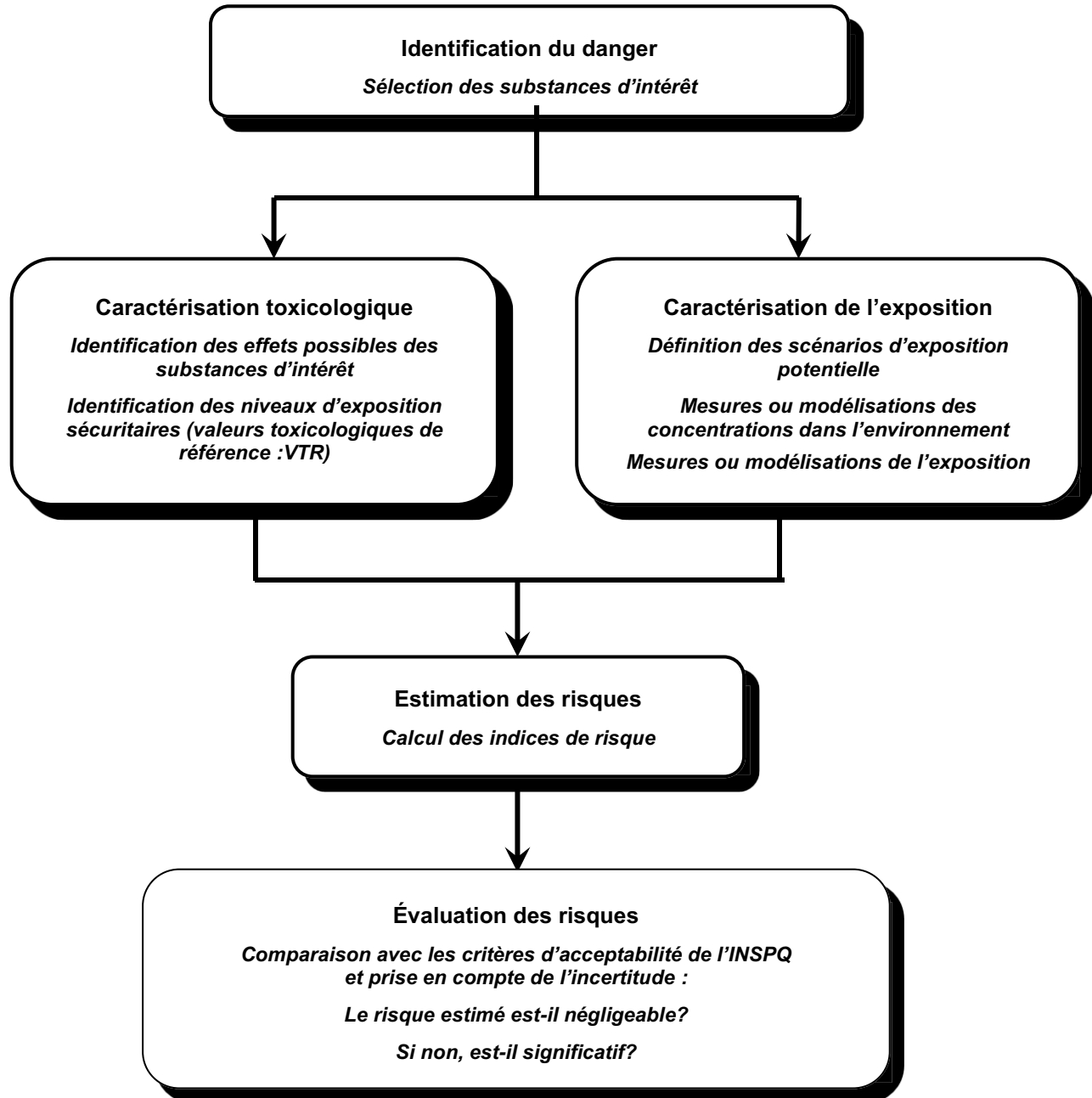
## 1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

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

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

- a) *l'identification du danger* consiste à identifier les substances potentiellement présentes et pouvant poser un risque pour la santé (sélection des substances d'intérêt);
- b) *la caractérisation toxicologique* de chaque substance consiste à identifier les effets possibles sur la santé et les niveaux jugés sécuritaires, c'est-à-dire assurant l'absence d'effets pour la santé humaine (valeurs toxicologiques de référence (VTR) relatives au cancer et aux autres effets sur la santé);
- c) *la caractérisation de l'exposition* consiste à estimer, par modélisation, les niveaux d'exposition de l'organisme récepteur (humain) à partir des concentrations estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);
- d) *l'estimation et l'évaluation des risques* consistent, respectivement, à comparer les niveaux d'exposition obtenus avec les valeurs toxicologiques de référence (calcul des indices de risque) et à comparer les risques ainsi estimés avec les niveaux de risque pour la santé jugés négligeables par l'INSPQ, en tenant compte des incertitudes

reliées aux différents intrants de la modélisation. L'INSPQ (2012a) juge que le risque est négligeable lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées durant toute leur vie ( $\leq 1 \times 10^{-6}$ ), et en l'absence de risque d'autres effets.



**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 la présence potentielle dans l'air de particules et de gaz émis par les futures activités de la mine Dumont; elle concerne les risques pour la santé estimés et évalués pour la population riveraine de ce projet minier. Les concentrations dans l'air ambiant aux alentours de la future mine ont été estimées par la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions projetées (gaz, particules et métaux). Cette modélisation a été réalisée par WSP, conformément à la procédure recommandée par le MDDEFP dans le cadre de l'étude d'impact. Elle visait à estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet. Il est donc attendu que ces concentrations soient surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées. Les résultats de la présente étude doivent donc être interprétés en conséquence.

Dans le cadre de la présente étude, il n'était donc pas possible de connaître les concentrations dans l'air auxquelles va être réellement exposée la population riveraine tout au long du projet. Les risques ont donc été estimés à partir de concentrations surestimées, en utilisant les hypothèses prudentes recommandées par l'INSPQ pour estimer l'exposition des individus. Cette approche constitue un degré supplémentaire de prudence.

Par ailleurs, le dépôt des particules au sol n'étant pas considéré dans la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet, les retombées atmosphériques et la potentielle accumulation de métaux à long terme n'ont pu être ni estimées, ni considérées 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. Il s'agit donc 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 fines, métaux et gaz dans l'air ambiant. Toutes les hypothèses choisies suggèrent que tel est le cas.

## 2 IDENTIFICATION DU DANGER

### 2.1 Description sommaire du projet Dumont

Les informations figurant à la présente section et décrivant le projet d'exploitation minière Dumont sont tirées de l'*Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social* (GENIVAR, 2012), du *Rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique* (GENIVAR 2013) et de RNC (RNC, 2013)<sup>1</sup>.

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

Le gisement est situé dans la province géologique du Supérieur, qui constitue la partie centrale du Bouclier canadien et est reconnue mondialement pour ses nombreux gisements de métaux (argent, cuivre, nickel, or, zinc) (MRN, 2013). L'empreinte au sol du projet Dumont est de 47 km<sup>2</sup>. Le gisement renfermerait au moins 1 665,6 Mt de ressources nickélifères mesurées et 499,8 Mt de ressources présumées, à une teneur moyenne de 0,27% et 0,26%, respectivement.

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

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

---

<sup>1</sup> Communication personnelle de M. Pierre-Philippe Dupont, 17 janvier 2014 et rapport technique présenté sur le site du projet (RNC, 2013)

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

- Les matériaux meubles (argiles, matériaux granulaires, stériles) qui recouvrent le gisement et qui seront retirés dans les premières années d'exploitation de la mine seront entreposés dans deux haldes qui seront situées du côté est de la fosse ou dans des haldes temporaires qui seront aménagées à l'ouest et au nord-ouest de la fosse. Les matériaux accumulés dans ces haldes temporaires seront réutilisés pour les travaux de restauration (argiles) et pour la construction d'infrastructures (ex. : matériaux granulaires et stériles utilisés pour les digues du parc à résidus et les digues de sécurité);
- Les roches stériles extraites seront utilisées pour divers usages (ex. : construction de routes, chemins temporaires et digues du parc à résidus, production de granulats pour le béton, resurfaçage de chemins). L'excédent sera entreposé dans la halde de stériles principale et dans la halde mixte stériles/dépôts meubles. Une portion des stériles générés sera déposée dans la fosse;
- Le minerai de basse teneur sera entreposé temporairement dans deux haldes situées au nord de la fosse. Ce minerai servira à alimenter le concentrateur lorsque l'extraction du minerai à partir de la fosse sera complétée. Au terme de l'exploitation de la mine, ces haldes auront été complètement épuisées;
- Les résidus générés par le traitement du minerai seront d'abord accumulés dans un parc à résidus, à l'ouest de la fosse. Au terme de l'extraction du minerai, des résidus seront aussi déposés dans la partie profonde de la fosse.

À la fin de l'exploitation de la mine, les bâtiments et infrastructures de surface seront démantelés et le site sera restauré et sécurisé.

## 2.2 Zone d'étude

Pour les fins de l'évaluation des risques toxicologiques, la zone d'étude correspond à la zone riveraine du projet qui a fait l'objet d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques. Les limites de la zone d'étude sont indiquées à la figure 3<sup>1</sup>; cette zone correspond au domaine de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR 2013), en excluant le secteur ceinturé par les limites d'application du RAA<sup>2</sup>. Cette zone inclut notamment les résidences les plus proches des infrastructures du projet minier. L'information pertinente concernant la zone d'étude est résumée ci-dessous; davantage de détails sont disponibles dans l'étude d'impact (GENIVAR, 2012) et dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013a).

<sup>1</sup> Figure fournie par WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 14 janvier 2014)

<sup>2</sup> Règlement pour l'assainissement de l'atmosphère

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

Le site du projet d'exploitation minière est bordé au sud par la route provinciale 111 reliant l'agglomération de Launay (au sud-ouest des installations) et le secteur Villemontel de la municipalité de Trécesson (au sud-est). Deux écoles et une trentaine d'habitations se situent le long de cette route, dont une quinzaine de résidences sur le tronçon marquant la limite de la propriété de RNC (figure 3). La distance entre ces récepteurs et la fosse de la mine varie de 750 m à 6 km, approximativement.

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

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

- Dans la zone d'étude, la presque totalité du territoire situé au nord de la route 111 correspond à des terres publiques soumises à l'activité forestière.
- La quasi-totalité du territoire de la zone d'étude est couverte par des claims miniers : la plupart sont détenus par RNC et correspondent au territoire du projet Dumont, mais 19 autres détenteurs de claims ont été recensés. De plus, trois gravières sont présentes dans la zone d'étude, ainsi qu'une sablière (privée).
- La production agricole est essentiellement concentrée à l'extrémité ouest de la zone d'étude (zone agricole permanente, à Launay) et de part et d'autre de la route 111 (culture fourragère, pâturage ou friche). Trois producteurs de bovins se situent à l'intérieur de la zone d'étude (1 à Launay et 2 le long de la route 111).
- La cueillette de petits fruits est effectuée dans les espaces en friche et sur les terres ayant subi des feux de forêt.
- Plusieurs camps de chasses (abris sommaires indiqués à la figure 3) sont présents sur le territoire public ainsi que sur des terres privées, témoignant de la pratique de cette activité, notamment dans les secteurs nord-ouest et est de la zone d'étude. Des terrains de piégeage (lièvre) enregistrés sont aussi présents dans la zone d'étude (un dans le secteur nord-est et un dans le secteur nord). La pêche est peu pratiquée

dans la zone d'étude même si quelques adeptes fréquentent à l'occasion la rivière Villemontel et les étangs de castors parsemés le long de ses tributaires.

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



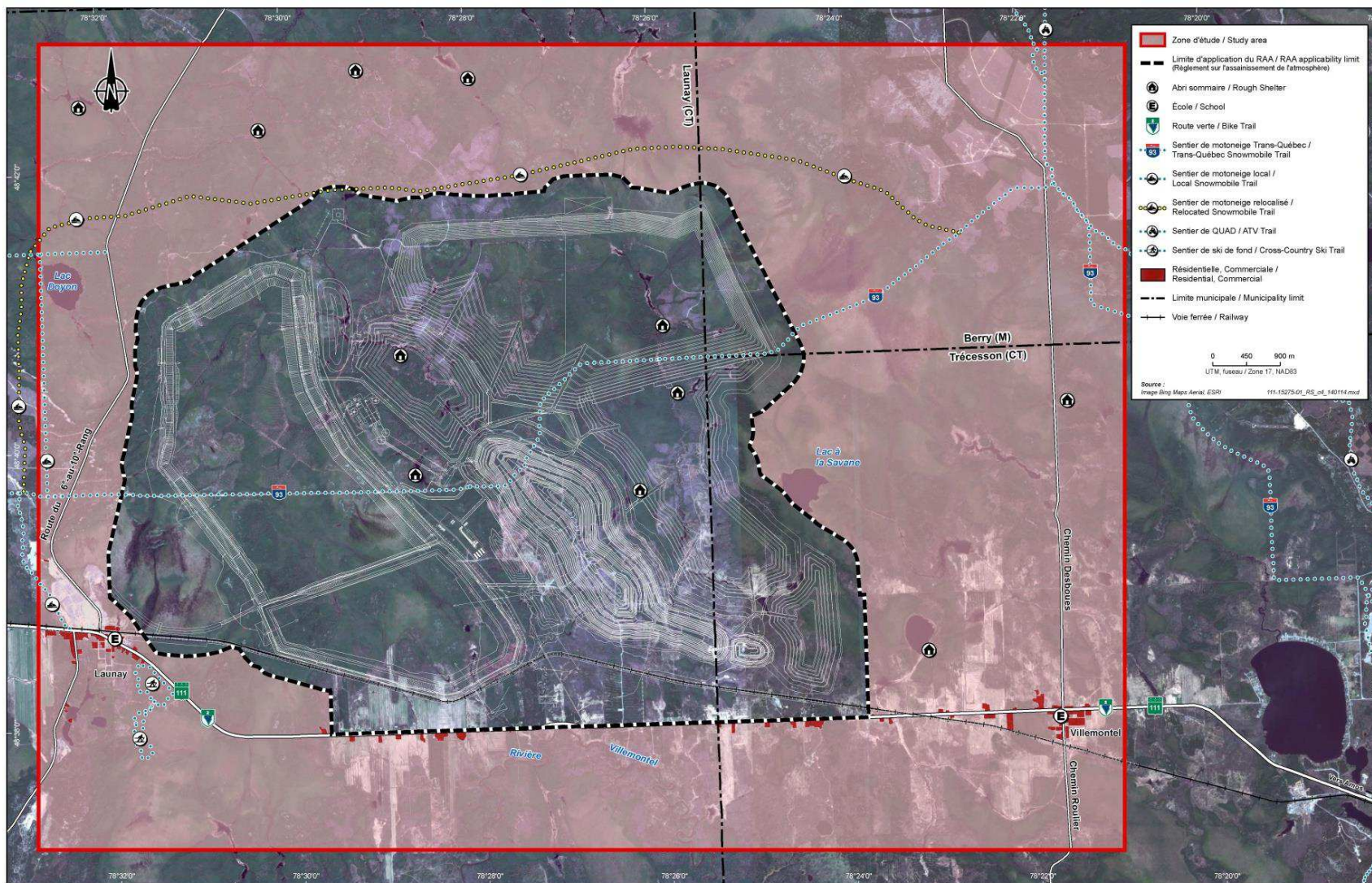


Figure 3. Zone d'étude du projet Dumont pour l'évaluation des risques toxicologiques



## 2.3 Identification et caractérisation des sources d'émissions atmosphériques

L'identification et la description des sources d'émissions atmosphériques du projet ont été présentées dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique préparé par WSP (GENIVAR, 2013). Brièvement, l'exploitation du projet minier Dumont est susceptible d'entraîner l'émission dans l'atmosphère de particules et de composés gazeux, attribuables aux opérations et aux infrastructures. Les sources d'émissions identifiées incluent les installations du complexe minier (sources ponctuelles), les piles de matériaux (sources surfaciques) et les activités d'extraction et de transport (émissions fugitives; sources volumiques).

### 2.3.1 Sources de particules et de métaux

Les sources ponctuelles d'émission de particules identifiées par WSP incluent les cinq dépoussiéreurs (localisés aux concasseurs sud et nord, à la chute des silos d'entreposage sud et nord, et à l'entrepôt du concentré) ainsi que les équipements émetteurs de gaz d'échappement (véhicules de transport et de support minier, équipements localisés (excavatrices, chargeuses, bouteurs et foreuses), et locomotives). Toutes ces sources ont été considérées lors de la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Les sources surfaciques de particules<sup>1</sup> incluent les haldes et piles de matériaux (stériles, minerai, mort-terrain) et les digues du parc à résidus. Afin de tenir compte de la cimentation des surfaces au fil du temps lorsque la surface est non perturbée par des activités mécaniques, les zones rafraichies au cours d'un mois d'activité ont été définies comme des surfaces actives d'émission. Le parc à résidus n'a pas été considéré dans la modélisation car il représente une source négligeable d'émission de particules (la plage de déversement sera constamment maintenue humide, et la nature physique et chimique des résidus induit une cimentation des particules durant leur assèchement, et ce, dès leur déposition) (GENIVAR, 2013a).

Enfin, les émissions fugitives de particules sont associées à différentes activités d'extraction et au transport des différentes matières sur le site. Les activités d'extraction incluent les forages et sautages dans la fosse, le chargement du minerai et son déchargement au concasseur, le déchargement de minerai basse-teneur, de stériles et de mort terrain à leurs sites d'entreposage respectifs, le boutage sur les haldes de stockage et les digues du parc à résidus ainsi que le concassage des granulats (stériles) destinés à la construction de routes. Les émissions attribuables au transport sur routes non pavées découlent du soulèvement de

---

<sup>1</sup> Les particules sont remises en suspension dans l'air après érosion éolienne de la surface des matériaux

poussières causé par le camionnage de la fosse vers le concasseur et vers les différents sites d'entreposage.

### 2.3.2 Sources d'émanations gazeuses

Dans le cadre de l'exploitation de la mine Dumont, les sources d'émissions d'oxydes gazeux (oxydes d'azote et oxydes de soufre) identifiées et considérées comprennent (GENIVAR, 2013a) :

- Les opérations de sautage quotidien à l'aide d'explosifs constitués d'émulsions;
- Les gaz d'échappement des véhicules affectés au routage, au support minier et au transport sur les routes d'accès, de la machinerie en opération sur le site (forage, chargement et déchargement, boutage) et des locomotives.

## 2.4 Sélection des substances d'intérêt

Toutes les substances ayant fait l'objet de modélisation de la dispersion atmosphérique par WSP<sup>1</sup> ont été retenues pour l'évaluation des risques, ce qui inclut :

- Les oxydes gazeux, représentés par le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>);
- Les particules fines (PM<sub>2,5</sub>);
- Les éléments minéraux analysés dans les sources surfaciques d'émission (résultats de caractérisation chimique présentés dans Golder, 2013 et RNC, 2013). Bien que tous les éléments minéraux considérés dans la présente étude ne soient pas des métaux, le terme « métaux » a été utilisé de façon générique pour représenter tous ces éléments.

Les résultats de modélisation des particules totales ont été considérés dans l'étude du fait qu'elles servent de support à la dispersion des métaux et donc à l'estimation de leur teneur dans l'air.

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

<sup>1</sup> Communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 13 novembre 2013

**Tableau 1. Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques**

<b>Particules</b>	Particules fines (PM <sub>2,5</sub> )		
<b>Oxydes gazeux</b>	Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )		
	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )		
<b>Métaux</b>	Aluminium (Al)	Cuivre (Cu)	Plomb (Pb)
	Antimoine (Sn)	Étain (Sn)	Potassium (K)
	Argent (Ag)	Fer (Fe)	Sélénium (Se)
	Arsenic (As)	Fluor (F)	Silicium (Si)
	Baryum (Ba)	Lithium (Li)	Sodium (Na)
	Béryllium (Be)	Magnésium (Mg)	Strontium (Sr)
	Bismuth (Bi)	Manganèse (Mn)	Thallium (Tl)
	Bore (B)	Mercure (Hg)	Titane (Ti)
	Cadmium (Cd)	Molybdène (Mo)	Uranium (U)
	Calcium (Ca)	Nickel (Ni)	Vanadium (V)
	Chrome (Cr)	Phosphore (P)	Zinc (Zn)
	Cobalt (Co)		

### 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.

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.

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 (concentration maximale sur une heure > concentration maximale sur 24 heures > concentration moyenne annuelle).

La caractérisation toxicologique comporte deux objectifs distincts :

- Identifier les effets possibles de l'exposition à une substance toxique sur la santé;
- Déterminer les valeurs toxicologiques de référence (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 toxiques. 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 valeurs toxicologiques de référence. Par ailleurs, plusieurs des métaux étudiés sont des éléments essentiels (ex. : Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Na, P, 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.

**Tableau 2. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt**

<b>Substances</b>	<b>Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé</b>
Particules fines (PM <sub>2.5</sub> )	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 précisée) ont récemment été classées comme cancérigènes pour l'humain par le CIRC.
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	Irritation des muqueuses (yeux, poumons). Effets sur le système respiratoire (altération de la résistance pulmonaire, œdème pulmonaire, inflammation des voies respiratoires (pneumonite, bronchite, bronchiolite) chez les gens en santé, aggravation des symptômes chez les patients asthmatiques. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA..
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	Inflammation de l'appareil respiratoire (toux, production de mucus), bronchoconstriction, augmentation des symptômes d'asthme et de la résistance pulmonaire chez les asthmatiques, bronchites chroniques, sensibilisation aux infections, aggravation de maladies respiratoires (emphysème, bronchite) ou cardiovasculaires. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC).
<b>Métaux</b>	
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. <u>Note</u> : utilisé dans des produits antisudorifiques.
Antimoine	Irritation de la peau, des yeux et des voies respiratoires. Effets possibles sur les systèmes cardiovasculaire, respiratoire et gastro-intestinal, le foie, les reins et la reproduction. Tumeurs dans les poumons de rats exposés par inhalation. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA. <u>Note</u> : utilisation thérapeutique.
Argent	Effets possibles sur la coloration de la peau 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	Irritation des voies respiratoires et de la peau. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang, le système cardio-vasculaire et le développement. Cancres des poumons et de multiples organes internes (foie, rein et vessie) ainsi que cancers de la peau observés chez l'humain. Classé comme cancérigène pour l'humain (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Baryum	Effets possibles sur le tractus GI, 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. Classé comme cancérigène pour l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène pour l'humain par U.S. EPA.
Bismuth	Effets possibles sur le système gastro-intestinal, les reins, le système nerveux et le squelette. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA. <u>Note</u> : utilisation thérapeutique.
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 US EPA.

Substances	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
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 pour l'humain par U.S. EPA et Santé Canada.
Calcium	Élément essentiel. Effets possibles sur les reins et le niveau de calcium dans le sang. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Chrome	Forme trivalente: élément essentiel. Effets possibles sur les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Forme hexavalente: irritation nasale, ulcères cutanés (avec certains composés du chrome). Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les reins, le foie et la reproduction. Réactions allergiques possibles (peau). Par inhalation, classé comme cancérigène pour l'humain (U.S. EPA, Santé Canada et CIRC). Par ingestion, non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).
Cobalt	Élément essentiel (vitamine B12). Effets possibles sur les poumons, le cœur, la peau, le foie, les reins et la reproduction. 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 gastro-intestinal, 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.
Étain (inorganique)	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. Effets possibles sur le système gastro-intestinal. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Fluor	Irritation de la peau, des yeux et du système respiratoire. Fluorose dentaire (taches), altération de la densification osseuse, effets possibles sur le système cardiaque et la reproduction/développement à très forte dose. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC, Santé Canada). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.
Lithium	Élément essentiel. Effets possibles sur le système nerveux à forte dose (utilisation thérapeutique à cet effet). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Magnésium	Élément essentiel. Effets possibles sur le tractus 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.
Mercure	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). Classification du potentiel cancérigène chez l'humain variable selon les formes chimiques (mercure inorganique classé cancérigène possible par U.S. EPA; mercure élémentaire considéré comme non classable par U.S. EPA; mercure et ses composés inorganiques considérés non classable par le CIRC).
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. 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).

<b>Substances</b>	<b>Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé</b>
Phosphore	Élément essentiel. Effets possible sur le squelette. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Plomb	Effets possibles sur le système nerveux, le système cardio-vasculaire, le cerveau, les reins, le sang, le tractus gastro-intestinal, 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.
Potassium	Élément essentiel. Aucun effet recensé. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
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).
Silicium	Aucun effet recensé <sup>a</sup> . Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Sodium	Élément essentiel. Effets possibles sur la pression sanguine (augmentation). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Strontium	Effets possibles sur le squelette. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Thallium	Lésions de la peau et des muqueuses, dommages aux phanères. Effets possibles sur le système nerveux central, le tube digestif, les reins, le poumon, le cœur et le foie. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, Santé Canada).
Titane	Effets documentés uniquement pour le tétrachlorure de titane (irritation, effets sur le système respiratoire). Dioxyde de titane classé comme cancérigène possible pour l'humain selon le CIRC (non évalué par U.S. EPA).
Uranium naturel	Perte de poids, hémorragies et piloérection. Effets possibles sur le rein (principalement), le foie et la glande thyroïde, effets sur la reproduction et le développement. Données inadéquates pour la classification en regard du potentiel cancérigène (Santé Canada). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA et par le CIRC.
Vanadium	Effets possibles sur les voies respiratoires, les yeux, le foie et les reins. Pentoxyde de vanadium classé comme cancérigène possible chez l'humain par le CIRC (non évalué par U.S. EPA).
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.

Sources : ATSDR, 2013a; ATSDR, 2013b; CCME, 2013; CIRC, 2013; HSDB, 2013; INERIS, 2011; INSPQ, 2012b; Institute of Medicine, 2001; IPCS, 2013; OMS/Europe, 2006; Santé Canada, 2013b; Santé Canada, 2013a; U.S. EPA, 2013d; U.S. EPA, 2013c; U.S. EPA, 2013b; U.S. EPA, 2013a; U.S. EPA, 2013e; WHO, 2013.

<sup>a</sup>: La forme toxique du silicium correspond au dioxyde de silicium (SiO<sub>2</sub>), synonyme de silice cristalline ou quartz. L'évaluation du risque lié à la silice cristalline fait l'objet d'un rapport distinct (Sanexen, 2014).



## 3.2 Définition et application des valeurs toxicologiques de référence

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

Différents organismes gouvernementaux ou paragouvernementaux proposent des VTR. Bien que les méthodes utilisées par ces divers organismes pour l'établissement des valeurs de référence puissent varier, elles sont toutes basées sur des approches similaires. Pour élaborer les VTR, une distinction est faite entre les effets dits « sans seuil » (cancer) et les autres effets, dits « avec seuil ». 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 (ou une concentration) seuil en-deçà de laquelle il n'est pas attendu de voir apparaître des effets néfastes. Par conséquent, plus la substance est toxique, 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 (microgramme<sup>1</sup> de substance par mètre cube d'air : µg/m<sup>3</sup>). Ces VTR sont généralement spécifiques à une voie d'exposition (ingestion, inhalation) et à une durée d'exposition (aiguë<sup>2</sup>, chronique<sup>3</sup>) données. Il n'existe pas de VTR pour l'exposition par voie cutanée (le risque posé par l'exposition cutanée est généralement estimé en combinant l'exposition par cette voie avec l'exposition par ingestion ou par inhalation).

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 toxiques liés à cette substance.

<sup>1</sup> 1 microgramme correspond à 0,001 milligramme

<sup>2</sup> À court terme

<sup>3</sup> À long terme

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 observé (*NOAEL* : *no-observed adverse effect level* : dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé, déterminée expérimentalement), ii) un niveau minimal avec effet observé (*LOAEL* : *lowest observed adverse effect level*) 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*<sub>10</sub> 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 confiance à 95% de la *BMD* pour le niveau de réponse souhaité (ex. : *BMDL*<sub>10</sub>).

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 plus sensibles, par exemple les enfants. Une valeur de 10 est généralement attribuée à ce facteur;
- 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);

- La qualité de la base de données toxicologiques. Ce facteur est appliqué (par certains organismes) 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 cancérigène ou probablement cancérigène pour l'humain (voir l'annexe A pour plus d'information sur les classifications). Ces VTR sont généralement exprimées sous forme de *coefficient de cancérogénicité* ou de *risque unitaire* et correspondent au « potentiel cancérigène » de la substance, c'est-à-dire à la probabilité qu'une dose (ou concentration) donnée entraîne un cas de cancer. Plus la substance en cause est fortement cancérigène, plus la VTR est élevée. Ces VTR sont exprimées en risque par unité de dose d'exposition (coefficient de cancérogénicité : risque pour une exposition à vie à 1 mg/kg-pc par jour, exprimé en  $(\text{mg/kg-pc par jour})^{-1}$ ) ou en risque par unité de concentration d'exposition (par exemple, dans l'air, risque unitaire pour une exposition à vie à 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , exprimé en  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ).

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). Lorsque plusieurs études fournissent des valeurs de pente différentes, la moyenne géométrique des pentes estimées est souvent retenue comme valeur finale de VTR.

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 vie<sup>1</sup>. Le risque additionnel de cancer est estimé en multipliant le niveau d'exposition additionnel (dose ou concentration) par la VTR correspondante (coefficient de cancérogénicité ou risque unitaire). 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)<sup>-1</sup> (valeur proposée par IRIS et Cal/EPA), le risque additionnel de cancer serait estimé à :

$$\begin{aligned} \text{Risque} &= 0,001 \text{ mg/kg - pc par jour} \times \frac{1,5}{\text{mg/kg - pc par jour}} \\ &= 0,0015 \text{ (ou } 1,5 \times 10^{-3}\text{)} \\ &= 1 \text{ cas additionnel sur } 667 \text{ personnes exposées (1/0,0015)} \end{aligned}$$

### 3.2.3 Sources de VTR

#### 3.2.3.1 Valeurs élaborées par des agences reconnues

La sélection des VTR utilisées dans la présente étude a été effectuée parmi les valeurs proposées par des 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);
- l'Organisation mondiale de la santé (OMS);
- L'*United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA), via sa base de données *Integrated Risk Information System* (IRIS);
- L'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR);
- La *California Environmental Protection Agency* (Cal/EPA);
- Le *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (RIVM).

<sup>1</sup> Le risque total est la somme du risque bruit de fond et du risque additionnel

### 3.2.3.2 Valeurs provisoires

Afin d'identifier tout risque potentiel, il apparaissait important d'évaluer, au moins de façon préliminaire, les risques qui pourraient être posés par chacune des substances d'intérêt en tenant compte des risques à court terme suite à une exposition aiguë par inhalation (reflétant des pics de concentrations) et des risques à long terme suite à une exposition chronique via différentes voies (inhalation, ingestion et contact cutané). Pour ce faire, des VTR provisoires ont été dérivées selon une approche volontairement prudente. Cette approche peut être résumée comme suit (davantage de détails sont disponibles à l'annexe A) :

- Exposition aiguë (8 heures) par inhalation: en l'absence de VTR fournie par les organisations 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-TWA<sup>1</sup>), lorsque disponible, par un facteur de sécurité arbitraire de 100. L'application de ce facteur de sécurité tient compte du fait que le niveau de protection recherché en santé environnementale (absence de tout effet néfaste pour toute la population, incluant les individus plus sensibles) est plus élevé qu'en milieu de travail (ex. : tolérance d'effets réversibles chez des adultes en bonne santé). Cette approche a été appliquée à 12 métaux (Al, Sb, Ba, Be, Cr, Co, Fe, Mo, Pb, Ti, Tl et U). Pour l'argent, la TLV-TWA vise à protéger d'un effet cumulatif (l'argyrose); un facteur de sécurité réduit (10) a donc été appliqué pour estimer le risque associé à une exposition sporadique de 8 heures à l'argent, ce qui reste très prudent. Pour un seul métal (Se), la TLV-TWA divisée par 100 était plus faible que la VTR pour une exposition chronique; cette dernière donc a été retenue comme VTR provisoire pour une exposition aiguë de 24 heures au sélénium.
- Exposition chronique – extrapolation à partir d'une VTR sous-chronique : lorsque la VTR la plus adéquate parmi celles disponibles correspondait à une durée d'exposition sous-chronique<sup>2</sup>, cette VTR a été divisée par un facteur de 10 afin de tenir compte de la possibilité qu'un effet survienne après une exposition plus longue. La valeur de 10 utilisée correspond à la valeur par défaut habituellement utilisée pour ce type d'extrapolation par les agences qui proposent des VTR. Cette approche a été appliquée à 4 métaux (Co, Sn et V par voie orale, Cr par inhalation).
- 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

<sup>1</sup> *Threshold Limit Value – Time-Weighted Average* : concentration moyenne sur une journée de travail (8 ou 10 heures) permise en milieu de travail

<sup>2</sup> VTR applicable à une exposition répétée sur une durée de moins d'un an

l'inhalation a été estimée conjointement avec le risque posé par l'ingestion<sup>1</sup>. Cette extrapolation a été effectuée selon l'approche recommandée par l'INSPQ (2012a). Elle a été appliquée à 10 métaux (Al, Sb, Cu, Sn, Fe, Mo, Sr, Tl, Ti et Zn).

### 3.3 Valeurs toxicologiques de référence retenues

Des VTR correspondant à au moins une voie d'exposition<sup>2</sup> et une durée d'exposition<sup>3</sup> ont été recensées pour la plupart des substances à l'étude. Toutefois, pour plusieurs substances, 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 à 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 aucune VTR reconnue par l'INSPQ n'est actuellement disponible pour le fer et le thallium. Plusieurs valeurs de référence provisoires ont donc été retenues.

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour les fins de la présente étude sont indiquées au tableau 3 (VTR pour estimation des effets suite à une exposition aiguë par inhalation), au tableau 4 (VTR pour estimation des effets autres que le cancer suite à une exposition chronique par ingestion ou inhalation) et au tableau 5 (VTR pour estimer le risque de cancer). L'information relative à ces valeurs est fournie à l'annexe A.

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 (cas de l'uranium) :

- Chrome. Les formes minérales du chrome dans le contexte du gisement Dumont sont la chromite, la magnétite et la serpentine. Les VTR pour le chrome trivalent ont donc été retenues.
- Nickel. Les VTR les plus appropriées 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. : sédiment enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement (Santé Canada, 2010b).

<sup>1</sup> À titre indicatif, une VTR provisoire par inhalation dérivée de la VTR par ingestion est indiquée au tableau 4 pour ces substances

<sup>2</sup> Ingestion, inhalation ou contact cutané

<sup>3</sup> Aiguë, sous-chronique ou chronique

- Titane. Les VTR basées sur des données toxicologiques pour le dioxyde de titane ont été utilisées.
- Uranium. La toxicité et la disponibilité pour les organismes vivants (ex. : transfert dans les plantes, absorption par l'humain) dépend de la solubilité de ses formes chimiques. En l'absence d'information spécifique au projet concernant la proportion d'uranium sous forme soluble dans les matériaux d'intérêt (sources de poussières, soit minéral, stériles, résidus, mort-terrain), une approche prudente a été retenue : il a été considéré que tout l'uranium était présent sous forme soluble. Cette hypothèse peut conduire à une surestimation du risque à cause d'une surestimation de l'exposition (ex. : via la consommation de végétaux) et de la toxicité (la VTR retenue pour une exposition chronique est 20 fois plus sévère que celle correspondant aux formes insolubles).

Neuf éléments minéraux (bismuth, calcium, magnésium, lithium, silicium, sodium, potassium et phosphore) 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. Cinq d'entre eux sont des macro-éléments auxquels la population est très largement exposée *via* l'alimentation (calcium, magnésium, sodium, potassium et phosphore). Les risques posés par le silicium sous forme de silice cristalline ont été évalués dans une étude distincte (Sanexen, 2014).

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

Substance	1 heure		8 heures		24 heures	
	VTR	Origine <sup>a</sup>	VTR	Origine <sup>a</sup>	VTR	Origine <sup>a</sup>
PM <sub>2,5</sub>					15	Santé Canada
NO <sub>2</sub>	200	OMS				
SO <sub>2</sub>	500	OMS			20	OMS
Aluminium			(100)	TLV-TWA/100		
Antimoine			(5)	TLV-TWA/100		
Argent			(1)	TLV-TWA/10		
Arsenic	0,2 <sup>b</sup>	Cal/EPA				
Baryum			(5)	TLV-TWA/100		
Béryllium			(0,02)	TLV-TWA/100		
Bore					300	ATSDR
Cadmium					0,03	ATSDR
Chrome III			(5)	TLV-TWA/100		
Cobalt			(0,2)	TLV-TWA/100		
Cuivre	100	Cal/EPA				
Étain						
Fer			(10)	TLV-TWA/100		
Fluorure	240	Cal/EPA			13	ATSDR
Manganèse			0,17	Cal/EPA		
Mercure inorganique	0,6	Cal/EPA	0,06	Cal/EPA		
Molybdène			(100) <sup>c</sup>	TLV-TWA <sup>c</sup> /100		
Nickel	0,2	Cal/EPA	0,06	Cal/EPA		
Plomb			(0,5)	TLV-TWA/100		
Sélénium					(20)	VTR chronique
Strontium						
Thallium			(1)	TLV-TWA/100		
Titane			(60)	TLV-TWA/100		
Uranium naturel			(2) <sup>d</sup>	TLV-TWA <sup>d</sup> /100		
Vanadium	17	Cal/EPA			0,8	ATSDR
Zinc						

<sup>a</sup>: **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition aiguë par inhalation recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition aiguë ou chronique 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\\_materies\\_particulaires/summary-sommaire/index-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_materies_particulaires/summary-sommaire/index-fra.php)); **TLV-TWA/100** : 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 100.

<sup>b</sup> : VTR établie pour une durée de 4 heures

<sup>c</sup> : TLV-TWA établie pour le molybdène dans les particules inhalables (PM<sub>10</sub>) et non dans les PMT

<sup>d</sup> : TLV-TWA établie pour les composés solubles et insolubles de l'uranium naturel

(-): Les valeurs entre parenthèses sont des valeurs provisoires



**Tableau 4. Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition chronique – effets autres que le cancer**

Substance	Ingestion (VTR <sub>ing</sub> )		Inhalation (VTR <sub>inh</sub> )		
	Dose (mg/kg-pc par jour)	Origine <sup>a</sup>	Dose (mg/kg-pc par jour)	Concentration (µg/m <sup>3</sup> )	Origine <sup>b</sup>
PM <sub>2,5</sub>				10	OMS
NO <sub>2</sub>				40	OMS
SO <sub>2</sub>				20	OMS
Aluminium	1,0	ATSDR, OMS	(1,0)		Dérivé de ingestion
Antimoine	2 x 10 <sup>-4</sup>	Santé Canada	(2 x 10 <sup>-4</sup> )		Dérivé de ingestion
Argent	5 x 10 <sup>-3</sup>	IRIS		(0,45)	Dérivé de TLV-TWA
Arsenic	3,5 x 10 <sup>-6</sup>	Cal/EPA	3,5 x 10 <sup>-6</sup>	0,015	Cal/EPA
Baryum	0,2	IRIS, ASTDR		1,0	RIVM
Béryllium	2 x 10 <sup>-3</sup>	IRIS, ATSDR, Cal/EPA		0,007	Cal/EPA
Bore	0,0175	Santé Canada		300	ATSDR
Cadmium	1 x 10 <sup>-4</sup>	ATSDR, OMS		0,01	ATSDR
Chrome III	1,5	IRIS		(0,5)	Dérivé de s.c. ATSDR
Cobalt	(1 x 10 <sup>-3</sup> )	Dérivé de s.c. ATSDR		0,1	ATSDR
Cuivre	0,091-0,141 <sup>c</sup>	Santé Canada	(0,01-0,017)		Dérivé de ingestion
Étain	(0,03)	Dérivé de s.c. ATSDR	(0,03)		Dérivé de ingestion
Fer	(0,72-6,7) <sup>c</sup>	Dérivé de l'AMT	(0,72-6,7)		Dérivé de ingestion
Fluorure	0,04	Cal/EPA		13	Cal/EPA
Manganèse	0,122-0,156 <sup>c</sup>	Santé Canada		0,05	IRIS
Mercure inorganique	3 x 10 <sup>-4</sup>	Santé Canada, IRIS		0,03	Cal/EPA
Molybdène	5 x 10 <sup>-3</sup>	IRIS	(5 x 10 <sup>-3</sup> )		Dérivé de ingestion
Nickel	0,011	Santé Canada		0,02	Santé Canada
Plomb	3,6 x 10 <sup>-3</sup>	Santé Canada, RIVM		0,5	OMS
Sélénium	5 x 10 <sup>-3</sup>	IRIS, ATSDR, Cal/EPA	5 x 10 <sup>-3</sup>	20	Cal/EPA
Strontium	0,6	IRIS	(0,6)		Dérivé de ingestion
Thallium	(3 x 10 <sup>-6</sup> )	IRIS (provisoire)	(3 x 10 <sup>-5</sup> )		Dérivé de ingestion
Titane	3,0	NSF	(3,0)		Dérivé de ingestion
Uranium naturel	2 x 10 <sup>-4d</sup>	ATSDR		0,04 <sup>d</sup>	ATSDR
Vanadium	(0,001)	Dérivé de s.c. ATSDR		0,1	ATSDR
Zinc	0,48-0,57 <sup>c</sup>	Santé Canada	(0,48-0,57)		Dérivé de ingestion

<sup>a</sup> : **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/>); **Santé Canada** : Dose Journalière Tolérable (DJT) par ingestion recommandée pour une exposition chronique par Santé Canada ([http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie\\_ii/index-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php)); **s.c. ATSDR** : VTR sous-chronique proposée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>).

<sup>b</sup> : **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 Santé Canada ([http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie\\_ii/index-fra.php](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?HSD8>)

<sup>c</sup> : Valeurs spécifiques à chaque groupe d'âge

<sup>d</sup> : VTR correspondant aux composés solubles de l'uranium

(-) : Les valeurs entre parenthèses sont des valeurs provisoires dérivées de VTR disponibles pour une durée d'exposition plus courte (ex.: VTR chronique basée sur une VTR sous-chronique) ou pour une autre voie d'exposition (VTR par inhalation dérivée d'une VTR par voie orale)

**Tableau 5. Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque de cancer**

Substance	Potentiel cancérigène pour l'humain <sup>a</sup>	Ingestion		Inhalation		
		Coefficient de cancérigénicité (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Origine <sup>b</sup>	Coefficient de cancérigénicité (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Risque unitaire (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Origine <sup>b</sup>
PM <sub>2,5</sub>	1					
NO <sub>2</sub>	NC	NA		NA		
SO <sub>2</sub>	NC	NA		NA		
Aluminium	NC	NA		NA		
Antimoine	NC	NA		NA		
Argent	NC	NA		NA		
Arsenic	A, 1, I	1,5	IRIS, Cal/EPA	15	4,3 x 10 <sup>-3</sup>	IRIS
Baryum	NC	NA		NA		
Béryllium	B1, 1	NA <sup>c</sup>		8,4	2,4 x 10 <sup>-3</sup>	IRIS, Cal/EPA
Bore	NC	NC		NC		
Cadmium	B1, 1, II	NA <sup>c</sup>		15	4,2 x 10 <sup>-3</sup>	Cal/EPA
Chrome III	NC	NA		NA		
Cobalt	2B					
Cuivre	NC	NA		NA		
Étain	NC	NA		NA		
Fer	NC	NA		NA		
Fluorure	NC	NA		NA		
Manganèse	NC	NA		NA		
Mercure inorganique	NC, C					
Molybdène	NC	NA		NA		
Nickel	1; 2B, B2			5,3	1,3 x 10 <sup>-3</sup>	Santé Canada
Plomb	B2, 2A, IIIB	8,5 x 10 <sup>-3</sup>	Cal/EPA	4,2 x 10 <sup>-2</sup>	1,2 x 10 <sup>-5</sup>	Cal/EPA
Sélénium	NC	NA		NA		
Strontium	NC	NA		NA		
Thallium	NC	NA		NA		
Titane	2B <sup>d</sup>					
Uranium naturel	NC	NA		NA		
Vanadium	2B <sup>e</sup>					
Zinc	NC	NA		NA		

<sup>a</sup> : Classification selon U.S. EPA (IRIS) : groupe A : cancérigène pour l'humain, groupes B1 et B2 : probablement cancérigène pour l'humain, groupe C : possiblement cancérigène pour l'humain (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); Classification selon CIRC: groupe 1 : cancérigène pour l'humain, groupe 2A : probablement cancérigène pour l'homme, groupe 2B : peut-être cancérigène pour l'homme (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>).

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

<sup>b</sup> : **Cal/EPA** : *Cancer Potency Factors* ([http://www.oehha.ca.gov/air/hot\\_spots/tsd052909.html](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 (*Integrated Risk Information System*) par U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **Santé Canada** : VTR de substances cancérigènes ([http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie\\_ii/index-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php)).

<sup>c</sup> : Non applicable à l'ingestion

<sup>d</sup> : Classification attribuée au dioxyde de titane

<sup>e</sup> : Classification attribuée au pentoxyde de vanadium

NC : Substance non classée comme cancérigène, cancérigène probable ou cancérigène possible pour l'humain par U.S.EPA, CIRC ou Santé Canada.

NA : Non applicable

## 4 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION

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

- les doses d'exposition « bruit de fond », ou initiales, qui sont associées à l'exposition des individus aux substances à l'étude *via* leur environnement général (air, eau, sol, poussières, alimentation), mais qui ne sont pas dues aux émissions futures du projet.
- les doses « additionnelles », qui représentent l'exposition potentielle des individus attribuable au projet et qui ne tiennent pas compte de l'exposition bruit de fond. Dans le cas présent, ces doses découlent des concentrations additionnelles estimées dans l'air ambiant au niveau de récepteurs (concentrations estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique).

Les détails relatifs à l'estimation de l'exposition bruit de fond et de l'exposition additionnelle sont présentés dans les sous-sections suivantes.

### 4.1 Estimation de l'exposition bruit de fond

Les niveaux d'exposition bruit de fond ont été estimés à partir des teneurs de fond documentées ou estimées dans l'environnement et en considérant les apports alimentaires.

#### 4.1.1 Concentrations initiales dans l'air ambiant, le sol et l'eau potable

Dans la mesure du possible, des données locales, régionales ou provinciales (Québec) ont été utilisées. Des données locales étaient disponibles pour les concentrations de métaux dans les sols de surface et l'eau souterraine (eau potable). En l'absence de données locales dans l'air ambiant, les concentrations initiales retenues correspondent soit à celles indiquées par le MDDEFP pour le projet Dumont<sup>1</sup>, issues des documents réglementaire<sup>2</sup>s ou décrites comme correspondant à des niveaux rencontrés dans des endroits qui ne sont pas influencés par d'autres sources locales ou régionales, soit à des valeurs jugées représentatives d'un environnement comparable à celui du projet (ex. : milieu rural incluant des secteurs agricoles et forestiers), issues des données de suivi de la qualité de l'air ambiant (année 2012) du Réseau de surveillance de la qualité de l'air d'Environnement Canada<sup>3</sup>.

<sup>1</sup> Dans le cadre de la modélisation de la dispersion atmosphérique

<sup>2</sup> RAA (mis à jour le 11 décembre 2013) et, par défaut, document intitulé : Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère, version 2. 2013

<sup>3</sup> <http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnsps-naps/data.aspx?lang=fr>

Pour plusieurs métaux (Al, Be, B, Co, Cu, Sn, Fe, F, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, Zn), aucune valeur annuelle dans l'air ambiant n'était disponible parmi ces sources. Par défaut, les concentrations initiales de ces métaux dans l'air ambiant ont donc été estimées par modélisation de la remise en suspension de particules de sol de surface.

Les valeurs retenues et les explications relatives à leur sélection/estimation sont présentées à l'annexe B.

#### 4.1.2 Concentrations initiales estimées dans les autres milieux environnementaux

L'estimation de l'exposition bruit de fond aux métaux requiert de tenir compte de l'exposition associée à tous les milieux environnementaux, ce qui inclut (outre l'air ambiant, l'eau potable et le sol de surface) l'air intérieur et les poussières intérieures.

Pour tous les métaux, les concentrations dans l'air intérieur et dans les poussières intérieures ont été estimées par modélisation à partir des concentrations initiales dans l'air ambiant, le sol de surface et/ou l'eau potable en suivant les recommandations émises par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996). Les concentrations estimées ainsi que les processus de transfert utilisés (équations et valeurs des paramètres) sont présentés à l'annexe C.

#### 4.1.3 Apports alimentaires

Les apports alimentaires retenus correspondent aux valeurs estimées pour la population québécoise, canadienne ou nord-américaine. Les détails sont présentés à l'annexe D.

#### 4.1.4 Doses d'exposition bruit de fond estimées

Les doses d'exposition bruit de fond aux métaux ont été estimées à partir des concentrations initiales dans l'air, le sol de surface, l'eau potable et les poussières intérieures (annexes B et C) et des apports alimentaires (annexe D). Les doses d'exposition engendrées par ces niveaux bruit de fond ont été estimées selon l'approche et les paramètres d'exposition recommandés par l'INSPQ (ex. : poids corporel, taux d'ingestion de sol, de poussières intérieures et d'eau potable, taux d'inhalation, paramètres d'exposition cutanée, proportion du temps passé à l'intérieur et à l'extérieur), en considérant que les récepteurs sont exposés 100% du temps à ces concentrations environnementales. Les doses d'exposition bruit de fond ainsi obtenues sont présentées au tableau 6.

**Tableau 6. Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition bruit de fond retenues**

Substance	0-0,5 ans			0,5-4 ans			5-11 ans			12-19 ans			20 ans+		
	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané
Aluminium	6,41E-06	6,34E-02	2,05E-05	5,86E-06	2,99E-01	1,73E-04	4,84E-06	3,81E-01	1,51E-04	3,86E-06	3,05E-01	5,03E-05	2,77E-06	1,57E-01	4,72E-05
Antimoine	2,57E-06	4,15E-04	2,13E-06	2,33E-06	3,98E-04	1,51E-06	1,93E-06	1,79E-04	1,32E-06	1,53E-06	9,61E-05	1,08E-06	1,11E-06	8,84E-05	1,02E-06
Argent	1,83E-06	2,90E-03	1,44E-06	1,67E-06	2,27E-03	1,02E-06	1,38E-06	1,37E-03	8,93E-07	1,09E-06	7,79E-04	7,33E-07	7,91E-07	6,79E-04	6,88E-07
Arsenic	7,33E-07	2,46E-03	2,36E-06	6,67E-07	1,89E-03	1,71E-06	5,51E-07	1,17E-03	1,49E-06	4,37E-07	6,64E-04	1,21E-06	3,16E-07	5,82E-04	1,13E-06
Baryum	9,17E-06	2,15E-02	9,60E-06	8,33E-06	2,34E-02	7,50E-06	6,88E-06	1,68E-02	6,55E-06	5,46E-06	9,16E-03	5,05E-06	3,95E-06	7,04E-03	4,74E-06
Béryllium	1,86E-10	6,41E-05	4,41E-08	1,70E-10	4,11E-05	3,58E-08	1,41E-10	2,58E-05	3,12E-08	1,12E-10	1,60E-05	2,35E-08	8,04E-11	1,59E-05	2,21E-08
Bore	3,73E-09	1,13E-01	8,82E-07	3,41E-09	5,84E-02	7,16E-07	2,81E-09	2,76E-02	6,25E-07	2,25E-09	1,51E-02	4,71E-07	1,61E-09	1,57E-02	4,42E-07
Cadmium	1,10E-06	3,25E-04	1,17E-07	1,00E-06	6,12E-04	8,27E-08	8,26E-07	4,99E-04	7,22E-08	6,55E-07	2,88E-04	5,93E-08	4,74E-07	2,07E-04	5,56E-08
Chrome	3,67E-06	1,85E-04	2,93E-06	3,33E-06	1,02E-03	2,44E-06	2,75E-06	5,55E-04	2,13E-06	2,18E-06	3,46E-04	1,58E-06	1,58E-06	2,39E-04	1,48E-06
Cobalt	4,10E-09	6,59E-04	6,84E-08	3,75E-09	5,55E-04	1,50E-07	3,09E-09	3,96E-04	1,31E-07	2,47E-09	2,36E-04	6,02E-08	1,77E-09	1,62E-04	5,65E-08
Cuivre	5,29E-09	6,37E-02	1,93E-06	4,84E-09	5,02E-02	1,50E-06	4,00E-09	4,09E-02	1,31E-06	3,19E-09	2,51E-02	1,01E-06	2,28E-09	2,31E-02	9,51E-07
Étain	2,61E-09	1,17E-01	5,16E-08	2,38E-09	8,90E-02	1,01E-07	1,97E-09	4,80E-02	8,82E-08	1,57E-09	4,80E-02	4,24E-08	1,13E-09	2,30E-02	3,98E-08
Fer	7,45E-06	2,16E+00	1,15E-04	6,81E-06	8,12E-01	2,66E-04	5,63E-06	4,79E-01	2,32E-04	4,49E-06	2,74E-01	1,05E-04	3,22E-06	2,13E-01	9,85E-05
Fluorure	5,20E-03	2,79E-02	1,77E-05	4,59E-03	2,78E-02	1,54E-05	3,79E-03	2,19E-02	1,34E-05	2,96E-03	1,80E-02	9,72E-06	2,24E-03	3,43E-02	9,13E-06
Manganèse	1,47E-06	4,29E-01	3,15E-04	1,33E-06	3,21E-01	2,25E-04	1,10E-06	2,24E-01	1,97E-04	8,73E-07	1,39E-01	1,60E-04	6,33E-07	1,47E-01	1,51E-04
Mercure	2,26E-06	1,37E-04	4,95E-09	2,02E-06	1,40E-04	7,56E-09	1,67E-06	1,06E-04	6,60E-09	1,31E-06	6,69E-05	3,53E-09	9,76E-07	6,28E-05	3,32E-09
Molybdène	2,98E-10	1,12E-02	5,14E-08	2,72E-10	8,30E-03	4,37E-08	2,25E-10	6,01E-03	3,82E-08	1,80E-10	3,38E-03	2,79E-08	1,29E-10	2,48E-03	2,62E-08
Nickel	1,04E-08	1,33E-02	1,37E-07	9,54E-09	9,42E-03	1,13E-06	7,88E-09	6,34E-03	9,87E-07	6,29E-09	3,73E-03	3,29E-07	4,50E-09	3,10E-03	3,09E-07
Plomb	9,17E-06	8,70E-04	7,19E-06	8,33E-06	1,01E-03	5,16E-06	6,88E-06	4,08E-04	4,51E-06	5,46E-06	2,18E-04	3,67E-06	3,95E-06	2,09E-04	3,44E-06
Sélénium	9,32E-11	5,58E-03	6,73E-08	8,51E-11	6,56E-03	4,99E-08	7,03E-11	5,20E-03	4,36E-08	5,61E-11	3,09E-03	3,47E-08	4,02E-11	2,34E-03	3,26E-08
Strontium	7,45E-09	9,25E-02	8,12E-06	6,81E-09	7,26E-02	5,92E-06	5,63E-09	4,77E-02	5,17E-06	4,49E-09	2,68E-02	4,17E-06	3,22E-09	2,08E-02	3,91E-06
Thallium	1,83E-05	7,52E-04	1,44E-05	1,67E-05	1,30E-03	1,02E-05	1,38E-05	2,96E-04	8,90E-06	1,09E-05	1,01E-04	7,31E-06	7,91E-06	8,70E-05	6,87E-06
Titane	4,16E-07	4,19E-02	1,35E-06	3,80E-07	3,20E-02	1,13E-05	3,14E-07	2,00E-02	9,83E-06	2,51E-07	1,14E-02	3,28E-06	1,79E-07	9,93E-03	3,08E-06
Uranium	1,83E-05	9,40E-04	1,44E-05	1,67E-05	1,37E-03	1,03E-05	1,38E-05	3,55E-04	8,98E-06	1,09E-05	1,48E-04	7,34E-06	7,91E-06	1,69E-04	6,89E-06
Vanadium	3,67E-06	1,74E-03	3,06E-06	3,33E-06	1,45E-03	2,55E-06	2,75E-06	8,04E-04	2,23E-06	2,18E-06	4,49E-04	1,65E-06	1,58E-06	3,98E-04	1,55E-06
Zinc	1,71E-08	8,13E-01	5,23E-05	1,57E-08	5,90E-01	3,74E-05	1,29E-08	4,04E-01	3,26E-05	1,03E-08	2,57E-01	2,66E-05	7,40E-09	1,99E-01	2,50E-05



## 4.2 Estimation de l'exposition additionnelle

### 4.2.1 Approche utilisée

#### 4.2.1.1 Caractérisation des récepteurs

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

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

La zone d'étude définie pour l'évaluation des risques posés par les émissions atmosphériques du projet d'exploitation minière Dumont inclut notamment des résidences et des écoles. La population la plus susceptible d'être exposée correspond à la population riveraine du projet, soit les personnes résidant ou travaillant dans les municipalités les plus rapprochées du projet Dumont. Ceci inclut les résidences placées le long de la route 111 entre les noyaux urbains de Launay et de Trécesson, ainsi que ces deux noyaux urbains (GENIVAR, 2013a). La population visée correspond à environ 1 340 personnes de tous âges (GENIVAR, 2012).

La modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée pour le projet Dumont (voir la section suivante) fournit des concentrations dans l'air estimées pour divers récepteurs qui représentent les endroits les plus susceptibles d'être fréquentés par la population. Ces récepteurs ont été placés là où se situent :

- Les noyaux urbains de Launay et de Trécesson (récepteurs ECO1 et ECO2 placés là où se trouvent actuellement les écoles de Villemontel (Trécesson) et de Launay, respectivement);
- Les résidences réparties le long de la route 111, entre ces deux noyaux urbains (récepteurs RES1 à RES30, placés là où des résidences sont actuellement réparties au sud de la route 111).

La localisation de ces récepteurs est indiquée à la figure 4<sup>1</sup>. Pour les fins de l'évaluation des risques, seuls ces récepteurs ont été considérés car ils représentent les endroits les plus susceptibles d'être fréquentés par la population.

---

<sup>1</sup> Figure fournie par WSP





Figure 4 Localisation des récepteurs dans la zone d'étude

#### 4.2.1.2 Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Les concentrations dans l'air ambiant des substances émises par le projet Dumont (concentrations dites additionnelles) ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique par WSP (GENIVAR, 2013c). Ces modélisations ont été réalisées sur la base des informations fournies par RNC et selon la méthodologie du Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique du MDDEFP (MDDEP, 2005). L'objectif de cette modélisation était d'estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet. Les modélisations ont été réalisées pour 5 années météorologiques (données correspondant à 2007, 2008, 2009, 2010 et 2011).

Ces concentrations additionnelles ont été estimées sur la base de deux scénarios définis comme étant conservateurs (prudents)<sup>1</sup> tout en étant réalistes sur le plan des activités (GENIVAR, 2013a). Des hypothèses prudentes ont été utilisées pour élaborer ces scénarios qui visent à représenter les émissions de l'ensemble de l'exploitation via les sources ponctuelles (équipements ou stations munis de dépoussiéreurs, échappement des véhicules), surfaciques (haldes, piles et digues du parc à résidus) et volumiques (opérations de forage, de sautage, de chargement et de déchargement, boutage, routage, locomotives et équipements). Les deux scénarios utilisés sont les suivants :

- Scénario 1, représentatif de la 8<sup>ème</sup> année de production;
- Scénario 2, représentatif de la 10<sup>ème</sup> année de production.

Ces scénarios se distinguent par (GENIVAR 2013):

- Le tonnage qui sera extrait pour les années visées, soit 137,6 Mt et 146,5 Mt pour les scénarios 1 et 2, respectivement. Le scénario 2 correspond à l'année où le minage sera le plus important de tout le projet;
- L'emplacement des activités d'extractions, qui seront concentrées au sud lors du scénario 1, soit à plus faible distance des premières zones habitées;
- La profondeur des activités de forage, soit -290 m et -155 m par rapport à l'élévation du site pour le scénario 1, et -310 m, -155 m et -95 m pour le scénario 2.
- Les sources d'émission actives. Toutes ont été considérées, exceptée la halde de stériles WR1 pour le scénario 1 (alors inactive).
- Les tonnages de chaque lithologie attribuables aux différentes activités, qui varient d'un scénario à l'autre.

<sup>1</sup> L'incertitude associée aux hypothèses utilisées est présentée à l'annexe I et discutée à la section 6.2.3.2

Les particules qui seront émises par les activités d'exploitation minière consisteront en un mélange de particules provenant du minerai, du mort-terrain, des stériles et du concentré. Les concentrations de métaux dans l'air ambiant devraient donc dépendre de la contribution de chacune de ces sources à la concentration de particules dans l'air et des concentrations de métaux mesurées dans chacune de ces sources.

Pour les fins de la modélisation de chaque métal, WSP a estimé la teneur en métaux dans les particules émises par chaque groupe<sup>1</sup> de sources d'émissions en tenant compte de la composition géochimique (métaux) de chaque lithologie<sup>2</sup> et de la combinaison des différentes lithologies associées à chaque source. La concentration en métaux des émissions annuelles de chacun des groupes a été déterminée par la moyenne pondérée de chaque lithologie associée, tandis que la concentration en métaux des émissions journalières et horaires a été déterminée par le maximum des teneurs de chacune des lithologies associées, afin d'être prudent étant donné la variabilité des opérations d'une journée à l'autre au cours d'une même année (GENIVAR, 2013a).

Un sommaire des concentrations dans l'air ambiant estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique par GENIVAR (2013) est disponible à l'annexe E. Ce sommaire indique, pour le récepteur le plus exposé de chaque catégorie de récepteurs (noyaux urbains de Villemontel et de Launay, résidences sud-ouest, résidences sud-est et sites de production bovine), les concentrations maximales estimées sur 1 heure, 8 heures et 24 heures ainsi que les concentrations moyennes annuelles les plus élevées obtenues après la modélisation de 5 années météorologiques. Les résultats indiquent que les concentrations d'intérêt les plus élevées sont :

- celles estimées selon le scénario 2 (année 10) pour les gaz (NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>), les particules fines (PM<sub>2,5</sub>; 1 heure), les PMT (1 heure), les métaux dans les PMT (1 heure) et le nickel dans les PM<sub>10</sub> (1 heure, 8 heures et 24 heures);
- celles estimées selon le scénario 1 (année 8) pour les PM<sub>2,5</sub> (8 heures et 24 heures, annuelle), les PMT (8 heures et 24 heures, annuelle), les métaux dans les PMT (annuelle), et le nickel dans les PM<sub>10</sub> (annuelle);
- celles estimées selon le scénario 1 ou le scénario 2 (selon le métal et la période). pour les métaux dans les PMT (8 heures et 24 heures).

<sup>1</sup> Opérations de minerai (Ore), routes de transport (HaulRoad), opérations stériles (Waste), opérations argiles bleues (BCLay), érosion éolienne argiles bleues (PBCLay), opérations/érosion éolienne argiles brunes (GCLay), opérations minerai et stériles, excepté le sautage (ARockWB), opérations de sautage (Blasts), opérations concentré (Conc) et gaz d'échappement (Exh).

<sup>2</sup> Dunite, peridotite, gabbro, roche volcanique, sable et gravier, argile.

#### 4.2.1.3 Scénarios et voies d'exposition des récepteurs

L'estimation de l'exposition des récepteurs est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les contaminants qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les voies d'exposition potentielles par lesquelles les individus pourraient être exposés (ingestion, inhalation et/ou contact cutané) ainsi que les patrons d'exposition (fréquence et durée de l'exposition). Un autre élément essentiel à l'estimation de l'exposition est la détermination des concentrations de contaminants dans les divers compartiments environnementaux d'intérêt (ex. : air intérieur, poussières intérieures, végétaux).

Les hypothèses retenues pour estimer l'exposition des individus (scénarios d'exposition) sont basées sur les recommandations émises dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012) pour un contexte résidentiel en milieu rural. Ces hypothèses très prudentes visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel lié à 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 (tableau 7). L'ensemble de la population générale est donc représenté.

**Tableau 7. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans le contexte du projet Dumont**

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

Source : INSPQ, 2012c

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

<sup>b</sup> : Durée de vie du projet Dumont

Toutes les voies d'exposition ont été considérées, soit l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané. Plus précisément, l'exposition a été estimée pour les voies suivantes:

- Inhalation d'air ambiant (à l'extérieur des bâtiments) et d'air intérieur (affecté par les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur);
- Ingestion de poussières intérieures (affectées par la retombée des matières particulaires présentes dans l'air intérieur);

- Ingestion de produits du potager d'origine locale (affectés par le transfert air-plante) et de produits animaux d'origine locale (affectés par la consommation de plantes);
- Contact cutané avec l'air et les poussières intérieures.

Le tableau 8 résume les voies d'exposition retenues pour l'évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine.

**Tableau 8. Voies d'exposition retenues**

Voies et milieux d'exposition potentiels		Voies retenues
<b>Inhalation</b>	Air extérieur (phase gazeuse et particules)	✓
	Air intérieur (phase gazeuse et particules)	✓
<b>Ingestion</b>	Eau potable <sup>a</sup>	
	Sol <sup>b</sup>	
	Poussières intérieures	✓
	Fruits et légumes d'origine locale <sup>c</sup>	✓
	Lait, viande et œufs d'origine locale <sup>d</sup>	✓
	Poisson d'origine locale	
	Lait maternel <sup>e</sup>	✓
<b>Contact cutané</b>	Particules (poussières intérieures)	✓
	Particules (sol) <sup>b</sup>	
	Phase gazeuse	✓
	Eau potable <sup>a</sup>	

<sup>a</sup> : Non affectée par le projet, selon l'étude d'impact

<sup>b</sup> : Non considéré car la modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée ne permet pas d'estimer les retombées atmosphériques.

<sup>c</sup> : Affectés uniquement par le transfert air-plante

<sup>d</sup> : Affectés uniquement par la consommation de plantes (après transfert air-plante)

<sup>e</sup> : Pour la tranche d'âge 0 – 0,5 an seulement.

Les résidences riveraines du projet ne sont pas desservies en eau potable par un réseau public. L'eau potable provient plutôt de puits individuels (eau souterraine). L'étude d'impact ayant conclu que l'eau souterraine utilisée dans la zone riveraine ne devrait pas être affectée de façon significative par le projet (GENIVAR, 2012), la consommation d'eau potable n'a pas été retenue pour estimer l'exposition additionnelle<sup>1</sup>.

Les paramètres d'exposition (ex. : taux d'inhalation, taux d'ingestion, poids corporel) recommandés par l'INSPQ (INSPQ, 2012a) pour chaque tranche d'âge ont été utilisés pour estimer les doses d'exposition. Pour ce qui concerne la consommation d'aliments d'origine

<sup>1</sup> L'exposition via l'ingestion d'eau potable a été considérée dans le cadre de l'exposition bruit de fond (section 4.1)



locale, la contribution des produits végétaux (fruits et légumes) locaux et des produits animaux (lait/produits laitiers, viande/œufs) locaux a été fixée à 50% de la consommation quotidienne de ce type de denrées, et ce, 365 jours/année durant les 34 ans du projet; cette hypothèse de travail prudente est celle recommandée par l'INSPQ dans un contexte résidentiel en milieu rural. Le choix de cette valeur est motivé par la présence de terres agricoles (production bovine, possibilité de jardins potagers) dans la zone d'étude. L'exposition des nourrissons via le lait maternel a été estimée selon une des méthodologies reconnues par l'INSPQ (2012), soit celle décrite le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996).

#### 4.2.1.4 *Nature des concentrations de métaux utilisées*

Les concentrations de métaux dans l'air disponibles correspondent aux métaux sous forme de particules en suspension totales (nommées PMT dans le présent document), qui désignent généralement des particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 40 µm. D'un point de vue toxicologique, seule une portion de ces particules présente un intérêt pour estimer le risque posé par l'inhalation de métaux. Il s'agit des PM<sub>10</sub>, c'est-à-dire des particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm (ce qui leur permet de pénétrer dans les poumons). L'estimation du risque posé par les métaux à partir des concentrations dans les PM<sub>10</sub> permet donc de réduire l'incertitude (c'est-à-dire de fournir une estimation plus représentative de la réalité).

Pour les fins de la présente étude, les concentrations de nickel dans les PM<sub>10</sub> étaient disponibles et ont donc été utilisées pour estimer les risques par inhalation. Les concentrations de nickel dans les PMT ont cependant été utilisées pour estimer le risque par ingestion et contact cutané, car l'exposition par ces voies ne dépend pas de la taille des particules. Pour tous les autres métaux, les risques posés par inhalation, ingestion et contact cutané ont été estimés à partir des concentrations dans les PMT, ce qui les surestime.

#### 4.2.1.5 *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 F.

**Tableau 9. Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations additionnelles dans les milieux environnementaux d'intérêt**

Processus impliqué	Caractéristiques du modèle <sup>a</sup>
Transfert air ambiant → air intérieur	Pour les particules et les substances associées à des particules (métaux), la concentration dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration dans l'air ambiant. Pour les substances gazeuses (NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> ), la concentration dans l'air intérieur est égale à la concentration dans l'air ambiant.
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 air ambiant → végétaux	L'absorption suite au dépôt atmosphérique 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.
Transfert végétaux → viande, lait, œufs	La dose d'exposition (quantité de substance ingérée et inhalée par l'animal) est multipliée par le facteur de biotransfert correspondant à la substance.

<sup>a</sup> : Selon les recommandations du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996)

## 4.2.2 Niveaux d'exposition additionnelle utilisés

Pour estimer les risques spécifiquement attribuables au projet, les concentrations dans l'air ambiant retenues correspondent, pour chaque substance et chaque durée d'exposition (1 heure, 8 heures, 24 heures ou annuelle), à la valeur la plus élevée parmi celles estimées par modélisation avec les deux scénarios d'émissions (années 8 et 10 du projet) et les 5 années météorologiques. Les concentrations retenues pour estimer les risques sont celles correspondant au récepteur le plus exposé.

### 4.2.2.1 Concentrations estimées pour une exposition aiguë

Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë sont présentées au tableau 10 (1 heure), au tableau 11 (8 heures) et au tableau 12 (24 heures). Ces valeurs correspondent aux concentrations maximales estimées sur chacune de ces périodes.

**Tableau 10. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles maximales dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë de 1 heure**

Substance	Concentration	Récepteur	Scénario <sup>a</sup>
Aluminium	27,6	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Antimoine	6,00E-3	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Argent	1,38E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Arsenic	1,02E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Baryum	2,92E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Béryllium	4,25E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Bore	0,109	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Cadmium	8,64E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Chrome	2,46	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Cobalt	0,204	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Cuivre	0,162	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Étain	6,91E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Fer	91,7	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Fluor	6,91E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Manganèse	1,49	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Mercure	3,45E-05	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Molybdène	2,29E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Nickel (PM <sub>10</sub> )	2,54	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Plomb	1,35E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Sélénium	1,73E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Strontium	2,24E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Thallium	3,45E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Titane	1,17	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Uranium	8,64E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Vanadium	9,42E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Zinc	6,55E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
PM <sub>2,5</sub>	64,3	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
SO <sub>2</sub>	54,8	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
NO <sub>2</sub>	143,1	RES2 (Launay)	2

Source : WSP (M. Pascal Rhéaume, communications personnelles du 7 février et du 16 avril 2014)

<sup>a</sup> :Les scénarios 1 et 2 réfèrent, respectivement, aux années 8 et 10 du projet.

Les substances et valeurs indiquées en noir sont celles pour lesquelles le risque a pu être estimé (VTR officielle ou provisoire disponible); les substances indiquées en gris sont celles pour lesquelles le risque correspondant à une exposition de 1 heure n'a pu être estimé.



**Tableau 11. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles maximales dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë de 8 heures**

Substance	Concentration	Récepteur	Scénario
Aluminium	3,57	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Antimoine	7,67E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Argent	1,78E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Arsenic	1,98E-03	RES19 (résid. Sud-Est)	1
Baryum	3,73E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Béryllium	5,39E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Bore	1,37E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Cadmium	1,11E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Chrome	0,311	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Cobalt	2,59E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Cuivre	3,27E-02	RES19 (résid. Sud-Est)	1
Étain	8,92E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Fer	11,7	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Fluor	8,91E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Manganèse	0,19	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Mercure	4,46E-06	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Molybdène	4,64E-04	RES19 (résid. Sud-Est)	1
Nickel (PM <sub>10</sub> )	0,319	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Plomb	2,75E-03	RES19 (résid. Sud-Est)	1
Sélénium	2,23E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Strontium	2,89E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Thallium	4,46E-04	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Titane	0,149	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Uranium	1,11E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Vanadium	1,20E-02	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
Zinc	8,44E-03	RES 23 (résid. Sud-Est)	2
PM <sub>2,5</sub>	10,7	RES20 (résid. Sud-Est)	1
SO <sub>2</sub>	--	--	--
NO <sub>2</sub>	--	--	--

Source : WSP (M. Pascal Rhéaume, communications personnelles du 7 février et du 16 avril 2014)

<sup>a</sup> : Les scénarios 1 et 2 réfèrent, respectivement, aux années 8 et 10 du projet.

-- : non disponible

Les substances et valeurs indiquées en noir sont celles pour lesquelles le risque a pu être estimé (VTR officielle ou provisoire disponible); les substances indiquées en gris sont celles pour lesquelles le risque correspondant à une exposition de 8 heures n'a pu être estimé.

**Tableau 12. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles maximales dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition aiguë de 24 heures**

Substance	Concentration)	Récepteur	Scénario
Aluminium	1,81	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Antimoine	2,65E-04	RES19 (résid. Sud-Est)	2
Argent	8,07E-05	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Arsenic	1,07E-03	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Baryum	1,25E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	2
Béryllium	1,81E-04	RES23 (résid. Sud-Est)	2
<b>Bore</b>	<b>4,59E-03</b>	<b>RES23 (résid. Sud-Est)</b>	<b>2</b>
<b>Cadmium</b>	<b>5,06E-05</b>	<b>RES20 (résid. Sud-Est)</b>	<b>1</b>
Chrome	0,104	RES23 (résid. Sud-Est)	2
Cobalt	8,69E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	2
Cuivre	1,76E-02	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Étain	4,05E-04	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Fer	3,95	RES19 (résid. Sud-Est)	2
<b>Fluor</b>	<b>4,02E-04</b>	<b>RES20 (résid. Sud-Est)</b>	<b>1</b>
Manganèse	6,41E-02	RES19 (résid. Sud-Est)	2
Mercuré	2,02E-06	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Molybdène	2,50E-04	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Nickel (PM <sub>10</sub> )	0,107	RES23 (résid. Sud-Est)	2
Plomb	1,48E-03	RES20 (résid. Sud-Est)	1
<b>Sélénium</b>	<b>1,01E-04</b>	<b>RES20 (résid. Sud-Est)</b>	<b>1</b>
Strontium	1,11E-03	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Thallium	2,02E-04	RES20 (résid. Sud-Est)	1
Titane	5,01E-02	RES23 (résid. Sud-Est)	2
Uranium	5,06E-04	RES20 (résid. Sud-Est)	1
<b>Vanadium</b>	<b>4,10E-03</b>	<b>RES19 (résid. Sud-Est)</b>	<b>2</b>
Zinc	3,40E-03	RES20 (résid. Sud-Est)	1
<b>PM<sub>2,5</sub></b>	<b>5,8</b>	<b>RES20 (résid. Sud-Est)</b>	<b>1</b>
<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>2,3</b>	<b>RES23 (résid. Sud-Est)</b>	<b>2</b>
<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>36</b>	<b>RES29 (résid. Sud-Ouest)</b>	<b>2</b>

Source : WSP (M. Pascal Rhéaume, communications personnelles du 7 février et du 16 avril 2014)

<sup>a</sup> :Les scénarios 1 et 2 réfèrent, respectivement, aux années 8 et 10 du projet.

Les substances et valeurs indiquées en noir sont celles pour lesquelles le risque a pu être estimé (VTR officielle ou provisoire disponible); les substances indiquées en gris sont celles pour lesquelles le risque correspondant à une exposition de 24 heures n'a pu être estimé.

#### 4.2.2.2 Concentrations estimées pour une exposition chronique

Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques suite à une exposition à long terme correspondent à la moyenne annuelle<sup>1</sup> la plus élevée parmi celles estimées pour les deux scénarios (années 8 et 10) et parmi les 5 années météorologiques modélisées. Les concentrations estimées selon les deux scénarios sont présentées au tableau 13.

Les risques d'effets chroniques sont donc évalués à partir des valeurs moyennes de la pire année modélisée. Ce choix a été motivé par le fait que le risque à long terme dépend d'une exposition continue et non des variations de l'exposition à court terme (lesquelles sont prises en compte lors de l'évaluation des risques suite à une exposition aiguë).

---

<sup>1</sup> Moyenne des concentrations estimées sur 24 heures

**Tableau 13. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques suite à une exposition chronique (concentrations moyennes annuelles les plus élevées)**

Substance <sup>a</sup>	Scénario 1 (année 8)		Scénario 2 (année 10)	
	Concentration	Récepteur	Concentration	Récepteur
Aluminium	1,09E-01	RES23 (résid. Sud-Est)	1,01E-01	RES23 (résid. Sud-Est)
Antimoine	1,44E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	1,29E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Argent	4,87E-06	RES23 (résid. Sud-Est)	4,61E-06	RES23 (résid. Sud-Est)
Arsenic	6,76E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	6,25E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Baryum	5,38E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	4,07E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Béryllium	3,95E-06	RES23 (résid. Sud-Est)	3,84E-06	RES23 (résid. Sud-Est)
Bore	6,29E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	5,78E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Cadmium	3,12E-06	RES23 (résid. Sud-Est)	2,90E-06	RES23 (résid. Sud-Est)
Chrome	1,73E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	1,46E-03	RES23 (résid. Sud-Est)
Cobalt	2,51E-04	RES23 (résid. Sud-Est)	2,19E-04	RES23 (résid. Sud-Est)
Cuivre	1,06E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	9,98E-04	RES23 (résid. Sud-Est)
Étain	2,50E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	2,32E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Fer	1,95E-01	RES23 (résid. Sud-Est)	1,77E-01	RES23 (résid. Sud-Est)
Fluor	2,35E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	2,24E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Manganèse	3,21E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	2,91E-03	RES23 (résid. Sud-Est)
Mercure	1,25E-07	RES23 (résid. Sud-Est)	1,16E-07	RES23 (résid. Sud-Est)
Molybdène	1,54E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	1,43E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Nickel <sup>b</sup>	7,69E-04	RES23 (résid. Sud-Est)	6,99E-04	RES23 (résid. Sud-Est)
Nickel <sup>c</sup>	1,89E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	1,58E-03	RES23 (résid. Sud-Est)
Plomb	9,07E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	8,46E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Sélénium	6,24E-06	RES23 (résid. Sud-Est)	5,80E-06	RES23 (résid. Sud-Est)
Strontium	7,43E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	6,49E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Thallium	1,25E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	1,16E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Titane	2,22E-03	RES23 (résid. Sud-Est)	2,02E-03	RES23 (résid. Sud-Est)
Uranium	3,12E-05	RES23 (résid. Sud-Est)	2,90E-05	RES23 (résid. Sud-Est)
Vanadium	1,91E-04	RES23 (résid. Sud-Est)	1,79E-04	RES23 (résid. Sud-Est)
Zinc	2,20E-04	RES23 (résid. Sud-Est)	2,00E-04	RES23 (résid. Sud-Est)
PM <sub>2.5</sub>	0,7	RES22/23 (résid. Sud-Est)	0,6	RES21-23 (résid. Sud-Est)
SO <sub>2</sub>	0,021	RES23 (résid. Sud-Est)	0,043	RES23 (résid. Sud-Est)
NO <sub>2</sub>	5,4	RES23 (résid. Sud-Est)	5,5	RES23 (résid. Sud-Est)

Source : WSP (M. Pascal Rhéaume, communications personnelles du 7 février et du 16 avril 2014)

<sup>a</sup> : Concentrations estimées dans les particules totales (PMT), sauf si indication contraire

<sup>b</sup> : Concentrations estimées dans les PM<sub>10</sub>, utilisées pour estimer l'exposition par inhalation

<sup>c</sup> : Concentrations estimées dans les PMT, utilisées pour estimer l'exposition par ingestion et contact cutané

#### 4.2.2.3 Doses d'exposition aux métaux estimées pour une exposition chronique

Les doses d'exposition additionnelles maximales utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer sont présentées au tableau 14. Les doses détaillées pour chaque source d'exposition (par exemple doses par ingestion de légumes) sont disponibles à l'annexe G. Ces valeurs ont été obtenues à partir des concentrations dans l'air ambiant présentées au tableau 13. Les résultats peuvent être brièvement interprétés comme suit :

- Pour toutes les tranches d'âge, l'ingestion de poussières intérieures et de produits du potager<sup>1,2</sup> représente la voie majeure d'exposition;
- Pour la tranche d'âge 0-0,5 ans, l'ingestion de lait maternel est généralement une voie d'exposition négligeable;
- L'inhalation d'air intérieur et extérieur et l'exposition par la peau conduisent à des doses plus faibles que l'ingestion.
- L'inhalation d'air intérieur est une voie d'exposition plus importante que l'inhalation d'air extérieur (air ambiant), car il a été considéré que les individus passaient beaucoup plus de temps à l'intérieur qu'à l'extérieur de la résidence.

---

<sup>1</sup> En supposant que les produits du potager d'origine locale représentent 50% de la quantité totale de légumes et de fruits/jus de fruits consommés par l'individu récepteur.

<sup>2</sup> Les concentrations de métaux dans les produits de potager correspondent aux concentrations estimées via le dépôt atmosphérique (l'accumulation potentielle de métaux dans les sols suivie d'une mobilisation par les racines des plantes n'a pas été considérée).

**Tableau 14. Doses d'exposition additionnelles (mg/kg-pc par jour) estimées pour le récepteur le plus exposé**

Substance	0-0,5 ans			0,5-4 ans			5-11 ans			12-19 ans			20 ans+		
	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané	Inhalation	Ingestion	Cutané
Aluminium	4,00E-05	1,79E-03	3,13E-05	3,63E-05	3,68E-03	2,21E-05	3,00E-05	1,22E-03	1,93E-05	2,38E-05	5,12E-04	1,59E-05	1,72E-05	4,18E-04	1,49E-05
Antimoine	5,28E-09	2,36E-07	4,14E-09	4,80E-09	4,86E-07	2,92E-09	3,97E-09	1,60E-07	2,55E-09	3,14E-09	6,73E-08	2,10E-09	2,28E-09	5,50E-08	1,97E-09
Argent	1,79E-09	9,75E-08	1,40E-09	1,62E-09	2,31E-07	9,89E-10	1,34E-09	8,45E-08	8,64E-10	1,06E-09	3,70E-08	7,10E-10	7,70E-10	2,66E-08	6,67E-10
Arsenic	2,48E-08	1,11E-06	7,77E-08	2,25E-08	2,28E-06	5,49E-08	1,86E-08	7,53E-07	4,79E-08	1,48E-08	3,17E-07	3,94E-08	1,07E-08	2,59E-07	3,70E-08
Baryum	1,97E-08	8,85E-07	1,55E-08	1,79E-08	1,82E-06	1,09E-08	1,48E-08	6,02E-07	9,54E-09	1,17E-08	2,53E-07	7,84E-09	8,51E-09	2,06E-07	7,36E-09
Béryllium	1,45E-09	6,48E-08	1,14E-09	1,32E-09	1,33E-07	8,02E-10	1,09E-09	4,39E-08	7,00E-10	8,63E-10	1,84E-08	5,76E-10	6,25E-10	1,51E-08	5,41E-10
Bore	2,31E-08	1,05E-06	1,81E-08	2,10E-08	2,18E-06	1,28E-08	1,73E-08	7,27E-07	1,12E-08	1,37E-08	3,07E-07	9,17E-09	9,95E-09	2,47E-07	8,61E-09
Cadmium	1,14E-09	5,17E-08	8,97E-11	1,04E-09	1,07E-07	6,33E-11	8,59E-10	3,56E-08	5,53E-11	6,81E-10	1,50E-08	4,55E-11	4,93E-10	1,21E-08	4,27E-11
Chrome III	6,34E-07	2,88E-05	4,97E-07	5,77E-07	6,02E-05	3,51E-07	4,76E-07	2,02E-05	3,07E-07	3,78E-07	8,56E-06	2,52E-07	2,74E-07	6,89E-06	2,37E-07
Cobalt	9,20E-08	4,20E-06	7,21E-08	8,37E-08	8,92E-06	5,10E-08	6,91E-08	3,05E-06	4,45E-08	5,48E-08	1,32E-06	3,66E-08	3,97E-08	1,05E-06	3,44E-08
Cuivre	3,89E-07	1,77E-05	3,05E-07	3,53E-07	3,70E-05	2,15E-07	2,92E-07	1,25E-05	1,88E-07	2,31E-07	5,32E-06	1,55E-07	1,68E-07	4,28E-06	1,45E-07
Étain	9,17E-09	4,16E-07	7,18E-09	8,33E-09	9,13E-07	5,08E-09	6,88E-09	3,32E-07	4,43E-09	5,46E-09	1,50E-07	3,64E-09	3,95E-09	1,20E-07	3,42E-09
Fer	7,15E-05	3,21E-03	5,60E-05	6,50E-05	6,70E-03	3,96E-05	5,37E-05	2,27E-03	3,46E-05	4,26E-05	9,73E-04	2,84E-05	3,08E-05	7,89E-04	2,67E-05
Fluor	1,20E-08	1,13E-07	2,19E-13	1,08E-08	4,01E-07	1,55E-13	8,93E-09	2,83E-07	1,35E-13	7,05E-09	1,60E-07	1,11E-13	5,17E-09	1,26E-07	1,04E-13
Manganèse	1,18E-06	5,28E-05	9,22E-07	1,07E-06	1,09E-04	6,52E-07	8,84E-07	3,59E-05	5,69E-07	7,01E-07	1,51E-05	4,68E-07	5,08E-07	1,23E-05	4,39E-07
Mercure	6,37E-11	6,00E-10	6,99E-15	5,75E-11	2,50E-09	4,94E-15	4,75E-11	1,83E-09	4,31E-15	3,75E-11	1,07E-09	3,55E-15	2,75E-11	8,35E-10	3,33E-15
Molybdène	5,65E-09	2,56E-07	4,43E-09	5,13E-09	5,36E-07	3,13E-09	4,24E-09	1,80E-07	2,73E-09	3,36E-09	7,63E-08	2,24E-09	2,44E-09	6,14E-08	2,11E-09
Nickel	6,93E-07	3,13E-05	2,17E-06	6,30E-07	6,52E-05	1,53E-06	5,20E-07	2,18E-05	1,34E-06	4,13E-07	9,23E-06	1,10E-06	2,99E-07	7,46E-06	1,03E-06
Plomb	3,33E-08	1,49E-06	2,61E-08	3,02E-08	3,07E-06	1,84E-08	2,50E-08	1,01E-06	1,61E-08	1,98E-08	4,25E-07	1,32E-08	1,43E-08	3,47E-07	1,24E-08
Sélénium	2,29E-09	1,07E-07	1,79E-09	2,08E-09	2,30E-07	1,27E-09	1,72E-09	7,91E-08	1,11E-09	1,36E-09	3,41E-08	9,10E-10	9,87E-10	2,68E-08	8,54E-10
Strontium	2,72E-08	1,24E-06	2,13E-08	2,48E-08	2,58E-06	1,51E-08	2,05E-08	8,58E-07	1,32E-08	1,62E-08	3,62E-07	1,08E-08	1,18E-08	2,92E-07	1,02E-08
Thallium	4,58E-09	2,10E-07	3,59E-09	4,17E-09	4,51E-07	2,54E-09	3,44E-09	1,58E-07	2,22E-09	2,73E-09	6,94E-08	1,82E-09	1,98E-09	5,53E-08	1,71E-09
Titane	8,14E-07	4,04E-05	6,38E-07	7,40E-07	9,17E-05	4,51E-07	6,11E-07	3,30E-05	3,94E-07	4,85E-07	1,46E-05	3,24E-07	3,51E-07	1,10E-05	3,04E-07
Uranium	1,14E-08	5,15E-07	8,97E-09	1,04E-08	1,06E-06	6,33E-09	8,59E-09	3,52E-07	5,53E-09	6,81E-09	1,48E-07	4,55E-09	4,93E-09	1,20E-07	4,27E-09
Vanadium	7,00E-08	3,13E-06	5,49E-08	6,37E-08	6,44E-06	3,88E-08	5,26E-08	2,13E-06	3,39E-08	4,17E-08	8,95E-07	2,78E-08	3,02E-08	7,31E-07	2,61E-08
Zinc	8,07E-08	4,03E-06	6,32E-08	7,33E-08	9,52E-06	4,47E-08	6,06E-08	3,64E-06	3,90E-08	4,80E-08	1,68E-06	3,21E-08	3,48E-08	1,27E-06	3,01E-08

#### 4.2.2.4 Niveaux d'exposition moyens à vie

Dans le cadre de l'estimation du risque additionnel de cancer, il est généralement considéré que le risque est proportionnel à la dose cumulée durant la vie. Pour évaluer le risque additionnel de cancer, il convient donc d'utiliser le niveau d'exposition moyen à vie, qui correspond à la dose cumulée durant les 70 premières années de la vie du récepteur divisée par 70 ans (INSPQ, 2012c).

Les niveaux d'exposition moyens à vie ont été estimés de façon prudente en attribuant les concentrations moyennes annuelles les plus élevées<sup>1</sup> estimées aux années 8 et 10 (tableau 14) à l'ensemble de la durée du projet (34 ans). Plus précisément, les niveaux d'exposition moyens à vie attribuables au projet (niveaux additionnels) ont été estimés arbitrairement comme suit :

- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 1 (année 8) a été utilisée pour estimer l'exposition de l'individu récepteur durant les 8 premières années de sa vie;
- L'année 9 correspond à la médiane des années 8 et 10 du projet;
- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 2 (année 10) a été utilisée pour estimer l'exposition du récepteur durant les 25 années suivantes (soit de l'année 10 à l'année 34 du projet);
- Pour les 36 années de vie restantes du récepteur (après cessation des activités du projet Dumont), la contribution du projet a été considérée nulle.

Cette démarche est résumée au tableau 15.

**Tableau 15. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie**

Année du projet complétée	Tranche d'âge du récepteur	Durée de l'exposition (T <sub>i</sub> , années)	Scénario utilisé pour définir la concentration additionnelle retenue (tableau 13)
1 à 5	0 – 0,5 an	0,5	Scénario 1 (année 8)
	0,5 - 4 ans	4,5	Scénario 1 (année 8)
6 à 9	5 – 11 ans	4	Scénario 1 (année 8)
10 à 12	5 – 11 ans	3	Scénario 2 (année 10)
13 à 20	12 – 19 ans	8	Scénario 2 (année 10)
21 à 34	20 ans et plus	14	Scénario 2 (année 10)
Après cessation du projet	20 ans et plus	36	N/A

N/A : Non applicable (une concentration nulle a été retenue)

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

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

$$\text{Exposition moyenne à vie} = \frac{\sum_{i=1}^7 \text{Dose}_i \text{ ou Concentration}_i \times T_i}{\sum_{i=1}^7 T_i}$$

Où

Exposition moyenne à vie : Dose (mg/kg-pc par jour) ou concentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) moyenne entre 0 et 70 ans

Dose<sub>i</sub> ou concentration<sub>i</sub> : Concentration d'exposition annuelle du groupe i (tableau 13) ou dose d'exposition additionnelle du groupe i (annexe G)

$T_i$  : Nombre d'années comprises dans le groupe i (tableau 15)

Les concentrations ainsi estimées pour tous les métaux classés comme cancérigènes ou probablement cancérigènes par inhalation chez l'humain (voir tableau 2) sont présentées au tableau 16.

**Tableau 16. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles moyennes sur la durée de vie utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer par inhalation**

Substances	Récepteur le plus exposé
Arsenic	2,24E-05
Béryllium	1,36E-06
Cadmium	1,04E-06
Nickel (PM <sub>10</sub> )	2,51E-04
Plomb	3,02E-05

Les doses moyennes à vie estimées par voie orale et contact cutané pour tous les métaux classés comme cancérigènes ou probablement cancérigènes par ingestion chez l'humain sont présentées au tableau 17.

**Tableau 17. Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles moyennes sur la durée de vie utilisées pour estimer le risque de cancer par ingestion et contact cutané**

Substance	Récepteur le plus exposé
Arsenic	3,27E-07
Plomb	4,21E-07



## 6 ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES

### 6.1 Estimation du risque

#### 6.1.1 Niveaux de risque estimés pour une exposition aiguë par inhalation

Les risques posés par une exposition aiguë par inhalation ont été estimés en comparant directement les concentrations d'exposition avec les VTR correspondantes. Les valeurs obtenues correspondent à des indices de risque (IR). Trois séries d'IR ont été estimés :

- L'IR additionnel ( $IR_{Add}$ ), qui correspond à la concentration additionnelle maximale sur 1 heure (tableau 10), 8 heures (tableau 11) ou 24 heures (tableau 12) divisée par la VTR correspondante (tableau 3);
- L'IR bruit de fond ( $IR_{BF}$ ), qui correspond à la concentration initiale (tableau B-1<sup>1</sup>) sur 1 heure ou 24 heures (aucune valeur disponible pour 8 heures) divisée par la VTR correspondante (tableau 3);
- L'IR total ( $IR_{Tot}$ ), qui correspond à la somme de l'IR additionnel et de l'IR bruit de fond.

Les VTR étant définies comme des concentrations 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 ( $IR \leq 1$ ) assure l'absence d'effets sur la santé. 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 assorties d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur).

Les indices de risque maximaux, estimés à partir des concentrations additionnelles les plus élevées au niveau des récepteurs dits sensibles sont présentés au tableau 19. Les IR basés sur une VTR provisoire y sont indiqués entre parenthèses et les IR supérieurs à l'unité sont indiqués en caractères gras. Faute de VTR disponible pour une exposition aiguë par inhalation, aucun indice de risque n'a été estimé pour l'étain, le strontium et le zinc.

Les résultats (tableau 18) indiquent que tous les indices de risques attribuables au projet ( $IR_{Add}$ ) sont inférieurs à l'unité, excepté pour le nickel (1 heure et 8 heures), le manganèse (8 heures) et le fer (8 heures, basé sur une VTR provisoire). Les indices de risque (24 heures) correspondant à l'exposition bruit de fond ( $IR_{BF}$ ) et à l'exposition totale ( $IR_{Tot}$ ) aux  $PM_{2.5}$  et au  $SO_2$  sont supérieurs ou égaux à l'unité.

Les résultats sont discutés à la section 6.3 (Évaluation des risques).

---

<sup>1</sup> Disponible à l'annexe B

**Tableau 18. Indices de risque par inhalation pour une exposition aiguë – Récepteur le plus exposé**

Substance	1 heure			8 heures			24 heures		
	IR <sub>Add</sub>	IR <sub>BF</sub>	IR <sub>Tot</sub>	IR <sub>Add</sub>	IR <sub>BF</sub>	IR <sub>Tot</sub>	IR <sub>Add</sub>	IR <sub>BF</sub>	IR <sub>Tot</sub>
Aluminium				(0,04)		(0,04)			
Antimoine				(0,0002)		(0,0002)			
Argent				(0,0002)		(0,0002)			
Arsenic	0,05 <sup>a</sup>		0,05 <sup>a</sup>						
Baryum				(0,0007)		(0,0007)			
Béryllium				(0,03)		(0,03)			
Bore							0,00002		0,00002
Cadmium							0,002		0,002
Chrome III				(0,06)		(0,06)			
Cobalt				(0,13)		(0,13)			
Cuivre	0,002		0,002						
Étain									
<b>Fer</b>				<b>(1,2)</b>		<b>(1,2)</b>			
Fluorure	0,00003		0,00003				0,00003		0,00003
<b>Manganèse</b>				<b>1,1</b>		<b>1,1</b>			
Mercurure inorganique	0,00006		0,00006	0,00007		0,00007			
Molybdène				(0,000005)		(0,000005)			
<b>Nickel (PM<sub>10</sub>)</b>	<b>12,7</b>		<b>12,7</b>	<b>5,3</b>		<b>5,3</b>			
Plomb				(0,006)		(0,006)			
Sélénium							(0,000005)		(0,000005)
Strontium									
Thallium				(0,0004)		(0,0004)			
Titane				(0,002)		(0,002)			
Uranium naturel				(0,0006)		(0,0006)			
Vanadium	0,006		0,006				0,005		0,005
Zinc									
PM <sub>2,5</sub>							0,39	<b>1,0</b>	<b>1,39</b>
SO <sub>2</sub>	0,11	0,12	0,23				0,12	<b>1,83</b>	<b>1,95</b>
NO <sub>2</sub>	0,72	0,20	0,92						

<sup>a</sup> : Concentration sur 1 heure divisée par une VTR établie pour 4 heures (cette approche est prudente car la concentration maximale estimée sur une heure est plus élevée que la concentration maximale sur 4 heures)

IR<sub>Add</sub> : Indice de risque additionnel = concentration additionnelle (valeur maximale estimée sur la période) / VTR sur la même période

IR<sub>BF</sub> : Indice de risque bruit de fond = concentration initiale estimée sur la période / VTR sur la même période

IR<sub>Tot</sub> : Indice de risque total = IR<sub>Add</sub> + IR<sub>Tot</sub>

### 6.1.2 Niveaux de risque estimés pour une exposition chronique - Effets autres que le cancer

Les niveaux de risques d'effets chroniques autres que le cancer ont été représentés par des indices de risque qui correspondent au niveau d'exposition (concentration dans l'air ou dose d'exposition estimée) divisé par la VTR correspondante (tableau 4). 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.

L'approche utilisée pour estimer les risques varie en fonction de la toxicité des substances et/ou des VTR disponibles selon la voie d'exposition :

- 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, deux IR distincts sont calculés et les risques correspondant à chaque voie sont estimés et évalués séparément. L'IR par inhalation correspond alors à la concentration d'exposition divisée par la VTR exprimée en concentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). L'IR par ingestion et contact cutané est quant à lui calculé en divisant la dose par ingestion additionnée de la dose par contact cutané par la VTR par voie orale exprimée en dose ( $\text{mg}/\text{kg}\text{-pc}$  par jour). De cette manière, des IR distincts par inhalation et par ingestion ont été estimés pour 17 substances (Ag, Ba, Be, B, Cd, Cr, Co, F, Mn, Hg, Ni, Pb, U, V,  $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{SO}_2$  et  $\text{NO}_2$ ).
- 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 combinées pour estimer le risque posé par l'exposition via toutes ces voies. L'évaluation du risque est basée sur l'IR ainsi obtenu. Cette approche concerne 12 métaux (Al, Sb, As, Cu, Sn, Fe, Mo, Se, Sr, Tl, Ti et Zn).

Les résultats concernant les risques d'effets chroniques sont résumés au tableau 19 (indices de risque par inhalation), au tableau 20 (indices de risque totaux pour l'exposition aux métaux via plusieurs voies) et à l'annexe H (indices de risque bruit de fond et additionnels pour l'exposition aux métaux via plusieurs voies). Ces résultats peuvent être résumés comme suit :

- Indices de risque par inhalation (tableau 19) : tous les indices de risque ( $\text{IR}_{\text{Add}}$ ,  $\text{IR}_{\text{BF}}$  et  $\text{IR}_{\text{Tot}}$ ) par inhalation sont inférieurs à l'unité, excepté pour l'uranium ( $\text{IR}_{\text{BF}} = 1,25$ ). La

concentration initiale d'uranium dans l'air<sup>1</sup> implique que l'indice de risque correspondant à l'exposition totale (additionnelle + bruit de fond) à l'uranium est également supérieur à l'unité; toutefois, la contribution du projet est négligeable (< 0,1%);

- Indices de risque pour plusieurs voies d'exposition (tableau 20 et annexe H) :
  - Tous les indices de risque correspondant à l'exposition additionnelle ( $IR_{Add}$ ) sont inférieurs à l'unité (annexe H);
  - Plusieurs indices de risque correspondant à l'exposition bruit de fond sont supérieurs à l'unité (antimoine, arsenic, bore, cadmium, étain, manganèse, molybdène, nickel, sélénium, thallium, uranium, vanadium et zinc; annexe H). Cela implique que les indices de risque correspondant à l'exposition totale (additionnelle + bruit de fond) pour ces substances sont également supérieurs à l'unité (tableau 20). Toutefois, pour ces treize métaux et pour chacune des tranches d'âge, la contribution du projet est négligeable (moins de 0,5%) (tableau 20).

Les résultats sont discutés à la section 6.3 (Évaluation des risques).

---

<sup>1</sup> Égale à la concentration moyenne au Canada

**Tableau 19. Indices de risque par inhalation pour une exposition chronique - Récepteur le plus exposé**

Substances	IR <sub>Add</sub>	IR <sub>BF</sub>	IR <sub>Tot</sub>
Aluminium <sup>a</sup>			
Antimoine <sup>a</sup>			
Argent	0,00001	0,01	0,01
Arsenic <sup>a</sup>	0,005	0,13	0,14
Baryum	0,0001	0,03	0,03
Béryllium	0,0006		0,0006
Bore	0,0000002		0,0000002
Cadmium	0,0003	0,30	0,30
Chrome	0,003	0,02	0,02
Cobalt	0,003		0,003
Cuivre <sup>a</sup>			
Étain <sup>a</sup>			
Fer <sup>a</sup>			
Fluorure	0,000002		0,000002
Manganèse	0,06	0,08	0,14
Mercure	0,000004	0,07	0,07
Molybdène <sup>a</sup>			
Ni	0,09	0,50	0,59
Nickel (PM10)	0,04	0,00	0,04
Plomb	0,0002	0,05	0,05
Sélénium <sup>a</sup>	0,0000003		0,0000003
Strontium <sup>a</sup>			
Thallium <sup>a</sup>			
Titane <sup>a</sup>			
<b>Uranium naturel</b>	0,0008	<b>1,25</b>	<b>1,25</b>
Vanadium	0,002	0,10	0,10
Zinc <sup>a</sup>			
PM <sub>2.5</sub>	0,07	0,7	0,77
SO <sub>2</sub>	0,002	0,26	0,26
NO <sub>2</sub>	0,14	0,25	0,39

<sup>a</sup> : Substance pour laquelle les risques posés par une exposition chronique ont aussi été estimés en combinant toutes les voies d'exposition (voir tableau 21)

IR<sub>Add</sub> : Indice de risque additionnel = concentration additionnelle la plus élevée (tableau 13) / VTR chronique (tableau 4)

IR<sub>BF</sub> : Indice de risque bruit de fond = Concentration initiale (tableau B-1) / VTR chronique (tableau 4)

IR<sub>Tot</sub> : Indice de risque total = IR<sub>Add</sub> + IR<sub>Tot</sub>

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

Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des indices de risque sont supérieurs à l'unité.

**Tableau 20. Indices de risque totaux pour l'exposition chronique aux métaux via plusieurs voies - Récepteur le plus exposé**

Substance	Voie d'exposition <sup>a</sup>	0-6 mois		0,5-4 ans		5-11 ans		12-19 ans		20 ans+	
		IR <sub>Tot</sub>	Contr. (%) <sup>b</sup>	IR <sub>Tot</sub>	Contr. (%) <sup>b</sup>	IR <sub>Tot</sub>	Contr. (%) <sup>b</sup>	IR <sub>Tot</sub>	Contr. (%) <sup>b</sup>	IR <sub>Tot</sub>	Contr. (%) <sup>b</sup>
Aluminium	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,07	2,9%	0,30	1,2%	0,38	0,3%	0,31	0,2%	0,16	0,3%
<b>Antimoine</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>2,1</b>	0,06%	<b>2,0</b>	0,1%	0,91	0,09%	0,49	0,07%	0,45	0,07%
Argent	Ingestion + contact cutané	0,58	0,003%	0,45	0,01%	0,27	0,006%	0,16	0,005%	0,14	0,004%
<b>Arsenic</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>704</b>	0,05%	<b>541</b>	0,1%	<b>334</b>	0,07%	<b>190</b>	0,06%	<b>167</b>	0,05%
Baryum	Ingestion + contact cutané	0,11	0,004%	0,12	0,01%	0,08	0,004%	0,05	0,003%	0,04	0,003%
Béryllium	Ingestion + contact cutané	0,03	0,1%	0,02	0,3%	0,01	0,2%	0,01	0,1%	0,01	0,10%
<b>Bore</b>	Ingestion + contact cutané	<b>6,5</b>	0,001%	<b>3,3</b>	0,004%	<b>1,6</b>	0,003%	0,86	0,002%	0,89	0,002%
<b>Cadmium</b>	Ingestion + contact cutané	<b>3,2</b>	0,02%	<b>6,1</b>	0,02%	<b>5,0</b>	0,007%	<b>2,9</b>	0,005%	<b>2,1</b>	0,006%
Chrome	Ingestion + contact cutané	0,0001	13%	0,0007	5,6%	0,0004	3,5%	0,0002	2,5%	0,0002	2,9%
Cobalt	Ingestion + contact cutané	(0,66)	0,6%	(0,56)	1,6%	(0,40)	0,8%	(0,24)	0,6%	(0,16)	0,7%
Cuivre	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,70	0,03%	0,55	0,1%	0,37	0,04%	0,20	0,03%	0,16	0,03%
<b>Étain</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>(3,9)</b>	0,0004%	<b>(3,0)</b>	0,001%	<b>(1,6)</b>	0,001%	<b>(1,6)</b>	0,0003%	<b>(0,77)</b>	0,001%
Fer	Ingestion + contact cutané + inhalation	(0,32)	0,2%	(0,26)	0,8%	(0,30)	0,5%	(0,34)	0,4%	(0,30)	0,4%
Fluorure	Ingestion + contact cutané	0,70	0,0004%	0,69	0,001%	0,55	0,001%	0,45	0,001%	0,86	0,0004%
<b>Manganèse</b>	Ingestion + contact cutané	<b>3,2</b>	0,01%	<b>2,4</b>	0,03%	<b>1,8</b>	0,02%	0,98	0,01%	0,95	0,009%
Mercure	Ingestion + contact cutané	0,46	0,0004%	0,47	0,002%	0,35	0,002%	0,22	0,002%	0,21	0,001%
<b>Molybdène</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>2,2</b>	0,002%	<b>1,7</b>	0,01%	<b>1,2</b>	0,003%	0,68	0,002%	0,50	0,003%
<b>Nickel (PMT)</b>	Ingestion + contact cutané	<b>1,2</b>	0,2%	0,88	0,7%	0,58	0,4%	0,34	0,3%	0,28	0,3%
Plomb	Ingestion + contact cutané	0,24	0,2%	0,28	0,3%	0,11	0,2%	0,06	0,2%	0,06	0,2%
<b>Sélénium</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>1,1</b>	0,002%	<b>1,3</b>	0,004%	<b>1,0</b>	0,002%	0,62	0,001%	0,47	0,001%
Strontium	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,15	0,001%	0,12	0,004%	0,08	0,002%	0,04	0,001%	0,03	0,002%
<b>Thallium</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>(262)</b>	0,03%	<b>(441)</b>	0,03%	<b>(106)</b>	0,05%	<b>(40)</b>	0,06%	<b>(34)</b>	0,06%
Titane	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,01	0,1%	0,01	0,3%	0,01	0,2%	0,004	0,1%	0,003	0,1%
<b>Uranium</b>	Ingestion + contact cutané	<b>4,8</b>	0,05%	<b>6,9</b>	0,08%	<b>1,8</b>	0,1%	0,77	0,1%	0,88	0,07%
<b>Vanadium</b>	Ingestion + contact cutané	<b>(1,7)</b>	0,2%	<b>(1,5)</b>	0,4%	(0,81)	0,3%	(0,45)	0,2%	(0,40)	0,2%
<b>Zinc</b>	Ingestion + contact cutané + inhalation	<b>1,7</b>	0,001%	<b>1,2</b>	0,002%	0,84	0,001%	0,48	0,001%	0,35	0,001%

<sup>a</sup> : Voies d'exposition pour lesquelles les IR ont été déterminés.

<sup>b</sup> : Contribution du projet. Correspond à la contribution de la dose additionnelle comparée à la dose totale (additionnelle + bruit de fond)

$IR_{Tot} = [dose\ d'exposition\ totale\ bruit\ de\ fond\ (tableau\ 6) + dose\ additionnelle\ (tableau\ 14)] / VTR_{ing}\ (tableau\ 4)$

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

Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des indices de risque sont supérieurs à l'unité.

### 6.1.3 Niveaux de risque additionnel de cancer estimés sur la durée de vie

La plupart des substances cancérigènes sont considérées comme des substances toxiques pour lesquelles à toute dose non nulle correspond un risque plus ou moins important (effet « sans seuil »). C'est pourquoi le risque est exprimé en termes de probabilité. Il devient donc nécessaire de définir un niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable. Le niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable par l'INSPQ (2012) est de  $1 \times 10^{-6}$ , soit un cas additionnel par million d'individus qui seraient exposés toute leur vie durant dans les conditions d'exposition décrites.

Le risque additionnel de cancer posé par toutes les substances considérées comme cancérigènes pour lesquelles des VTR pour le cancer étaient disponibles a été estimé. Les niveaux de risque sont présentés au tableau 21. Les résultats indiquent que :

- Le niveau global de risque additionnel de cancer est très faible, soit un cas sur 1,08 millions ( $9,3 \times 10^{-7}$ ) pour le récepteur dit sensible le plus exposé;
- Le risque additionnel de cancer maximal estimé est plus faible que le niveau de risque jugé négligeable par l'INSPQ. Le niveau de risque additionnel de cancer attribuable au projet est donc négligeable.

**Tableau 21. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie - Récepteur le plus exposé**

Substance	Inhalation	Ingestion + contact cutané
Arsenic	9,6E-08	4,9E-07
Béryllium	3,3E-09	
Cadmium	4,4E-09	
Nickel	3,3E-07	
Plomb	3,6E-10	3,6E-09
<b>Total par voie</b>	<b>4,3E-07</b>	<b>5,0E-07</b>
<b>Total</b>	<b>9,3E-07</b>	

## 6.2 Analyse de l'incertitude

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

### 6.2.1 Identification du danger

Toutes les substances pour lesquelles des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique étaient disponibles ont été considérées dans la présente étude (35 éléments minéraux associés aux particules totales, nickel associé aux  $PM_{10}$ , particules fines ( $PM_{2.5}$ ),  $NO_2$  et  $SO_2$ ).

### 6.2.2 Caractérisation toxicologique

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

Tel qu'indiqué précédemment (section 3.2), les VTR correspondent à des niveaux d'exposition jugés sécuritaires. Elles sont basées sur un niveau d'exposition associé à un effet critique divisé par un facteur global de sécurité. Le niveau d'exposition associé à l'effet critique est caractérisé à partir de données toxicologiques obtenues chez l'animal (en laboratoire) ou chez l'humain (volontaires exposés expérimentalement) ou de données épidémiologiques (travailleurs exposés en milieu de travail ou population exposée via la contamination de son environnement). Le niveau d'exposition critique est souvent beaucoup plus élevé que le niveau d'exposition environnemental qui doit être évalué. Le facteur global de sécurité est composé de facteurs multiplicatifs qui sont sélectionnés en fonction des données toxicologiques disponibles (ex. : 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) et de la durée d'exposition désirée pour la VTR (ex. : dérivation d'une VTR chronique à partir d'une étude de durée sous-chronique). Les facteurs sont utilisés pour pallier le manque d'information (ex. : information insuffisante pour une catégorie d'effets donnée, information insuffisante pour une exposition à long terme, différences entre espèces) et pour 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 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.

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 (cancer et autres effets néfastes sur la santé). Des VTR correspondant à des durées d'exposition plus courtes (1 heure, 8 heures ou 24 heures) ont été également identifiées pour quelques substances.

Des VTR permettant d'estimer le risque de cancer étaient disponibles pour toutes les substances classées comme cancérigènes ou probablement cancérigènes pour l'humain (arsenic, béryllium, cadmium, nickel et plomb) excepté les matières particulaires. Aucune VTR n'était toutefois disponible pour les substances classées comme possiblement cancérigènes (cobalt, mercure inorganique, (dioxyde de) titane, (pentoxyde de) vanadium), c'est-à-dire celles pour lesquelles la preuve d'un risque pour l'humain n'est pas établie avec certitude. Toutefois, ces substances ont tout de même été évaluées pour les risques d'effets chroniques autres que le cancer.

Parmi les 4 substances possiblement cancérigènes pour l'humain, seul le (pentoxyde de) vanadium a été étudié adéquatement pour permettre l'élaboration d'une VTR provisoire permettant d'estimer le risque de cancer (étude par inhalation durant 2 ans menée chez des rats et des souris). Dans le cadre de la mise à jour des VTR fournies par la base de données IRIS, un document de travail élaboré par U.S. EPA (U.S. EPA, Draft, 2011) a proposé une classification du potentiel cancérigène du pentoxyde de vanadium ainsi qu'une VTR (risque unitaire) dérivée des résultats obtenus chez des souris mâles exposées par inhalation durant 2 ans. Ce document de travail a été soumis à une révision externe par des pairs. Le compte-rendu de la révision par des pairs indique que ni la classification proposée (« vraisemblablement cancérigène pour l'humain<sup>1</sup> »), ni les données et l'approche utilisées pour dériver le risque unitaire ne font consensus (Versar inc., 2012). Des réviseurs suggèrent notamment que les données disponibles ne sont pas suffisantes pour classer le pentoxyde de vanadium parmi les substances « vraisemblablement cancérigènes pour l'humain ». Dans ce contexte, la VTR provisoire proposée par U.S. EPA n'a pas été retenue pour la présente étude.

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. En cas de dépassement, il est souhaitable d'évaluer les

---

<sup>1</sup> Traduction libre de : *Likely to be carcinogenic to humans*

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).

Finalement, toutes les substances ont été évaluées pour une exposition à court et/ou long terme. L'étain, le strontium et le zinc n'ont pas été évalués à court terme, mais l'ont été à long terme. Les risques de cancer posés par les particules fines ont été évalués indirectement via les métaux cancérigènes ou probablement cancérigènes pour l'humain présents dans les particules totales.

Les risques pour la santé posés par la dispersion atmosphérique de 8 éléments minéraux analysés dans les matériaux retenus comme source d'émission surfacique n'ont pas pu être évalués de façon quantitative, faute de VTR. Cinq de ces substances sont des macro-éléments peu toxiques auxquels la population est très largement exposée *via* l'alimentation voire des suppléments alimentaires (calcium, magnésium, sodium, potassium et phosphore). Les trois autres sont le bismuth, le lithium et le silicium. Les teneurs en bismuth et lithium dans les matériaux étaient inférieures à la limite de détection (< 7 et < 10 mg/kg, respectivement), excepté pour le lithium dans les argiles (moyenne : 34 mg/kg) (Golder, 2013 #66). L'évaluation du risque posé par le silicium sous forme de silice cristalline (SiO<sub>2</sub>) a fait l'objet d'une étude distincte (Sanexen, 2014).

Des discussions relatives à certaines VTR sont présentées dans la section portant sur l'évaluation du risque (section 6.3).

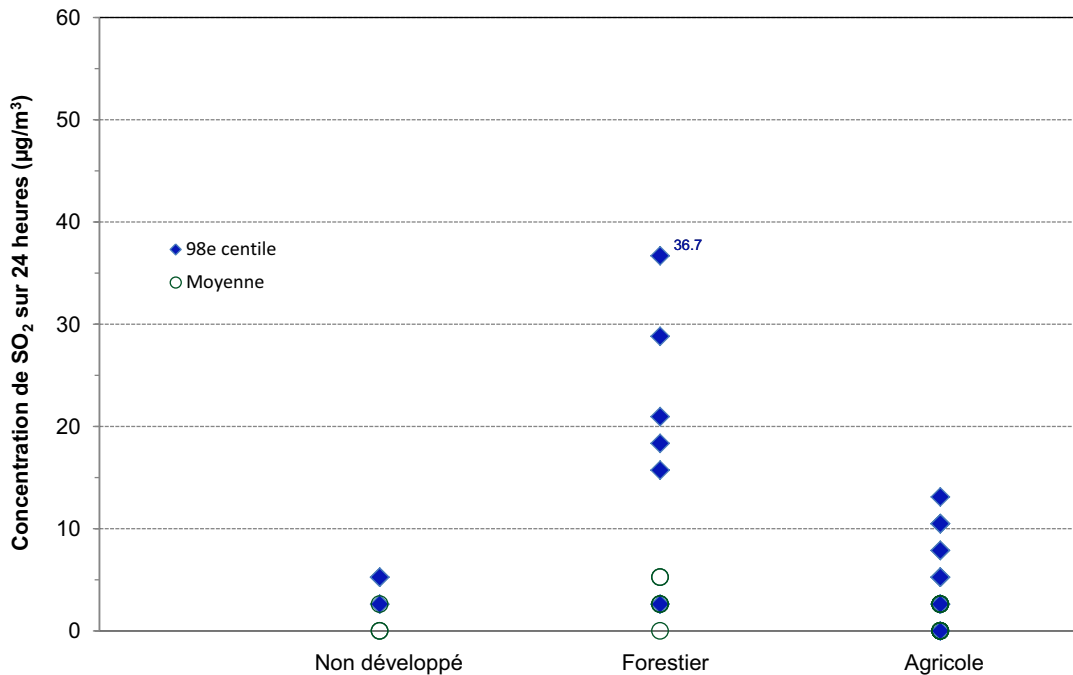
### 6.2.3 Caractérisation de l'exposition

#### 6.2.3.1 Exposition bruit de fond

##### **Concentrations initiales dans l'air ambiant**

L'absence de données sur la qualité de l'air locale avant le début du projet représente une source d'incertitude significative pour l'estimation du risque par inhalation. Pour quelques substances (PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, manganèse), les concentrations initiales utilisées pour estimer les risques associés à l'exposition bruit de fond correspondent à des valeurs prudentes visant à représenter un endroit pas ou peu influencé par d'autres sources, ce qui est comparable à la situation du projet. Pour la plupart des métaux (autres que le manganèse), les valeurs initiales correspondent aux valeurs génériques indiquées dans les documents réglementaires du MDDEFP, lesquelles visent à représenter le niveau ambiant dans des secteurs industriels; cette situation n'est donc pas comparable à celle du projet et les valeurs initiales retenues conduisent vraisemblablement à une surestimation de l'exposition bruit de fond par inhalation.

Sur la base de l'information disponible, il appert que l'incertitude associée à la concentration initiale de SO<sub>2</sub> retenue sur 24 heures (36,7 µg/m<sup>3</sup>) est élevée. Cette valeur correspond au 98<sup>e</sup> centile le plus élevé parmi ceux documentés au Canada dans des secteurs non développés, forestiers ou ruraux par Environnement Canada<sup>1</sup>. Les concentrations moyennes<sup>2</sup> et les 98<sup>e</sup> centiles disponibles dans ces secteurs<sup>3</sup> sont illustrés à la figure 5.



Source des données : Environnement Canada. Réseau de surveillance de la qualité de l'air (année 2012). <http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnspa-naps/data.aspx?lang=fr>

**Figure 5. Aperçu des concentrations de SO<sub>2</sub> sur 24 heures dans l'air mesurées dans différents secteurs au Canada – Année 2012**

Les données présentées sur cette figure indiquent que les concentrations moyennes de SO<sub>2</sub> (sur 24 heures) dans tous les secteurs sont inférieures ou égales à 5 µg/m<sup>3</sup>, et que les concentrations les plus élevées ont été observées dans les secteurs forestiers. Le projet Dumont est situé dans un secteur boisé en milieu rural (présence de zones agricoles et résidentielles). Il est donc vraisemblable que la concentration initiale de SO<sub>2</sub> retenue pour estimer l'exposition bruit de fond (36,7 µg/m<sup>3</sup>) est plus élevée que la concentration à laquelle

<sup>1</sup> Réseau de surveillance de la qualité de l'air (année 2012). <http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnspa-naps/data.aspx?lang=fr>

<sup>2</sup> Lorsque disponibles, c'est-à-dire lorsque plus de la moitié des concentrations mesurées à la station d'échantillonnage étaient supérieures à la limite de détection (situation rencontrée à peu de stations).

<sup>3</sup> Les données correspondant au secteur résidentiel n'ont pas été présentées car aucune information facilement disponible dans la base de données d'Environnement Canada ne permettait de trier les données en fonction du milieu environnant (secteurs résidentiels en milieu rural, semi-urbain ou urbain).

la population est actuellement exposée. Selon les données présentées à la figure 5, il est plus vraisemblable que les concentrations initiales soient en deçà de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , avec une concentration moyenne inférieure à  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### **Concentrations initiales dans le sol de surface**

Les concentrations initiales dans le sol de surface retenues pour estimer l'exposition bruit de fond ont été estimées à partir de données locales, ce qui correspond à la meilleure source d'information possible.

### **Concentrations initiales dans l'eau potable**

Les concentrations initiales dans l'eau potable retenues pour estimer l'exposition bruit de fond ont été estimées à partir de données locales, ce qui correspond à la meilleure source d'information possible. Il existe toutefois une certaine incertitude du fait que les concentrations mesurées correspondent aux métaux dissous (analyse effectuée après filtration à  $0,45 \mu\text{m}$ ) et non aux métaux solubles dans l'acide. L'ampleur de l'incertitude est vraisemblablement faible car le taux de matières en suspension est généralement faible dans l'eau souterraine.

Par ailleurs, pour certains métaux, une variabilité importante des concentrations entre les puits ou entre les échantillons d'un même puits a été observée (notamment pour l'aluminium, le fer, le manganèse et le zinc). Le choix d'une valeur statistique prudente pour estimer l'exposition bruit de fond peut donc avoir conduit à une surestimation de la concentration moyenne à laquelle la population est exposée

### **Doses d'exposition bruit fond estimées**

Pour la plupart des métaux, l'alimentation représente une part significative voire prépondérante de l'exposition bruit de fond totale (c'est-à-dire qui découle des teneurs de fond dans l'environnement et des aliments en général). Ce constat est cohérent avec les observations rapportées par Santé Canada pour la population canadienne (information disponible pour aluminium, arsenic, cadmium et nickel).

#### *6.2.3.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique*

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

- Les concentrations dans l'air ambiant fournies par WSP ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet selon l'approche requise par le MDDEFP pour évaluer le respect du règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). L'objectif de cette modélisation était donc d'estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet;
- Les scénarios retenus pour estimer les émissions atmosphériques (scénario 1 et 2) sont représentatifs des activités prévues pour l'année 8 et l'année 10. Ces années ont été retenues comme « scénarios pire cas » en raison des tonnages élevés qui seront extraits lors de ces années et de l'emplacement des activités de forage, de sautage et de chargement dans la fosse. Les concentrations basées sur ces scénarios sont vraisemblablement plus élevées que celles qui auraient été estimées pour d'autres années d'exploitation;
- Divers paramètres ayant une influence sur la dispersion atmosphérique (ex. : sol gelé et/ou couvert de neige en hiver, précipitations, dépôt des particules) n'ont pas été considérés, ce qui a pour effet de surestimer les concentrations dans l'air, notamment pour les particules (et les métaux associés);
- Les concentrations de métaux dans l'air ont été estimées en attribuant à chaque lithologie une valeur représentative de la concentration de métaux mesurée dans celle-ci. Pour estimer les concentrations annuelles de métaux dans l'air, la moyenne des concentrations mesurées dans chaque lithologie a été utilisée. Pour estimer les concentrations sur une plus courte période (1 heure, 8 heures et 24 heures), les valeurs attribuées à chaque lithologie correspondent à la concentration maximale mesurée. Cette hypothèse prudente permet de modéliser la situation la plus susceptible de poser des risques (activités se rapportant aux lithologies les plus riches en métaux);
- Pour les métaux non détectés dans un matériau donné, une approche prudente a été utilisée en attribuant à la source d'émission une concentration égale à la moitié de la limite de détection;
- La modélisation de la dispersion des particules (et des métaux) est basée sur un scénario pire cas de 24 heures qui a ensuite été testé sur l'ensemble de l'échantillon météorologique de 5 ans. Cette approche est adéquate pour estimer les concentrations maximales sur 24 heures mais elle conduit à une surestimation des concentrations annuelles dans l'air ambiant;
- La modélisation de la dispersion des émanations gazeuse est basée sur un scénario pire cas de 1 heure qui a ensuite été testé sur l'ensemble de l'échantillon

météorologique de 5 ans. L'heure type ainsi retenue considère que tous les équipements émetteurs sont utilisés en même temps, que leurs émissions sont maximales, et qu'un sautage a lieu tous les jours. Cette approche est adéquate pour estimer les concentrations maximales sur 1 heure mais elle conduit à une surestimation des concentrations sur un plus long terme (8 heures, 24 heures et annuelles) puisque tous les équipements ne sont pas utilisés en tout temps et qu'un sautage ne sera pas effectué chaque jour du projet.

### 6.2.3.3 Exposition additionnelle

Les concentrations additionnelles de métaux (c'est-à-dire attribuables au projet Dumont) dans l'air ambiant disponibles pour réaliser la présente étude sont issues de la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet (WSP). Les concentrations ont été estimées pour 32 récepteurs placés dans des secteurs sensibles (résidences, écoles).

Les principales sources d'incertitudes associées à l'estimation de l'exposition additionnelle et leur impact sur les résultats sont discutées ci-après :

- L'exposition additionnelle (et le risque associé) a été estimée à partir des concentrations maximales identifiées (récepteur le plus exposé) selon le pire des deux scénarios de modélisation (année 8 ou 10). Les niveaux d'exposition retenus pour estimer les risques attribuables au projet sont donc volontairement prudents et devraient être plus élevés que les niveaux d'exposition réels attendus tout au long de la durée du projet.
- Toutes les voies d'exposition pertinentes ont été considérées, ce qui inclut l'inhalation, la consommation quotidienne de végétaux cultivés localement (affectés par le transfert air-feuille), l'ingestion de poussières intérieures (affectées par la qualité de l'air), l'ingestion de lait maternel (groupe d'âge de 0-6 mois), et le contact cutané avec l'air et les poussières intérieures;
- Les doses d'exposition potentielles découlant de la consommation de végétaux cultivés localement et de produits animaux d'origine locale ont été estimées en utilisant les paramètres d'exposition recommandés par l'INSPQ (2012) dans un contexte résidentiel rural. Cela suppose que la moitié des denrées végétales (fruits/jus de fruits et légumes) et animales (viande, lait/produits laitiers, œufs) consommées provient d'une source locale. Plus spécifiquement, selon les hypothèses retenues dans la présente étude, cela signifie que ces denrées d'origine locale proviennent de la zone riveraine du projet (récepteur le plus exposé), ce qui est cohérent avec la présence de fermes (notamment trois sites de production bovine) et avec la présence possible de petits fruits dans les forêts dans cette zone. Il convient toutefois de noter que la quantité quotidienne d'aliments d'origine locale

(consommée tout au long de l'année et durant les 34 années du projet)<sup>1</sup> utilisée pour calculer le risque est vraisemblablement surestimée, notamment pendant la saison hivernale;

- L'exposition supplémentaire découlant des retombées de poussières au sol et dans l'eau de surface n'a pas pu être considérée car les retombées et leur devenir environnemental étaient exclus de la modélisation de la dispersion atmosphérique effectuée pour répondre aux exigences du MDDEFP. Par conséquent, le transfert des métaux du sol vers les poussières intérieures, du sol vers les végétaux et du sol vers les animaux n'a pas été considéré lors de la modélisation du transfert multimédia (étape préliminaire à l'estimation de l'exposition). Les données disponibles ne permettent donc pas d'estimer si les retombées de poussières pourraient avoir, ou non, un impact significatif à long terme sur les teneurs en métaux dans le sol, l'eau de surface et le biote. Les données disponibles actuellement ne permettent pas d'évaluer dans quelle mesure les retombées de poussières pourraient augmenter les niveaux d'exposition aux métaux par ingestion et contact cutané;
- L'exposition aux métaux par inhalation a été estimée à partir des concentrations de métaux dans les particules totales, excepté pour le nickel (Ni dans les PM<sub>10</sub>). Or, les particules totales incluent des particules fines qui peuvent rejoindre les poumons et des particules plus grossières qui sont piégées dans les voies respiratoires supérieures (et possiblement ingérées) ou qui ne pénètrent pas dans l'organisme. La proportion de particules totales suffisamment petites pour pénétrer dans l'organisme est donc nécessairement inférieure à 100%. Le fait de considérer que la quantité totale de métal présente dans les particules totales peut être absorbée constitue une hypothèse prudente et conduit à une surestimation de l'exposition aux métaux et donc à une surestimation du risque par inhalation;
- Les concentrations annuelles ayant été estimées à partir de la répétition de la « pire journée » (particules et métaux) ou de la « pire heure » (gaz) lors de la modélisation de la dispersion atmosphérique (voir annexe I), il est vraisemblable que les niveaux d'exposition utilisés pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer et le risque de cancer ont été surestimés.
- L'exposition moyenne sur la durée de vie a été estimée pour des individus qui passeraient les 34 premières années de leur vie dans la zone d'étude (à l'endroit où les concentrations les plus élevées ont été estimées). Considérant les activités et déplacements habituels de la majorité des citoyens (présence à l'école ou au travail, activités sportives, déménagement, etc.), il est peu probable que des individus

<sup>1</sup> Selon le groupe d'âge, consommation quotidienne (365 jours par an, durant les 34 années du projet) de fruits/légumes récoltés à l'emplacement du récepteur le plus exposé (résidences sud-est), à raison de 11-61 grammes/jour (g/j) de légumes racines, de 12-142 g/j d'autres légumes et de 21-284 g/j de fruits et jus de fruits, soit un total de 89-433 g/j.

soient exposés selon un tel scénario. Il est donc vraisemblable que l'exposition réelle des résidents et les risques associés soient significativement plus faibles que ceux estimés dans la présente étude.

## 6.3 Évaluation du risque

### 6.3.1 Risques toxicologiques posés par les métaux

#### 6.3.1.1 *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 cancérigène ou probablement cancérigène pour l'humain (arsenic, béryllium, cadmium, nickel et plomb). Pour le récepteur le plus exposé, tous les indices de risques obtenus sont inférieurs au niveau jugé négligeable (soit inférieur à un cas sur un million ( $< 1 \times 10^{-6}$ ) d'individus exposés selon les conditions décrites), quelle que soit la voie d'exposition. Le risque lié à l'ensemble des substances et aux deux voies d'exposition est également inférieur à un cas sur un million.

Considérant que ces résultats sont basés sur des niveaux d'exposition estimés de façon prudente, nous sommes d'avis que le risque additionnel de cancer attribuable aux émissions atmosphériques de ces métaux anticipées par le projet minier Dumont est négligeable pour tous les récepteurs de la zone d'étude.

#### 6.3.1.2 *Risque d'autres effets suite à une exposition aiguë ou chronique*

Les indices de risque supérieurs à l'unité sont résumés au tableau 22 (exposition aiguë par inhalation) et au tableau 23 (exposition chronique). Les résultats sont interprétés par métal ou par groupe de métaux dans les paragraphes suivant ces tableaux.



**Tableau 22. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – Exposition par inhalation**

Substance	Durée d'exposition	Indices de risque	Commentaire
Fer	8 heures	$IR_{Add} = (1,2)$	Basé sur une VTR provisoire
Manganèse	8 heures	$IR_{Add} = 1,1$	Basé sur une VTR définie pour 8 heures répétées, et pour du Mn sous forme de particules respirables
Nickel (PM <sub>10</sub> )	1 heure	$IR_{Tot} = 12,7$	
	8 heures	$IR_{Tot} = 5,3$	
Uranium naturel	Chronique	$IR_{BF} = 1,25$ $IR_{Tot} = 1,25$	Basé sur l'hypothèse que l'uranium est totalement sous forme soluble Contribution du projet : négligeable (inhalation : <0,1%)

$IR_{Add}$  : Indice de risque additionnel

$IR_{BF}$  : Indice de risque bruit de fond

$IR_{Tot}$  : Indice de risque total

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

**Tableau 23. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – Exposition chronique**

Substance	Voies d'exposition	Indice de risque	Commentaire <sup>a</sup>
Antimoine	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR <sub>BF</sub> = 0,45 – 2,1 IR <sub>Tot</sub> = 0,45 – 2,1	Contribution du projet : négligeable (≤0,1%)
Arsenic	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = 167 - 703 IR <sub>Tot</sub> = 167 - 703	Contribution du projet : négligeable (≤0,1%)
Bore	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = 0,89 - 6,5 IR <sub>Tot</sub> = 0,89 - 6,5	Contribution du projet : négligeable (≤0,004%)
Cadmium	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = 2,1 - 6,1 IR <sub>Tot</sub> = 2,1 - 6,1	Contribution du projet : négligeable (≤0,02%)
Étain	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = (0,77 – 3,9) IR <sub>Tot</sub> = (0,77 – 3,9)	Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : négligeable (≤0,001%)
Manganèse	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = 0,95 – 3,2 IR <sub>Tot</sub> = 0,95 – 3,2	Contribution du projet : négligeable (≤0,03%)
Molybdène	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR <sub>BF</sub> = 0,5 – 2,2 IR <sub>Tot</sub> = 0,5 – 2,2	Contribution du projet : négligeable (≤0,01%)
Nickel (PMT)	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = 0,28 – 1,2 IR <sub>Tot</sub> = 0,28 – 1,2	Contribution du projet : négligeable (≤0,7%)
Sélénium	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR <sub>BF</sub> = 0,47 – 1,3 IR <sub>Tot</sub> = 0,47 – 1,3	Contribution du projet : négligeable (≤0,004%)
Thallium	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR <sub>BF</sub> = (34 – 262) IR <sub>Tot</sub> = (34 – 262)	Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : négligeable (≤0,06%)
Uranium naturel	Ingestion + contact cutané	IR <sub>BF</sub> = 0,77 - 6,9 IR <sub>Tot</sub> = 0,77 - 6,9	Basé sur l'hypothèse que l'uranium est totalement sous forme soluble. Contribution du projet : négligeable (≤0,1%)
Vanadium	Ingestion + contact cutané	IR <sub>Add</sub> = (0,40 - 1,7) IR <sub>Tot</sub> = (0,40 - 1,7)	Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : négligeable (≤0,4%)
Zinc	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR <sub>BF</sub> = 0,35 – 1,7 IR <sub>Tot</sub> = 0,35 – 1,7	Contribution du projet : négligeable (≤0,002%)

<sup>a</sup> : Contribution du projet = (IR<sub>Add</sub>/IR<sub>Tot</sub>) x 100

IR<sub>Add</sub> : Indice de risque additionnel (Annexe H)

IR<sub>BF</sub> : Indice de risque bruit de fond (Annexe H)

IR<sub>Tot</sub> : Indice de risque total (tableau 20)

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

### **Aluminium, argent, baryum, béryllium, chrome, cobalt, cuivre, fluor, mercure, plomb, strontium et titane**

Pour ces 12 métaux, tous les indices de risque correspondant à l'exposition bruit de fond, additionnelle et totale sont inférieurs à l'unité. Les 3 métaux (étain, strontium et zinc) qui n'ont pas pu être évalués pour une exposition à court terme, faute de VTR, ont cependant fait l'objet d'une évaluation pour une exposition chronique et les résultats indiquent que ces métaux ne présentent pas de risque pour la santé. Les émissions atmosphériques appréhendées de ces douze métaux par le projet minier Dumont ne présentent donc aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine du projet.

### **Antimoine, arsenic, bore, cadmium, étain, molybdène, sélénium, thallium, uranium, vanadium et zinc**

Pour ces 11 métaux, l'exposition bruit de fond à elle seule conduit à des indices de risque (exposition chronique) supérieurs à l'unité. Pour trois de ces métaux (étain, thallium, vanadium), les indices de risque sont basés sur des VTR provisoires.

Considérant que pour tous ces métaux, la contribution du projet à l'exposition totale est négligeable ( $\leq 0,001\%$  à  $\leq 0,4\%$  selon le métal et le groupe d'âge du récepteur), nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques anticipées de ces 11 métaux par le projet minier Dumont ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine du projet.

### **Fer**

Les risques pour la santé posés par les émissions de fer ont été estimés pour une exposition aiguë (concentration maximale sur 8 heures) et chronique (concentration annuelle maximale).

Tous les indices de risque pour une exposition chronique (bruit de fond, additionnelle et totale) étaient inférieurs à l'unité. Les concentrations annuelles de fer estimées dans l'air ambiant ne présentent donc pas de risque pour la santé pour l'ensemble des récepteurs de la zone d'étude.

La concentration additionnelle maximale de fer dans l'air ambiant estimée sur 8 heures est légèrement (1,2 fois) plus élevée que la VTR provisoire retenue. L'analyse plus approfondie de ce résultat indique que :

- Cette VTR provisoire correspond à la concentration permise en milieu de travail (TLV-TWA) divisée (pour les fins de la présente étude) par un facteur de sécurité arbitraire de 100. La TLV-TWA pour le fer ( $1\ 000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) correspond à la concentration moyenne sur une journée de travail (8 heures) qui ne devrait pas être dépassée en

milieu de travail. Le respect de cette valeur limite vise à éviter que les travailleurs ne souffrent 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. Cette valeur est établie pour des travailleurs, considérés comme des adultes en bonne santé, qui sont exposés de façon répétée à raison de 5 jours par semaine.

- La concentration maximale sur 8 heures estimée pour le récepteur le plus exposé est de  $11,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit une concentration environ 85 fois plus faible que la TLV-TWA. Ce facteur est 8,5 plus élevé que le facteur d'incertitude de 10 habituellement appliqué pour protéger la population générale (population incluant des individus plus sensibles que des adultes en bonne santé) à partir d'une valeur obtenue chez des individus en bonne santé.
- Par ailleurs, compte tenu des hypothèses de travail utilisées pour estimer les concentrations de métaux dans l'air ambiant (voir section 6.2.3.2), il est manifeste que les concentrations additionnelles de fer dans l'air ambiant ont été surestimées.

Considérant ce qui précède et compte tenu que tous les indices de risque pour une exposition chronique sont inférieurs à l'unité, nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques de fer anticipées par le projet minier Dumont ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine du projet.

### **Manganèse**

Les risques pour la santé posés par les émissions de manganèse ont été estimés pour une exposition aiguë (concentration maximale sur 8 heures) et chronique (concentration annuelle maximale).

Pour l'exposition chronique, tous les indices de risque correspondant à l'exposition additionnelle attribuée au projet (par inhalation et par ingestion + contact cutané) sont largement inférieurs à l'unité ( $IR_{Add} \leq 0,0008$ ). L'exposition bruit de fond par ingestion conduit quant à elle à des indices de risque supérieurs à l'unité ( $IR_{BF}$  compris entre 0,95 et 3.2), ce qui implique que les indices de risque totaux sont eux aussi supérieurs à l'unité. Toutefois, la contribution du projet à l'exposition totale étant négligeable ( $\leq 0,03\%$ ). Les concentrations annuelles de manganèse estimées dans l'air ambiant ne présentent donc pas de risque pour la santé pour l'ensemble des récepteurs de la zone d'étude.

La concentration additionnelle maximale de manganèse dans l'air ambiant estimée sur 8 heures est légèrement (1,1 fois) plus élevée que la VTR correspondante. Cependant, nous sommes d'avis que la VTR établie par Cal/EPA pour une exposition aiguë est inappropriée et conduit à une surestimation du risque.

En premier lieu, les VTR utilisées pour estimer le risque posé par une exposition aiguë (8 heures)<sup>1</sup> et une exposition chronique<sup>2</sup> au manganèse sont basées sur le même effet critique associé à l'inhalation de manganèse sous forme de particules respirables. Ces VTR sont basées sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez 92 travailleurs d'une usine de batteries exposés au dioxyde de manganèse ( $MnO_2$ ) à raison de 8 heures par jour, 5 jours par semaine, durant 0,2-17,7 ans (moyenne : 5,3 ans) et chez 101 travailleurs non exposés (Roels, *et coll.*, 1992). Des effets neurocomportementaux ont été observés chez les travailleurs exposés (augmentation du temps de réaction visuelle, altération de la coordination œil-main, altération de la stabilité de la main).

Si l'emploi de cette étude sous-chronique (expositions répétées de 8 heures) est justifiable pour dériver une VTR applicable à une exposition chronique, son emploi reste discutable pour élaborer une VTR applicable à une exposition unique ou à des expositions sporadiques de 8 heures, d'autant plus que, le facteur d'incertitude associé à la durée de l'exposition ( $\sqrt{10}$ ) n'aurait pas dû être appliqué (ce qui aurait conduit à une VTR de  $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , plutôt que  $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pour une exposition aiguë de 8 heures), et donc réduit les indices de risque d'un facteur de 3.

---

<sup>1</sup> La VTR ( $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour exposition aiguë (expositions répétées de 8 heures) est basée sur une concentration critique de manganèse respirable ajustée pour une exposition quotidienne (répétée) de 8 heures par jour ( $BMCL_{05 \text{ ajustée}} = 51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Cal/EPA, 2013). La VTR correspond à cette valeur divisée par un facteur d'incertitude global de 300 (10 pour les différences toxicocinétiques entre l'adulte et l'enfant (absorption et déposition dans les poumons plus importante chez les enfants), 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants aux effets neurotoxiques et  $\sqrt{10}$  (valeur par défaut pour une exposition dont la durée représente 8 à 12% de la durée de vie) pour la durée sous-chronique de l'étude).

<sup>2</sup> La VTR ( $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour exposition chronique par inhalation est basée sur une concentration critique de manganèse respirable ajustée pour une exposition continue (24 heures par jour, 7 jours sur 7) ( $LOAEL_{\text{ajustée}} = 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (U.S. EPA, 2013f). La VTR correspond à cette valeur divisée par un facteur d'incertitude global de 1 000 (10 pour la variabilité interindividuelle, 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).

Par ailleurs, l'utilisation de ces deux VTR (aiguë et chronique) obtenues à partir du manganèse sous forme de particules respirables pour évaluer le risque posé par du manganèse sous forme de particules totales conduit vraisemblablement à une surestimation du risque puisque les particules respirables constituent seulement une fraction des particules totales. Une approche plus appropriée serait d'évaluer les risques en se basant sur des données épidémiologiques établissant un lien entre l'exposition aux particules totales et les effets. De telles données sont disponibles dans la base de données IRIS<sup>1</sup>. À partir d'une étude (Roels, *et coll.*, 1987) menée auprès de 141 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), IRIS a dérivé une LOAEL<sub>ajustée</sub> de  $340 \mu g/m^3$  (pour une exposition continue dans la population générale) pour les effets les plus sensibles (effets neurocomportementaux). Cette LOAEL ajustée, qui correspond au manganèse sous forme de particules totales, est environ 7 fois plus élevée que la LOAEL ajustée ( $50 \mu g/m^3$ ) utilisée pour dériver la VTR pour les particules respirables de manganèse à partir d'une étude semblable (Roels, *et coll.*, 1992; exposition au  $MnO_2$  uniquement). Dans les deux études (Roels *et al.* 1987, 1992), les effets critiques (neurocomportementaux) et la moyenne géométrique des concentrations de manganèse dans les poussières totales ( $940$  et  $950 \mu g/m^3$ , respectivement) étaient semblables. Ces résultats suggèrent donc que le risque d'effets neurocomportementaux par inhalation est plus élevé (possiblement par un facteur de l'ordre de 7 fois) lorsque le manganèse est sous forme respirable.

Sur la base de ce qui précède, il appert que :

- La VTR pour une exposition répétée de 8 heures ( $0,17 \mu g/m^3$ ; Cal/EPA, 2013) est inappropriée pour estimer le risque posé par une concentration maximale (rencontrée de façon sporadique), conduisant à une surestimation du risque par un facteur de 3 fois; une VTR provisoire de  $0,51 \mu g/m^3$  serait plus adéquate.
- L'utilisation des VTR établies par Cal/EPA pour estimer le risque posé par l'inhalation de manganèse sous forme de particules totales conduit à une surestimation du risque, possiblement par un facteur de l'ordre de 7 fois.

Considérant l'ensemble de l'information disponible, nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques de manganèse associé aux particules totales par le projet minier Dumont ne devraient pas présenter de risque pour la santé de la population riveraine du projet.

<sup>1</sup> Integrated Risk Information System (U.S. EPA). <http://www.epa.gov/IRIS/>

## Nickel

Les risques pour la santé posés par les émissions de nickel ont été estimés pour une exposition aiguë (concentrations maximales sur 1 heure et 8 heures) et chronique (concentration annuelle maximale).

Tous les indices de risque pour une exposition chronique (bruit de fond, additionnelle et totale) étaient inférieurs à l'unité ( $IR_{Add}$  par inhalation : 0,04;  $IR_{Add}$  par ingestion :  $\leq 0,006$ ). Les concentrations annuelles de nickel estimées dans l'air ambiant ne présentent donc pas de risque pour la santé pour l'ensemble des récepteurs de la zone d'étude.

Des indices de risque supérieurs à l'unité ont été obtenus pour les expositions de courte durée ( $IR_{Add}$  sur 1 heure : 12,7 ;  $IR_{Add}$  sur 8 heures : 5,3). Ces indices de risques pour une exposition aiguë correspondent aux concentrations maximales estimées pour les récepteurs, c'est-à-dire aux concentrations correspondant à la pire heure ou la pire période de 8 heures, dans les pires conditions météorologiques enregistrées durant 5 ans, et selon le pire scénario (année 10).

La distribution statistique des concentrations additionnelles estimées selon ce scénario indique des fréquences de dépassement de la VTR qui sont très faibles, soit 0,12% (sur 1 heure) et 0,27% (sur 8 heures). En d'autres termes, les concentrations estimées pour le récepteur le plus exposé durant l'année 10 restent en deçà de la VTR (0,2 et 0,06  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivement) plus de 99,8% du temps (sur 1 heure) et plus de 99,7% du temps (sur 8 heures). Le scénario de l'année 10 étant représentatif des conditions d'exploitation susceptible d'avoir le plus d'impact sur les secteurs sensibles (résidences et noyaux urbains), il est attendu que les fréquences de dépassement (s'il y a lieu) seront plus faibles pour les autres années.

D'autre part, l'analyse plus approfondie des résultats indique que les concentrations maximales estimées restent en deçà des concentrations critiques, c'est-à-dire des concentrations associées à la survenue d'effets et utilisées pour dériver les VTR. La concentration maximale de nickel estimée sur 1 heure (2,54  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est 92 fois plus faible que la concentration critique<sup>1</sup> (233  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) utilisée pour dériver la VTR correspondante. La concentration maximale estimée sur 8 heures pour le récepteur le plus exposé (0,319  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est quant à elle 18 fois plus faible que la concentration critique<sup>2</sup> (5,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) utilisée pour dériver la VTR correspondante. Dans les deux cas, il existe une marge de sécurité entre les concentrations maximales de nickel estimées sous forme de particules ( $\text{PM}_{10}$ ) sur 1 heure et

---

<sup>1</sup> Cette concentration critique découle de la BMDL identifiée chez des souris exposées à du chlorure de nickel par inhalation durant 2 heures (diminution de la réponse immunologique).

<sup>2</sup> Cette concentration critique découle du niveau d'exposition sans effet néfaste (NOAEL) identifié chez des rats exposés à du sulfate de nickel par inhalation de façon répétée (6,2 heures par jour, 5 jours par semaine) durant 16 jours à 24 mois (hyperplasie des macrophages alvéolaires, protéinose alvéolaire et inflammation active chronique pulmonaire observées après 13 semaines d'exposition).

8 heures et les concentrations auxquelles des effets ont été documentés chez des animaux exposés à des sels de nickel.

Considérant que :

- les concentrations annuelles de nickel dans l'air ne présentent pas de risque d'effet chronique (cancer et autres effets),
- les concentrations maximales de nickel dans l'air sur de courtes périodes (1 heure et 8 heures) sont supérieures aux VTR correspondantes mais restent inférieures (par 1-2 ordres de grandeur) aux concentrations critiques,
- les dépassements de VTR sur 1 heure et 8 heures sont peu fréquents (moins de 0,3% du temps pour l'année 10, identifiée comme celle pouvant avoir le plus d'impact potentiel au niveau des récepteurs),
- les concentrations de nickel dans l'air attribuables au projet Dumont ont vraisemblablement été surestimées du fait des hypothèses retenues pour modéliser la dispersion atmosphérique (voir section 6.2.3.2),

nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques de nickel anticipées par le projet minier Dumont ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine du projet.

### 6.3.2 Risques toxicologiques posés par les particules fines

Les risques posés par l'inhalation de  $PM_{2.5}$  ont été estimés pour une exposition aiguë (concentration maximale sur 24 heures) et chronique (concentration annuelle maximale).

Pour l'exposition chronique aux  $PM_{2.5}$ , tous les indices de risque (bruit de fond, additionnelle et totale) estimés sont inférieurs à l'unité; les concentrations annuelles de  $PM_{2.5}$  ne présentent donc pas de risque pour la santé pour l'ensemble des récepteurs de la zone d'étude.

L'indice de risque additionnel maximal estimé sur 24 heures est également inférieur à l'unité ( $IR_{Add} = 0,39$ ). Toutefois, la prise en compte de l'exposition initiale ( $15 \mu g/m^3$ ,  $IR_{BF}=1,0$ ) mène à un indice de risque total maximal ( $IR_{Tot}$ ) de 1,39. Considérant que la VTR retenue est définie par Santé Canada 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 » (Santé Canada et Environnement Canada, 1998), les résultats indiquent que la marge de sécurité basée sur les concentrations totales maximales de  $PM_{2.5}$  sur 24 heures est nulle.



Cependant, le fait de combiner la concentration maximale dans l'air attribuable au projet avec une concentration initiale vraisemblablement représentative de concentrations qui pourraient être rencontrées de façon sporadique mène à une surestimation du risque puisque les indices de risque maximaux obtenus sont indicateurs de la pire situation anticipée. En effet :

- Les concentrations additionnelles utilisées pour estimer les risques correspondent à des valeurs maximales basées sur la pire journée, dans les pires conditions météorologiques (sur 5 années) et selon le pire scénario (année 10). La distribution statistique des concentrations sur 24 heures pour le récepteur le plus exposé indique que 95% du temps, la concentration attribuable au projet serait environ trois fois plus faible et représenterait moins de 12% de la VTR.
- En l'absence de données de suivi de la qualité de l'air local avant le début du projet, la concentration de  $PM_{2.5}$  sur 24 heures retenue comme concentration initiale ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour estimer le risque associé à l'exposition bruit de fond ( $IR_{BF}$ ) est une valeur prudente. Cette valeur est celle proposée par le MDDEFP pour des « projets nordiques qui ne sont pas influencés par d'autres sources locales ou régionales ». Elle se situe dans l'intervalle ( $10\text{-}17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des 98<sup>e</sup> centiles des concentrations rapportées dans des régions non développées au Canada; elle est toutefois plus élevée que les concentrations moyennes documentées dans les mêmes régions, qui varient entre 4 et  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les valeurs supérieures ou égales au 98<sup>e</sup> centile des concentrations annuelles sont susceptibles d'être rencontrées de façon sporadique (2% du temps, soit 7 jours par année).
- Si la concentration bruit de fond était de l'ordre de  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (concentration initiale retenue sur une base annuelle, voir tableau B-1), les indices de risque totaux<sup>1</sup> seraient en deçà de la VTR 100% du temps pour tous les récepteurs.

Pour information, la concentration d'exposition totale maximale ( $20,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) estimée sur 24 heures est plus faible que les recommandations ou critères établis par diverses institutions, soit la recommandation de l'OMS ( $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) applicable au 99<sup>e</sup> centile de la distribution des concentrations sur 24 heures (WHO Europe, 2006), le standard pancanadien ( $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) applicable au 98<sup>e</sup> centile (CCME, 2013) et le critère de qualité de l'air ambiant en vigueur aux États-Unis ( $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) applicable au 98<sup>e</sup> centile et visant à protéger la santé humaine (U.S. EPA, 2013c).

Les matières particulaires présentes dans l'air (taille non précisée) ont été récemment classées comme cancérigènes pour l'humain par le CIRC. Cependant, faute de VTR, le risque additionnel de cancer lié aux émissions de  $PM_{2.5}$  par le projet n'a pu être estimé. Le risque de cancer lié aux particules a toutefois été considéré indirectement lors de l'évaluation du risque de cancer posé par les métaux composant ces particules (voir section 6.3.1.1).

<sup>1</sup> Pour le récepteur le plus exposé :  $IR_{Add}(0,39) + IR_{BF}(0,47) = IR_{Tot}(0,86)$

En conclusion, les résultats indiquent que les concentrations maximales de  $PM_{2.5}$  attribuables au projet Dumont ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population. En l'absence de données locales relatives à l'exposition initiale, il est toutefois recommandé de procéder à un suivi de la concentration de  $PM_{2.5}$  (notamment des concentrations sur 24 heures) afin de s'assurer que les concentrations réelles au niveau des récepteurs restent inférieures à la valeur limite protégeant la santé, soit  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 24 heures.

### 6.3.3 Risques toxicologiques posés par les émanations gazeuses ( $\text{NO}_2$ et $\text{SO}_2$ )

#### 6.3.3.1 Dioxyde d'azote

Les risques posés par l'inhalation de  $\text{NO}_2$  ont été estimés pour une exposition aiguë (concentration maximale sur 1 heure) et chronique (concentration annuelle maximale).

Tous les indices de risque par inhalation (additionnel, bruit de fond et total) étaient inférieurs à l'unité. Ces résultats permettent donc de conclure que les émissions anticipées de  $\text{NO}_2$  par le projet minier Dumont ne devraient pas présenter de risque pour la santé humaine pour la population riveraine du projet.

#### 6.3.3.2 Dioxyde de soufre

Les risques liés à l'inhalation de  $\text{SO}_2$  ont été estimés pour une exposition aiguë (concentrations maximales sur 1 heure et sur 24 heures) et chronique (concentration annuelle maximale).

Tous les indices de risque par inhalation (additionnel, bruit de fond et total) estimés pour une exposition de 1 heure et pour une exposition chronique étaient inférieurs à l'unité.

Pour une exposition de 24 heures, l'indice de risque additionnel est également inférieur à l'unité ( $IR_{\text{Add}} = 0,12$ ). Toutefois, l'indice de risque correspondant au bruit de fond est supérieur à l'unité ( $IR_{\text{BF}} = 1,84$ ), ce qui implique que l'indice de risque correspondant à l'exposition totale est également supérieur à l'unité ( $IR_{\text{Tot}} = 1,95$ ). La distribution statistique des concentrations sur 24 heures pour le récepteur le plus exposé indique que la contribution du projet à l'exposition totale est le plus souvent<sup>1</sup> (99% du temps) négligeable (inférieure ou égale à 1,1%). Par ailleurs, il importe de mentionner qu'en l'absence de données de suivi de la qualité de l'air local avant le début du projet, la concentration initiale de  $\text{SO}_2$  sur 24 heures retenue comme concentration initiale ( $36,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour estimer le risque associé à l'exposition bruit de fond ( $IR_{\text{BF}}$ ) est une valeur qui a été choisie de façon prudente. Une

<sup>1</sup> Selon le scénario le plus prudent (année 10), la distribution statistique des concentrations estimées sur 5 années météorologiques indique que 0,2% du temps (soit moins d'un jour par année), la contribution du projet à l'indice de risque total se situe entre 2,1% et 6%.

concentration initiale inférieure ou égale à  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  semble plus vraisemblable (voir section 6.2.3.1). Considérant ce qui précède, les concentrations totales de  $\text{SO}_2$  sur 24 heures anticipées au niveau des récepteurs seront vraisemblablement en deçà de la VTR.

Pour information, la concentration d'exposition totale maximale ( $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) estimée sur 24 heures est plus faible que les recommandations ou critères sur 24 heures établis par diverses institutions, soit la norme québécoise de  $288 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (MDDEFP, 2013), la norme ontarienne ( $275 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (OMOE, 2012) ou les objectifs nationaux (CCME, 1989) « souhaitable » ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), « acceptable » ( $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et « tolérable » ( $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

En conclusion, les résultats indiquent que les concentrations maximales de  $\text{SO}_2$  attribuables au projet Dumont ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine du projet. En l'absence de données locales relatives à l'exposition initiale, il est toutefois recommandé de procéder à un suivi de la concentration de  $\text{SO}_2$  (notamment des concentrations sur 24 heures) afin de s'assurer que les concentrations réelles au niveau des récepteurs restent inférieures à la valeur limite protégeant la santé, soit  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 24 heures.

## 7 CONCLUSION

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

Les substances visées par l'étude incluaient les poussières (particules et métaux) et les gaz (dioxydes d'azote et de soufre). Les risques ont été estimés et évalués en se conformant aux lignes directrices de l'Institut national de la santé publique (INSPQ, 2012a), lesquelles recommandent l'utilisation d'hypothèses prudentes tout au long de l'analyse et fournissent des critères d'acceptabilité permettant d'évaluer le risque. Selon ces critères, le risque est jugé négligeable en l'absence de risques d'effets autres que le cancer (indices de risques inférieurs à l'unité) et lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas sur un million.

Trois catégories d'effets sur la santé ont été évaluées, soit les effets pouvant survenir suite à une exposition de courte durée (aiguë) par inhalation, et ceux pouvant survenir suite à une exposition à plus long terme (cancer et autres effets chroniques), quelle que soit la voie d'exposition (inhalation, ingestion et contact cutané). Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations maximales dans l'air ambiant anticipées au niveau du récepteur le plus exposé (secteur résidentiel situé au sud-est du projet, le long de la route 111). L'exposition bruit de fond (non liée au projet) a également été considérée en se basant sur des données locales, lorsque disponibles, et par défaut, sur des valeurs prudentes aussi représentatives que possible d'un environnement comparable à celui du projet.

L'objectif de l'étude étant de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chaque étape, ce qui a entraîné une surestimation du risque pour les récepteurs. En effet, les risques ont été estimés à partir de concentrations maximales dans l'air ambiant surestimées en supposant que les récepteurs pourraient y être exposés en permanence, directement (par inhalation et contact cutané) et indirectement (par ingestion), durant toute la durée de vie du projet. Une telle approche permet d'affirmer que, sur la base de l'information toxicologique disponible, le projet ne présente pas de risque pour la santé humaine lorsque les niveaux de risque obtenus ne dépassent pas les critères d'acceptabilité établis par

l'INSPQ. Par contre, lorsque ces critères sont dépassés, les niveaux de risque doivent être évalués en tenant compte de la marge de sécurité (aussi appelée incertitude) qu'entraînent les hypothèses retenues tout au long de l'analyse.

Les risques ont ainsi été estimés et évalués. Les résultats ont indiqué que :

- Les concentrations maximales de métaux, de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et de particules fines (PM<sub>2.5</sub>) estimées dans l'air ambiant et attribuables au projet Dumont ne présenteront vraisemblablement pas de risque pour la santé humaine suite à une exposition de courte durée (1 heure, 8 heures et/ou 24 heures) par inhalation. Pour le SO<sub>2</sub> et les PM<sub>2.5</sub>, il conviendrait toutefois de s'assurer, par un suivi de la qualité de l'air, que les concentrations sur 24 heures avant le début du projet sont effectivement plus faibles que celles retenues dans l'étude pour estimer les risques par inhalation.
- Les concentrations annuelles de métaux, de SO<sub>2</sub> et de PM<sub>2.5</sub> estimées ne présenteront vraisemblablement pas de risque sur la santé à long terme (risque additionnel de cancer négligeable, et absence de risque d'autres effets chroniques).

Sur la base de ces résultats, et considérant que les risques ont été estimés en se basant sur des hypothèses très prudentes, nous sommes d'avis que le projet Dumont ne présentera aucun risque significatif pour la santé de la population de la zone riveraine du projet (noyaux urbains de Launay et de Trécession (secteur Villemontel), résidences situées le long de la route 111).

Cette conclusion est valide dans la mesure où i) les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité ou conduisent à une surestimation des concentrations de particules fines, métaux et gaz dans l'air ambiant, et ii) les retombées atmosphériques de métaux ne contribuent pas de façon significative à une augmentation des concentrations de métaux dans l'environnement.

## 8 RÉFÉRENCES

- ATSDR (2013a). Minimal Risk Levels (MRLs) for hazardous substances. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>.
- ATSDR (2013b). Toxic Substances Portal, ToxFAQs. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/index.asp>.
- Cal/EPA (2013). All OEHHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on August 2013. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CCME (2013). Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. [http://www.ccme.ca/publications/cegg\\_rcqe.fr.html](http://www.ccme.ca/publications/cegg_rcqe.fr.html).
- Choinière, J. et Beaumier, M. (1997). Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec. Ministère des Ressources Naturelles, Service des minéraux industriels et de l'assistance à l'exploration. Rapport. 1-28 pages.
- CIRC (2013). Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme. Liste des évaluations du CIRC. Centre International de Recherche sur le Cancer. <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>.
- GENIVAR (2012). Projet Dumont. Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social. Rapport réalisé pour Royal Nickel Corporation (RNC). 23 novembre 2012. 6 volumes. Pagination par section et annexes. Projet No. 111-15275-0. Rapport.
- GENIVAR (2013a). Projet Dumont. Modélisation de la dispersion atmosphérique (Révision 1). Projet Dumont - Exploitation et traitement de ressources nickelifères. Rapport soumis à Royal Nickel Corporation. 215 pages et annexes. Décembre 2013. Projet No. 111-15275-0. Rapport.
- GENIVAR (2013b). Caractérisation des sols de surface. Propriété de Royal Nickel, Abitibi (Québec). Novembre 2013. Rapport de GENIVAR à Royal Nickel Corporation. 32 p. et annexes.
- GENIVAR (2013c). Projet minier Arnaud. Rapport sectoriel. Modélisation de la dispersion atmosphérique. Rapport no. 121-17926-00. Révision 1. 151 pages.
- Golder (2013). Programme de caractérisation géochimique des stériles et résidus miniers - Projet Dumont. 43 pages + annexes. Rapport présenté à Royal Nickel Corporation. No de référence 006-10-1227-0028-RF-Rev0. Juin 2013.
- HSDB (2013). Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>.
- INERIS (2011). « Oxydes d'azote NO<sub>x</sub> », Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. Rapport. 58 pages.
- INSPQ (2012a). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. Rapport. 107 pages.
- INSPQ (2012b). Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 37 pages + annexe.
- INSPQ (2012c). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Rapport. <http://www.inspq.qc.ca>.
- 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/>.
- IPCS (2013). Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations. International Programme on Chemical Safety. <http://www.inchem.org/>.
- MDDEP (2005). Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 32 pages.
- MEF (1996). Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Groupe d'analyse de risque, Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Rapport. 737 pages.
- MRN (2013). Aperçu géologique. Ministère des Ressources naturelles. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/geologie/geologie-aperçu.jsp>.
- OMEE (1993). Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. (Errata 1999). Ontario Ministry of Environment and Energy. Rapport no. HCB-151-3512-93. 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).
- 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 pages. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78638/E90038.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf).
- RNC (2013). Projet Dumont. Royal Nickel Corporation. <http://www.royalnicker.com/fr/pr-dumont-project.php>.
- Roels, H., Lauwerys, R., Buchet, J.-P. et al. (1987). Epidemiological survey among workers exposed to manganese: Effects on lung, central nervous system, and some biological indices. *Am J Ind Med* **11**: 307-327.
- Roels, H. A., Ghyselen, P., Buchet, J. P. et al. (1992). Assessment of the permissible exposure level to manganese in workers exposed to manganese dioxide dust. *Br J Ind Med* **49**: 25-34.
- Sanexen (2014). Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion des émissions atmosphériques de silice cristalline. Projet d'exploitation minière Dumont (Launay, Québec). Rapport présenté à Royal Nickel Corporation. Mai 2014.
- 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 pages. [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate\\_matter\\_matiere\\_particulaires/index-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/index-fra.php).
- Santé Canada (2010a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Fluorure. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2011-fluoride-fluorure/index-fra.php#a22>.
- Santé Canada (2010b). 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. Rapport. 194 pages. <http://www.santecanada.gc.ca>.
- Santé Canada (2013a). 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](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech).
- Santé Canada (2013b). Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant, Ed.<sup>^</sup> Eds.). <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/index-eng.php>.
- U.S. EPA (2013a). Particulate Matter (PM). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/particlepollution/health.html>.

- U.S. EPA (2013b). Nitrogen dioxide. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/nitrogenoxides/>.
- U.S. EPA (2013c). National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/air/criteria.html>.
- U.S. EPA (2013d). Integrated Risk Information System (IRIS). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/>.
- U.S. EPA (2013e). Sulfur dioxide. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/>.
- U.S. EPA (2013f). Integrated Risk Information system (IRIS). Manganese (dernières révisions : 1993 et 1996).
- U.S. EPA (Draft, 2011). Toxicological review of vanadium pentoxide (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) (CAS No. 1314-62-1). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). External Review Draft. September 2011. EPA/635/R-11/004A. [http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p\\_download\\_id=504127](http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=504127)
- Versar inc. (2012). External Peer Review on the Toxicological Review of Vanadium Pentoxide (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) (CASRN 1314-62-1) - Final Reviewer Comments.
- WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project. Technical report. World Health Organization. Rapport. 302 pages. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf](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. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78638/E90038.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf).



## **ANNEXE A**

### **CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT**



## CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

1	Information sur les VTR .....	3
1.1	Exposition aiguë par inhalation .....	3
1.2	Exposition sous-chronique ou chronique .....	4
1.3	Classifications du potentiel cancérigène pour l'humain .....	4
2	Aluminium .....	6
3	Antimoine .....	9
4	Argent .....	11
5	Arsenic inorganique .....	13
6	Baryum et ses composés .....	18
7	Béryllium .....	21
8	Bore .....	24
9	Cadmium .....	27
10	Cobalt .....	32
11	Chrome trivalent .....	36
12	Cuivre .....	40
13	Étain inorganique .....	43
14	Fluorures et fluor .....	45
15	Fer .....	49
16	Manganèse .....	52
17	Mercure élémentaire et mercure inorganique .....	56
18	Molybdène .....	60
19	Nickel .....	63
20	Vanadium et Pentoxyde de Vanadium .....	68
21	Plomb .....	72
22	Sélénium .....	75
23	Strontium .....	78
24	Thallium .....	80
25	Titane .....	83
26	Uranium naturel et composés solubles/insolubles de l'uranium .....	85
27	Zinc .....	88
28	Particules fines (PM <sub>2.5</sub> ) .....	91
29	Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> ) .....	94
30	Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> ) .....	98



## 1 INFORMATION SUR LES VTR

### 1.1 Exposition aiguë par inhalation

- REL (Cal/EPA)

Valeurs de référence (*Risk Exposure Levels*) proposées par l'Agence de Protection de l'Environnement de Californie (Cal/EPA 2000) pour une exposition aiguë définie comme une exposition par inhalation d'une durée d'une heure (*acute RELs*). Ces valeurs de référence correspondent à une concentration à laquelle un individu peut être exposé pendant une heure 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 décrite pour dériver des estimateurs de risques d'effets autres que le cancer (dose sans effet observé divisée par un facteur de sécurité). La répétition d'expositions de courte durée ( $\leq 1$  h) reste sécuritaire dans la mesure où les épisodes d'exposition sont intermittents;

- MRL (ATSDR)

Valeurs de référence (*Minimal Risk Levels*) proposées par ATSDR (2008b) pour une exposition aiguë, définie comme une exposition continue durant un à quatorze jours consécutifs (*acute MRLs*). Les *acute MRLs* sont déterminées de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche décrite pour dériver des estimateurs de risques d'effets autres que le cancer (dose sans effet observé divisée par un facteur de sécurité). Lorsque pertinent, la concentration d'exposition expérimentale est ajustée pour une exposition continue chez l'humain. Ces *acute MRLs* sont généralement plus sévères (plus faibles) que les *acute RELs* (Cal/EPA), car elles réfèrent à une exposition plus longue.

- Valeur provisoire

Lorsqu'aucune VTR pour une exposition aiguë n'était disponible, des valeurs provisoires ont été dérivées de façon prudente à partir de valeurs visant à protéger la population en cas d'urgence environnementale, la santé des travailleurs ou la population générale advenant une exposition chronique (estimateurs de risques d'effets chroniques autres que le cancer).

- TLV-TWA divisée par 100 : les TLV-TWA (*Threshold Limit Value- Time Weighted Average*) correspondent à la concentration moyenne d'exposition sur une durée d'exposition donnée (généralement 8 h ou 10 h) à laquelle les travailleurs pourraient être exposés sans subir d'effets néfastes sur leur santé. Les TLV-TWA sont des normes en milieu de travail déterminées par des organismes gouvernementaux tels qu'ACGIH (*American Conference of Governmental Industrial Hygienists*) ou NIOSH (*National Institute for Occupational Safety and Health*). Pour les substances ne présentant pas de toxicité aiguë particulière, les TLV-TWA 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). Pour les fins de la présente étude, les TLV-TWA ont

été divisées par un facteur de sécurité de 100. Ce facteur a été appliqué pour les raisons suivantes :

- Les TLV-TWA sont déterminées pour des adultes en bonne santé (moins sensibles que la population générale);
- La notion d'effet néfaste n'était pas clairement définie par ACGIH et la documentation disponible ne permettait généralement pas de connaître la façon dont les concentrations proposées avaient été déterminées (dose critique et facteurs de sécurité non détaillés);
- La marge de sécurité des TLV-TWA est généralement faible (les TLV-TWA correspondent souvent à la NOAEL ou à la LOAEL observée chez l'humain ou chez l'animal suite à une exposition de plus ou moins longue durée).

## 1.2 Exposition sous-chronique ou chronique

Les valeurs toxicologiques de référence pour une exposition sous-chronique ou chronique retenus proviennent généralement des sources suivantes :

- Santé Canada;
- Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis (U.S.EPA) : base de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) ;
- *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) : Minimal Risk Levels (MRLs)* présentés dans les *Toxicological Profiles*;
- Organisation mondiale de la santé (OMS);
- Ministère hollandais de la santé publique et de l'environnement (RIVM);
- Agence pour la protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA);
- *Institute of Medicine (IOM) de la National Academy of Sciences.*

## 1.3 Classifications du potentiel cancérigène pour l'humain

### **Classifications selon U.S. EPA - IRIS** (<http://www.epa.gov/iris/index.html>):

- Classification la plus récente, disponible uniquement pour les substances évaluées à partir de 2005 (Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, 2005, disponible à : <http://www.epa.gov/cancerguidelines/>)
  - *Carcinogenic to Humans* (cancérogène pour l'humain\*);
  - *Likely to be Carcinogenic to Humans* (probablement cancérogène pour l'humain\*);
  - *Suggestive Evidence of Carcinogenic Potential* (preuves suggérant un potentiel cancérogène\*);
  - *Inadequate Information to Assess Carcinogenic Potential* (information inadéquate pour évaluer le potentiel cancérogène\*);
  - *Not Likely to be Carcinogenic to Humans* (probablement non cancérogène pour l'humain\*).

\* : *traduction libre*

- Classification antérieure (Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, 1986, disponible à : <http://www.epa.gov/cancerguidelines/guidelines-carcinogen-risk-assessment-1986.htm>)
  - groupe A : *Carcinogenic to Humans* (cancérogène pour l'humain\*),
  - groupes B1 et B2 : *Probably Carcinogenic to Humans* (probablement cancérogène pour l'humain\*),
  - groupe C : *Possibly Carcinogenic to Humans* (possiblement cancérogène pour l'humain\*),
  - groupe D : *Not Classifiable as to Human Carcinogenicity* (non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain\*)

\* : *traduction libre*

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

**Classification selon le CIRC** (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>):

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

- 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 ALUMINIUM

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
1,0 (ATSDR 2008) <sup>a</sup>	4 350 <sup>b</sup>	1,0 <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérogénéité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2013a) :--  
selon IARC (2013) :--

-- : non disponible

<sup>a</sup> : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

<sup>b</sup> : 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).

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Des TLV-TWA protégeant des irritations et des effets pulmonaires sont disponibles pour plusieurs formes de l'aluminium (HSDB 2005).

- Aluminium total : TLV-TWA (10 h) de 10 mg/m<sup>3</sup>;
- Particules inhalables d'aluminium et ses composés insolubles : TLV-TWA (8 heures) de 1 mg/m<sup>3</sup>; il est recommandée 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 (HSDB (2005)).
- Autres formes d'Al particulières au milieu professionnel :
  - Oxyde d'Al : 10 mg/m<sup>3</sup>;
  - Fumées et poudre ultrafine (*pyropowder*) : 5 mg/m<sup>3</sup>;
  - Sels solubles et alkyls : 2 mg/m<sup>3</sup>;

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

### DOSES 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 al.* (2000). Des souris Swiss Webster males 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 al.* (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 (Baars *et al.* (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.

#### Inhalation

Aucune concentration de référence n'étant proposée par U.S. EPA (2013a), ATSDR (2008), Cal/EPA (2012) 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/m<sup>3</sup>).

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

L'aluminium n'a pas été classé par IARC (2013) ou U.S. EPA (2013a) 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 (Santé Canada (2010), ATSDR (2008), U.S. EPA (2013a), Cal/EPA (2009)).

## RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2008). *Toxicological Profile for Aluminium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](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 al.* (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 (2005). *Aluminum compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://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)
- IPCS-WHO (1997). *Aluminium* (Environmental Health Criteria 194). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013a). *Integrated Risk Information system (IRIS)*. *IRIS Substance List*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (site consulté en juin 2013).
- U.S. EPA (2013b). *Integrated Risk Information system (IRIS)*. *Aluminum phosphide (CASRN 20859-73-8)* (dernière révision : 1988). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0005.htm>.

Mise à jour : Juin 2013

### 3 ANTIMOINE

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$2 \times 10^{-4}$ (Santé Canada 1997) <sup>a</sup>	0,9 <sup>b</sup>	$2 \times 10^{-4}$ <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2013) <sup>a</sup> : -- selon IARC (2013) :--			

-- : non disponible

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision.

<sup>b</sup> Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par ingestion

#### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

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  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour plus de 30 minutes (HSDB (2005)).

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.

#### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

##### Voie orale

La dose de référence retenue ( $2 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$ ) est celle proposée par Santé Canada (1997).

Santé Canada (1997) propose une dose journalière acceptable de  $2 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$ . Cette valeur est basée sur l'étude de Poon *et al.* 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).

Cette valeur est 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 mg/kg.j) via l'eau de consommation (Schroeder *et al.* 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 mg/kg.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 (Baars *et al.* (2001)) ne proposent aucune valeur.

#### Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2013), ATSDR (1992), Cal/EPA (2012) 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.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

Le potentiel cancérigène de l'antimoine n'a pas été évalué U.S. EPA ni par IARC et aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par les institutions compétentes (Cal/EPA, RIVM, Santé Canada).

#### **RÉFÉRENCES**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- TSDR (1992). *Toxicological Profile for Antimony*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- HSDB (2005). *Antimony compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- 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](http://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. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- 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)
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS). Antimony (CASRN 7440-36-0)* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0006.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 4 ARGENT

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$5 \times 10^{-3}$ (IRIS 1996) <sup>a</sup>	0,45 <sup>b</sup>	$1 \times 10^{-4}$ <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 1989) <sup>a</sup> : non classable (groupe D) selon l'IARC : --			

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> Par défaut, valeur provisoire dérivée des normes en milieu de travail

Note. Les taux d'absorption par voie gastro-intestinale et pulmonaire ne sont pas connus.

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).

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Une TLV-TWA de 0,01 mg/m<sup>3</sup> est recommandée par OSHA et NIOSH pour le métal et ses sels solubles, et l'ACGIH recommande une valeur de 0,01 mg/m<sup>3</sup> pour les composés solubles de l'argent; les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,03 mg/m<sup>3</sup> pour plus de 30 minutes (HSDB (2002)). 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 (afin de protéger les groupes les plus sensibles de la population). L'application à une exposition aiguë de cette valeur provisoire visant à protéger d'effets cumulatifs est très prudente.

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

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

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 (Baars *et al.* (2001)).

#### Inhalation

La concentration de référence provisoire retenue ( $0.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  soit une dose de  $1 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ ) 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, 2002). 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 (2012, 2013), ATSDR (1990), Santé Canada (2010) et Cal/EPA (2012) ne proposent aucune concentration de référence.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

L'argent n'est pas classable comme cancérigène 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. American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, Ohio.
- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- TSDR (1990). *Toxicological Profile for Silver*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp146.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- HSDB (2002). *Silver compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2012). *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Silver (CASRN 7440-22-4) (dernières révisions : 1989 et 1996)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0099.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 5 ARSENIC INORGANIQUE

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Contact cutané (mg/kg.j)
	-	4 heures : 0,2 (Cal/EPA 2012)	

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$3,5 \times 10^{-6}$ (Cal/EPA 2012) <sup>a</sup>	0,015 (Cal/EPA 2012) <sup>a</sup>	$3,5 \times 10^{-6}$	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
1,5 (IRIS 1998) <sup>a</sup>	$4,3 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998) <sup>a</sup>	15	--
Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA (IRIS (1998)) <sup>a</sup> : cancérogène pour l'humain (groupe A) selon l'IARC (2012) : cancérogène pour l'humain (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1993) : cancérogène pour l'humain (groupe I)			

-- : non disponible

<sup>a</sup> 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

#### Inhalation

La concentration de référence ( $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (4 heures) est celle proposée par Cal/EPA (2012).

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 al.* (1985), cités par Cal/EPA). Des souris avaient été exposées à du trioxide d'arsenic ( $0,26\text{-}28,5 \text{ mg As}_2\text{O}_3/\text{m}^3$ ) 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  $0,197 \text{ mg As}/\text{m}^3$  ( $0,26 \text{ mg}/\text{m}^3 \text{ As}_2\text{O}_3$ ) 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.

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

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'arsenic et ses composés inorganiques et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durant 30 minutes (HSDB (2009)).

#### Voie orale

ATSDR (2007) propose une valeur de référence pour une exposition aiguë par ingestion de  $0,005 \text{ mg}/\text{kg.j}$ . Cette valeur est basée sur l'évaluation de 220 cas d'empoisonnement par de la sauce soya contaminée à l'arsenic au Japon (Mizuta *et al.* (1956), cités par ATSDR (2007)). La concentration a été estimée à  $0,1 \text{ mg}/\text{mL}$  et l'apport à  $3 \text{ mg}/\text{j}$ . Les effets critiques, apparaissant les premiers et considérés comme caractéristiques de l'empoisonnement à l'As, étaient l'œdème du visage et des symptômes gastrointestinaux (nausée, vomissements, diarrhée). Une LOAEL de  $0,05 \text{ mg}/\text{kg.j}$  a été retenue, et un facteur d'incertitude de 10 pour l'utilisation d'une LOAEL a été appliqué.

## DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

### Voie orale

La dose de référence retenue pour la voie orale ( $3,5 \times 10^{-6}$  mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette valeur est issue de l'étude épidémiologique de Wasserman *et al.* (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 ( $3,5 \times 10^{-6}$  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 al.* 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 BMDL<sub>05</sub> 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 (2012) a dérivé une dose sécuritaire de 0.0046 µg/kg par jour.

US EPA (IRIS 1993) propose une dose de référence de  $3 \times 10^{-4}$  mg/kg.j. Cette valeur est basée sur des études épidémiologiques de Tseng menées au Bangladesh (Tseng (1977), Tseng *et al.* (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  $3 \times 10^{-4}$  mg/kg.j proposée par ATSDR (2007) est basée sur les mêmes données que celles retenues par U.S. EPA (Tseng *et al.* (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 (Baars *et al.* (2001)) propose une dose journalière tolérable (TDI) de  $1 \times 10^{-3}$  mg/kg.j issue de la dose tolérable hebdomadaire de  $15 \times 10^{-3}$  mg/kg (équivalente à  $2,1 \times 10^{-3}$  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/m<sup>3</sup>, soit une dose de  $3,5 \times 10^{-6}$  mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette valeur est issue de l'étude épidémiologique de Wasserman *et al.* (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 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/m<sup>3</sup>, en considérant un taux d'inhalation de 9,9 m<sup>3</sup>/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  $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . 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 al. 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 BMDL<sub>05</sub> pour cet effet a été estimée à 25,4 mg (soit  $6,96 \mu\text{g}/\text{jour}$  pour une exposition continue de 10 ans). En considérant un taux d'inhalation de  $9,9 \text{ m}^3/\text{jour}$  et un taux d'absorption de l'arsenic par inhalation de 50%, et en appliquant un facteur d'incertitude de 30, Cal/EPA (2012) a dérivé une concentration sécuritaire de  $0,046 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Le RIVM (Baars *et al.* (2001)) propose une concentration tolérable dans l'air (TCA) de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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 la LOAEC pour le cancer du poumon déterminée par ATSDR (1999), soit  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . 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 (2013), ATSDR (2007) ou Santé Canada (2010) ne proposent pas de concentration de référence par inhalation.

### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'arsenic est classé comme cancérigène chez l'humain par l'U.S.EPA, l'IARC et Santé Canada (Gouvernement du Canada *et al.* (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 ( $1,5 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ ) est celui proposé par U.S. EPA (IRIS 1998) et Cal/EPA (2009).

Ce coefficient est basé sur la survenue de cancer de la peau dans une population taiwanaise exposée par ingestion d'eau contaminée (Tseng *et al.* (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 al.* (2000) a été utilisé pour l'estimation des risques. Les données de Morales *et al.* (2000) (tirées de Chen *et al.* (1985) et de Wu *et al.* (1989)) ont été traitées dans ce modèle. Santé Canada a estimé que les risques unitaires associés à l'ingestion de  $1 \mu\text{g}/\text{L}$  d'arsenic dans l'eau potable varient de  $3,06 \times 10^{-6}$  à  $3,85 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{L})^{-1}$  (les limites supérieures à 95 % varient 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 cancérigénicité de

l'ordre de  $1,8 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$  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 ( $4,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ , soit l'équivalent de  $15 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ ) 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  $7,2 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ ) des risques unitaires estimés pour chacun des deux sites évalués.

Cal/EPA (2009) propose un risque unitaire semblable de  $3,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ , soit l'équivalent de  $12 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ . 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 al.* (1982), Higgins *et al.* (1985) et Enterline *et al.* (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  $CT_{0,05}$  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 al.* 1993). Ces valeurs correspondent à des risques unitaires compris entre  $1 \times 10^{-3}$  et  $6,4 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  (soit entre 4,3 et  $28 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$  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 ( $27 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ , ou  $6,4 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ ) est celle recommandée par Santé Canada (2010).

#### RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- TSDR (2007). *Toxicological Profile for Arsenic*. August 2007. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELEs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- 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-sem/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic\\_comp/index\\_f.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-sem/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/index_f.html)
- HSDB (2009) *Arsenic compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2012). "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. International Agency for Research on Cancer. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-6.pdf>
- Santé Canada (2006). *Recommandations sur la qualité de l'eau potable : l'arsenic*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-sem/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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)

- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Arsenic, inorganic (CASRN 7440-38-2) (dernières révisions : 1993 et 1998)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>.
- 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>

Mise à jour : Juin 2013

## 6 BARYUM ET SES COMPOSÉS

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
0,2 (IRIS 2005) <sup>a</sup>	1,0 (RIVM 2001) <sup>a</sup>	$2,3 \times 10^{-4}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1998)) <sup>a</sup> : non classable (groupe D) selon IARC (2013) : -- selon Santé Canada (1990) : non classable (groupe VA)			

-- : non disponible

<sup>a</sup> 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

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

Une TLV-TWA (8 heures) de  $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  est recommandée par l'ACGIH pour le baryum et ses composés solubles, qui recommande également que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de  $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  durant 30 minutes (HSDB (2012)).

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.

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

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

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), cité par U.S. EPA). 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<sub>05</sub> (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 (BMDL<sub>05</sub> =  $63 \text{ mg}/\text{kg.j}$ ). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la BMDL<sub>05</sub> (10 pour extrapolation interspèces, 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.

L'OMS (2011) a retenu une concentration de baryum dans l'eau potable de  $0,7 \text{ mg}/\text{L}$  comme ligne directrice (établie dans OMS (2004) à partir des résultats d'une étude épidémiologique menée dans l'Illinois et dans laquelle divers indicateurs cardiovasculaires ont été mesurés chez deux populations adultes comparables excepté pour le niveau de baryum dans l'eau potable ( $0,1$  et  $7,3 \text{ mg}/\text{L}$ ) (Brenniman *et al.* (1985), cités par OMS (2011)). Aucune différence significative n'ayant été observée entre les deux populations, la valeur de  $7,3 \text{ mg}/\text{L}$  a été considérée comme une NOAEL chez l'humain à laquelle a été appliqué un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle). En

considérant un poids corporel de 70 kg et une consommation d'eau potable de 1,5 L/j, la concentration retenue (0,7 mg/L) correspond donc à une dose journalière tolérable de 0,016 mg/kg.j. Cette valeur n'a pas été retenue car elle est basée sur une NOAEL qui n'est pas associée à un effet critique observé.

Le RIVM (Baars *et al.* (2001)) propose 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. La NOAEL obtenue chez l'humain (0,21 mg/kg.j pour absence d'hypertension) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle).

#### Inhalation

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

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Barium*. August 2007. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- HSDB (2012). *Barium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://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)
- IPCS-WHO (International Program on Chemical Safety) (1990). *Barium*. Environmental Health Criteria 107. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm>
- OMS (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, Fourth Edition.. [http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151\\_eng.pdf](http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf)
- OMS (2004). *Barium in Drinking-Water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*.. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwg/chemicals/barium.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/barium.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](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.\* \[http://publications.gc.ca/collections/collection\\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf\]\(http://publications.gc.ca/collections/collection\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf\)](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Barium and compounds (CASRN 7440-39-3)* (dernières révisions : 1998<sup>1</sup> et 2005). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0010.htm>

Mise à jour : Juin 2013

---

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

## 7 BÉRYLLIUM

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
Sels solubles : $2 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998) <sup>a</sup>	$7 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA 2012) <sup>a</sup>	$1,6 \times 10^{-6}$	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	$2,4 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998) <sup>a</sup>	8,4	--
Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1998)) <sup>a</sup> : probablement cancérrogène (groupe B1) selon IARC (2012) : cancérrogène (groupe 1)			

-- : non disponible

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

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 (U.S. EPA 2013)

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

L'AIHA (2013) 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  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inadéquate par AIHA.

Une TLV-TWA de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est recommandée par l'ACGIH (HSDB (2005)).

La concentration de référence provisoire pour une exposition aiguë retenue pour les fins de la présente étude ( $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) correspond à la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100.

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

La dose de référence retenue ( $2 \times 10^{-3}$  mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1998), ATSDR (2002) et Cal/EPA (2012) 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 al.* 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 a déterminé une BMDL<sub>10</sub> 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 interspèce, 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 BMDL<sub>10</sub> 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 interspèce, 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 BMD<sub>10</sub> pourrait être une NOAEL);

- Cal/EPA a déterminé une BMD<sub>05</sub> 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 interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

#### Inhalation

La concentration de référence retenue pour le béryllium ( $7 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit une dose de  $1,6 \times 10^{-6} \text{ mg}/\text{kg}.\text{j}$ ) est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette concentration de référence est basée sur une étude épidémiologique en milieu professionnel (Kreiss *et al.* 1996 cités par Cal/EPA) mettant en évidence la sensibilisation et la progression jusqu'à *la maladie chronique du béryllium* (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 30 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL correspondant à des effets irréversibles et 3 pour la variabilité interindividuelle).

Sur la base de la même étude et de la même LOAEL ajustée ( $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), U.S. EPA (IRIS 1998) propose une concentration de référence plus élevée ( $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) du fait de l'application d'un facteur d'incertitude de 10 (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).

La dose de référence proposée par Cal/EPA a été retenue plutôt que celle de U.S. EPA car l'application d'un facteur d'incertitude de 10 relatif à l'utilisation d'une NOAEL relative à des effets sérieux irréversibles semble justifiée. De plus, les résultats d'une étude épidémiologique environnementale indiquent que la LOAEL se trouverait dans l'intervalle de  $0,01$ - $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ce qui laisse une faible marge de sécurité avec les concentrations de référence proposées. Cette étude environnementale portait sur 10 000 personnes résidant à proximité d'une usine de béryllium, dans un rayon de 2 miles (Eisenbud *et al.* (1949), cités par Cal/EPA). Une béryllose pulmonaire avait été observée chez 11 résidents exposés durant 7 années, pour lesquels l'exposition moyenne avait été estimée à  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur une base continue.

ATSDR (2002) et Santé Canada (2010) ne proposent pas de concentration de référence.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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 adopté par Cal/EPA (2009).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique en milieu de travail (Wagoner *et al.* (1980) cités par U.S. EPA) 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.

#### **RÉFÉRENCES**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>



TSDR (2002). *Toxicological Profile for Beryllium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>

- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- HSDB (2005). *Beryllium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <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. International Agency for Research on Cancer. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-7.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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS). Beryllium and compounds* (CASRN 7440-41-7) (dernière révision : 1998). <http://www.epa.gov/iris/subst/0012.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 8 BORE

Doses/concentration de référence - exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Contact cutané (mg/kg.j)
-	300 (ATSDR 2010)	--

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
0,0175 (Santé Canada, 2010) <sup>a</sup>	300 <sup>b</sup>	0,07	--

Coefficients de cancérogénéité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--

Classification du potentiel cancérogène selon l'U.S. EPA (IRIS, 2004) : --  
Classification du potentiel cancérogène selon l'IARC (2013) : --

-- : non disponible

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

<sup>b</sup> Par défaut, valeur basée sur la valeur aiguë, selon ATSDR (2010)

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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 al.* (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  $\text{CO}_2$ . 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 aigue n'a été proposée par U.S. EPA ou Cal/EPA.

L'AIHA (2013) a établi pour le trifluorure de bore ( $\text{BF}_3$ ) un ERPG-1 de  $2 \text{ mg}/\text{m}^3$  (légers effets transitoires possibles), un ERPG-2 de  $30 \text{ mg}/\text{m}^3$  (concentration sans effet néfaste sérieux) et un ERPG-3 de  $100 \text{ mg}/\text{m}^3$  (concentration sans danger immédiat pour la vie).

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

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

Santé Canada (1990, 2010) propose une dose journalière tolérable de  $0,0175 \text{ mg}/\text{kg.j}$ . 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) et ATSDR (2010) proposent 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 par voie alimentaire, durant la gestation (Heindel (1992) et Price (1996) cités par U.S. EPA). 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 BMDL<sub>05</sub> ont été estimées pour les différents effets observés dans les deux études. La BMDL<sub>05</sub> 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 BMDL<sub>05</sub>. 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.

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/m<sup>3</sup>) 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 al.* (1984, 1985); Hu *et al.* (1992); Wegman *et al.* (1994) cités par ATSDR), 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).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 300 µg/m<sup>3</sup> a donc été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition chronique. Cette valeur est basée sur deux études (Cain *et al.* (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<sub>2</sub>. 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 mg B/m<sup>3</sup>. 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 mg/m<sup>3</sup>, 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 apparaît à partir de 4,5 mg/m<sup>3</sup>. Les sécrétions nasales augmentent à partir de 1,5 mg/m<sup>3</sup> mais sont inchangées jusqu'à 0,8 mg/m<sup>3</sup>. Une NOAEL de 0,8 mg B/m<sup>3</sup> 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.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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 cancérogène pour l'humain*" à partir d'expérimentations chez l'animal).

#### **RÉFÉRENCES**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>

- ATSDR (2010). *Toxicological Profile for Boron*. November 2010. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp26.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- 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)
- 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](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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS). Boron and compounds* (CASRN 7440-42-8) (dernière révision : 2004). <http://www.epa.gov/iris/subst/0410.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 9 CADMIUM

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
-	0,03 (ATSDR 2012) <sup>a</sup>		--

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
1 x 10 <sup>-4</sup> (ATSDR 2012) <sup>a,b</sup>	0,01 (ATSDR 2012) <sup>a,b</sup>	2,3 x 10 <sup>-6</sup>	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	4,2 x 10 <sup>-3</sup> (Cal/EPA 2009) <sup>a</sup>	15	--
Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1992) <sup>a</sup> : probablement cancérrogène (groupe B1) selon l'IARC (2012) : cancérrogène (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1994) : probablement cancérrogène <sup>b</sup> (groupe II)			

-- : non disponible

<sup>a</sup> : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2013)

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

<sup>c</sup> : Composés du cadmium

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence retenue pour une exposition aiguë (0,03 µg/m<sup>3</sup>) est celle proposée par ATSDR (2012).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée par le NTP (NTP (1995), tel que cité par ATSDR) 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/m<sup>3</sup>) 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/m<sup>3</sup>) 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/m<sup>3</sup>) et la concentration équivalente pour l'humain (HEC) a été estimée en utilisant un RDDR de 0,617 (LOAEL<sub>HEC</sub>=0,016 x 0,617=0,01 mgCd/m<sup>3</sup>). La LOAEL<sub>HEC</sub> 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.

Une TLV-TWA (8 heures) de 10 µg/m<sup>3</sup> est recommandée par l'ACGIH pour le cadmium (2 µg/m<sup>3</sup> pour la fraction respirable), et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 3 fois la valeur (cadmium total : 30 µg/m<sup>3</sup>, fraction respirable : 6 µg/m<sup>3</sup>) pour plus de 30 minutes (HSDB (2012)).

## DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

### Voie orale

La dose de référence par ingestion retenue (0,1 µg/kg.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<sub>10</sub> : cadmium urinaire exprimé en µg/g de créatinine) pour des protéines de faible poids moléculaire (β<sub>2</sub>-microglobuline, α<sub>1</sub>-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<sub>10</sub> en µg/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<sub>10</sub> (UCDL<sub>10</sub>=0,50 µg/g créatinine), soit celle issue des données européennes (Buchet *et al.* (1990), Järup *et al.* (2000), Suwazono *et al.* (2006)). Les doses de cadmium ingérées quotidiennement et correspondant à une UCDL<sub>10</sub> de 0,50 µg/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 µg/kg.jour chez les femmes et à 0,70 µg/kg.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<sub>10</sub> 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 (≥ 0,6 µg Cd/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 (UCDL<sub>10</sub>=0,5 µg/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 al.* (2000) (doublement de la prévalence de protéinurie à 0,5 µg/g créatinine) et à partir de cinq études européennes, japonaises ou chinoises (effets rénaux à partir ≥0,7 µg/g créatinine).

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

- 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 révision<sup>2</sup>) (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); Baars *et al.* (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.jour 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 al.* (1989), Buchet *et al.* (1990) cités par Baars *et al.*), le RIVM considère qu'une dose moyenne de 1 µg/kg.jour est une LOAEL et applique un facteur de sécurité de 2, ce qui conduit à une dose journalière moyenne de 0,5 µg/kg.jour. 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

<sup>2</sup> Valeur préliminaire proposée en 1999 : 0,8 µg/kg.j (U.S. EPA 1999)

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/m<sup>3</sup>, 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 (UCDL<sub>10</sub>=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 gastrointestinal (GI) et le sang ont été utilisés comme 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 µg Cd/m<sup>3</sup> (sous forme d'oxyde) ou de 1,2–1,4 µg Cd/m<sup>3</sup> (sous forme de sulfure) conduirait à une concentration urinaire de 0,5 µg/g créatinine (UCDL<sub>10</sub>), en supposant que l'air est la seule source d'exposition. Dans un deuxième temps, la dose interne correspondant à l'UCDL<sub>10</sub> 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 µg/kg.jour pour les hommes et 0,30 µg Cd/kg.jour pour les femmes (0,32 µg/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'UCDL<sub>10</sub> (0,5 µg/g créatinine) serait atteint avec une exposition chronique simultanée à 0,1 µg Cd/m<sup>3</sup> dans l'air ambiant et 0,3 µg/kg.jour via l'alimentation.

Une concentration de référence de 0,02 µg/m<sup>3</sup> est proposée par Cal/EPA (2012). 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 al.* (1974), cités par Cal/EPA). Une LOAEL de 21 µg Cd/m<sup>3</sup> 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 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition moyenne de 4,1 ans, ce qui équivaut à 0,5 µg/m<sup>3</sup> 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 x 10<sup>-6</sup> mg/kg.j.

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 µg/m<sup>3</sup> (U.S. EPA (1999)).

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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

Cette valeur a été calculée à partir de l'étude épidémiologique de Thun *et al.* ((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 al.* (1994) proposent une concentration tumorigène 5% ( $\text{CT}_{0,05}$ ) pour l'humain de  $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition au chlorure de cadmium par inhalation, ce qui correspond à un risque unitaire de  $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . Cette valeur a été calculée à partir de l'incidence de tumeurs pulmonaires chez des rats exposés à un aérosol de chlorure de cadmium<sup>3</sup> durant 72 semaines (23 hr/j) (Takenaka *et al.* (1983) et Oldiges *et al.* (1984) cités par Gouvernement du Canada).
- Les valeurs recommandées par Santé Canada (2010) pour l'inhalation sont  $40 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$  et  $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .
- Le coefficient de cancérogénéité proposé dans IRIS ( $1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ) 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*. September 2012. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. RIVM (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Buchet JP, Lauwerys R., Roels H, *et al.* (1990). *Renal effects of cadmium body burden of the general population*. *Lancet* 336:699-702. *Tel que cité par ATSDR (2012)*.
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- 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](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/>

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



- 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: International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 66. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Järup L, Hellstrom L, Alfven T, et al. (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 (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (1989). *Cadmium*. WHO Food Additive Series 24. International Programme on Chemical Safety (IPCS), World Health Organization (WHO). <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je09.htm>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (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>
- 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 Baars et al. (2001).
- Oldiges, H., D. Hochrainer, Sh. Takenaka, G. Oberdörster et H. König, «Lung Carcinomas in Rats after Low Level Cadmium Inhalation», *Toxicol. Environ. Chem.*, 9: 41-51(1984). Tel que cite par Gouvernement du Canada (1994).
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Suwazono Y, Sand S, Vahter M, et al. (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, «Carcinogenicity of Cadmium Chloride Aerosols in W Rats», *J. Natl. Cancer Inst.*, 70: 367-373 (1983). 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 (1999). *Toxicological Review of Cadmium and compounds. External Review Draft*.
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information System (IRIS). Cadmium (CASRN 7440-43-9)* (dernières révisions : 1992 et 1994). <http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm>
- 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 number 39.. Tel que cité par ATSDR (2012).

Mise à jour : Juin 2013

## 10 COBALT

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$3,0 \times 10^{-4}$ (U.S. EPA 2008) <sup>b</sup>	0,006 (U.S. EPA 2008) <sup>b</sup>	$1,4 \times 10^{-6}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	0,009 (U.S. EPA 2008)	39	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (1991) : cancérogène possible (groupe 2B) selon U.S. EPA (2008) : probablement cancérogène pour l'humain par inhalation			

-- : non disponible

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

<sup>b</sup> Valeur provisoire (PPRTV) proposée par U.S. EPA dans le cadre du Superfund Program

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

L'AIHA (2013) a établi un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de  $0,9 \text{ mg}/\text{m}^3$  et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de  $3 \text{ mg}/\text{m}^3$ . La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée impossible à cause de données insuffisantes.

Une TLV-TWA de  $0,02 \text{ mg}/\text{m}^3$  est recommandée par l'ACGIH et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de  $0,06 \text{ mg}/\text{m}^3$  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.

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

La dose de référence retenue ( $3 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$ ) correspond à la p-RfD<sup>4</sup> proposée par U.S. EPA (2008) dans le cadre du *Superfund Program*.

Cette valeur est basée sur une LOAEL de  $1 \text{ mg Co}/\text{kg}/\text{jour}$  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  $150 \text{ mg}/\text{jour}$  de chlorure de cobalt (soit  $1 \text{ mg Co}/\text{kg}/\text{jour}$ ), 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 cobalt est suspecté d'avoir des effets sur la capacité reproductrice). Il importe de préciser que des effets plus sévères sur la fonction thyroïdienne (goitre) sont suspectés chez les enfants en fonction de la durée d'exposition ou de la dose, ce qui justifie l'utilisation de facteurs d'incertitude élevés pour la variabilité interindividuelle et la durée d'exposition. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA

<sup>4</sup> Voir la section 2 pour plus d'information

(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.

Le RIVM propose une dose tolérable journalière de  $1,4 \times 10^{-3}$  mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale (Baars *et al.* (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). 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'un LOAEL. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne. Nous pensons cependant qu'il aurait aussi fallu tenir compte de la durée d'exposition (sous-chronique et non chronique) lors de l'application des facteurs d'incertitude, ce qui conduirait à une valeur plus sévère.

ATSDR (2004) propose une dose de référence ( $MRL_{sc} = 0,01$  mg/kg.j) uniquement pour une durée d'exposition sous-chronique. Ce  $MRL_{sc}$  est basé sur une LOAEL 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 (LOAEL 2,5 mg/kg.j, NOAEL 0,6 mg/kg.j). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

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

#### Inhalation

La concentration de référence retenue ( $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) correspond à la p-RfC<sup>5</sup> proposée par U.S. EPA (2008) dans le cadre du *Superfund Program*.

Cette valeur est basée sur une NOAEL de  $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (diminution de la fonction pulmonaire et irritation des voies respiratoires à  $15,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (LOAEL)) obtenue chez polisseurs de diamant (Nemery *et al.*, 1992, tel que cité par U.S. EPA). Le NOAEL ajusté pour une exposition continue ( $\text{NOAEL} \times 10/20 \text{ m}^3/\text{jour} \times 5/7 \text{ jours}$ ) est de  $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué pour tenir compte des lacunes de la base de données (10), de la variabilité interindividuelle (10) et de la durée de l'exposition (3, car la durée d'exposition n'est pas rapportée dans l'étude et 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.

ATSDR (2004) propose un MRL plus élevé ( $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur la même NOAEL ( $5,3 \mu\text{g Co}/\text{m}^3$  pour diminution de la fonction pulmonaire; Nemery *et al.* (1992)) que celle utilisée par U.S. EPA. Cette NOAEL a été ajustée pour exprimer une exposition continue ( $\text{NOAEL}_{\text{ajusté}} = 1,3 \mu\text{g Co}/\text{m}^3$ ), en considérant que le taux d'inhalation est le même chez les travailleurs et dans la population générale. À noter que selon ATSDR, les études menées chez des rats (NTP (1991 et 1998), cités par ATSDR) conduisent à une LOAEL ajustée pour l'humain du même ordre de grandeur ( $3,2 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ ). Un facteur d'incertitude de 10 correspondant à la variabilité interindividuelle a été appliqué, ce qui conduit à une concentration de référence de  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition chronique par inhalation (Baars *et al.* (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 al.* (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.

Aucune concentration de référence n'a été proposée par Cal/EPA (2012).

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

Le cobalt est classé comme possible cancérigène pour l'humain par l'IARC (1991). Le sulfate de cobalt, soluble, est considéré comme un cancérigène probable pour l'humain par inhalation (U.S. EPA, 2008). Le cobalt n'a pas été évalué par Santé Canada (2010). Seul U.S. EPA (2008) propose un estimateur de risque de cancer.

<sup>5</sup> Voir la section 2 pour plus d'information

### 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

Un risque unitaire provisoire de  $9 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$  (soit un coefficient de cancérogénicité de  $39 \text{ (mg/kg.jour)}^{-1}$ ) est proposé par le cobalt par 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<sub>10</sub> (10% extra risk) ont été estimées pour chaque espèce et chaque sexe. La BMDL<sub>10</sub> ( $0,011 \text{ mg/m}^3$ ) 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 (0.014) et la BMDL).

### RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Cobalt*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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).
- HSDB (2006). Cobalt compounds.. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1991). *Cobalt and cobalt compounds*. Summaries and evaluations Vol. 52. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol52/11-cobaltandcobaltcomp.htm>
- Nemery B, Casier P, Roosels D, et al. 1992. Survey of cobalt exposure and respiratory health in diamond polishers. *Am Rev Respir Dis* 145:610-616. Tel que cité par ATSDR (2004) et par 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 B6C3F<sub>1</sub> 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](http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr471.pdf)
- Roche M, Layrisse M. 1956. Effect of cobalt on thyroidal uptake of I<sup>131</sup>. *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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Sprince NL, Oliver LC, Eisen EA, et al. 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. EPA (2008). *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Cobalt (CASRN 7440-48-4)*. U.S. Environmental Protection Agency, Superfund Health Risk Technical Support Center. [http://hhprrtv.ornl.gov/issue\\_papers/Cobalt.pdf](http://hhprrtv.ornl.gov/issue_papers/Cobalt.pdf)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (site consulté en juin 2013).

Mise à jour : Mars 2014

## 11 CHROME TRIVALENT

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
Forme insoluble 1,5 <sup>a</sup> (IRIS 1998) <sup>b</sup>	Forme insoluble ou métallique 0,5 <sup>c</sup>	Forme insoluble ou métallique 0,00011 <sup>d</sup>	--
Forme soluble 4,6 x 10 <sup>-3</sup> (RIVM 2001) <sup>b</sup>	Forme soluble 0,1 (ATSDR 2012) <sup>b</sup>	Forme soluble 0,000003 <sup>c</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1998)) <sup>a</sup> : non classable (groupe D) selon IARC (1990) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada <i>et al.</i> (1994) : non classable (groupe VI)			

-- : non disponible

<sup>a</sup> : 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

<sup>b</sup> : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2013).

<sup>c</sup> : Valeur provisoire dérivée de la MRL sous-chronique proposée par ATSDR (2012)

<sup>d</sup> : Dérivé de la valeur non arrondie de la concentration de référence (4,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la forme insoluble et 0,13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la forme soluble)

Note : voir ATSDR pour solubilité des différentes formes de chrome

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Une TLV-TWA de 0,5 mg/m<sup>3</sup> est recommandée par l'ACGIH pour le chrome trivalent et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 1,5 mg/m<sup>3</sup> pour plus de 30 minutes (HSDB (2005)).

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.

### DOSES DE RÉFÉRENCE

#### VOIE ORALE – sels insolubles (ex. oxyde de chrome (Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), sulfate de chrome (Cr<sub>2</sub>[SO<sub>4</sub>]<sub>3</sub>))

La dose de référence retenue pour les sels insolubles de chrome trivalent (1,5 mg/kg.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<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) via leur alimentation, à raison de 5 jours par semaine. Les doses totales reçues ont été estimées à 360, 720 et 1 800 g Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/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 mg Cr(III)/kg.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 (Baars *et al.* (2001)) propose une dose journalière tolérable de 4,6 mg/kg.j pour les sels insolubles (incluant le chrome métallique). Cette valeur est extrapolée de la dose de référence pour les sels solubles (4,6 x 10<sup>-3</sup> mg/kg.j, issue d'une NOAEL<sub>rat</sub> de 0,46 mg/kg.j) en considérant que les sels insolubles sont 1 000 fois moins toxiques que les

sels solubles chez le rat (NOAEL observées : 2 040 mg/kg.j, 3,6 mg/kg.j et 0,46 mg/kg.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 µg/kg.j pour le chrome total est basée sur la toxicité du Cr(VI).

#### VOIE ORALE – sels solubles (ex. acétate de chrome trivalent (Cr(CH<sub>3</sub>COO)<sub>3</sub>))

La dose de référence retenue pour les sels solubles de chrome trivalent (4,6 x 10<sup>-3</sup> mg/kg.j) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* (2001)).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de 0,46 mg/kg.j obtenue chez le rat après exposition chronique à de l'acétate de chrome trivalent (Cr(CH<sub>3</sub>COO)<sub>3</sub>), qui est une forme très soluble (pour le chlorure de chrome trivalent (CrCl<sub>3</sub>), moins soluble, une NOAEL de 3,6 mg/kg.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 (ex : oxyde chromique) et chrome métallique

La concentration de référence retenue pour les sels insolubles de chrome trivalent (0.5 µg Cr(III)/m<sup>3</sup>) est une valeur provisoire dérivée de celle proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique (il n'existe pas de données d'exposition chronique au chrome trivalent par voie orale chez l'homme ou l'animal).

La MRL sous-chronique (5 µg Cr(III)/m<sup>3</sup>) proposée par ATSDR (2012) est basée sur les résultats de l'étude de Derelanko *et al.* (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)/m<sup>3</sup>, 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)/m<sup>3</sup> 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)/m<sup>3</sup> 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 β<sub>2</sub>-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)/m<sup>3</sup>). 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)/m<sup>3</sup>. 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)/m<sup>3</sup>, 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)/m<sup>3</sup>. 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)/m<sup>3</sup>) a été ajustée pour une exposition continue (LOAEL<sub>Ajust</sub>=LOAEL x 6/24 x 5/7) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain (LOAEL<sub>HEC</sub>=LOAEL<sub>Ajust</sub> x RDDR). La LOAEL<sub>HEC</sub> la plus faible (0.43 mg/m<sup>3</sup>: 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/m<sup>3</sup>) 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  $LOAEL$  sous-chronique, 3 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Une concentration tolérable dans l'air de  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est proposée par le RIVM (Baars *et al.* (2001)) pour le chrome trivalent insoluble et le chrome métallique. Elle est issue d'une  $NOAEC$  de  $0,6 \text{ mg}/\text{m}^3$  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 ( $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a été dérivée de l'étude en milieu professionnel de Korallus *et al.* ((1974), cités par ATSDR), dans laquelle une  $NOAEC$  de  $2 \text{ mg}/\text{m}^3$  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 ( $NOAEC = 0,7 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) et application d'un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle, une valeur provisoire de  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a été obtenue.

Considérant que les VTR existantes pour une exposition chronique ( $60$  et  $70 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) sont toutes plus élevées que la plus récente VTR pour une exposition sous-chronique ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 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).

Aucune concentration de référence n'a été proposée pour le chrome trivalent par U.S. EPA (IRIS 1998), Santé Canada (2010) ou Cal/EPA (2012).

#### **INHALATION – sels solubles de chrome trivalent (ex. acétate ou sulfate de chrome)**

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 al.* (1999). Des rats Fisher (CDF) males et femelles (15/sexe/dose) ont été exposés par inhalation (*nose-only*) à du sulfate de chrome basique ( $0, 3, 10, \text{ or } 30 \text{ mg Cr(III)}/\text{m}^3$ , 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 ( $LOAEL_{Ajust} = LOAEL \times 6/24 \times 5/7$ ) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain ( $LOAEL_{HEC} = LOAEL_{Ajust} \times RDDR$ ). La  $LOAEL_{HEC}$  la plus faible ( $0,04 \text{ mg}/\text{m}^3$ : lésions aux niveaux du nez et du larynx chez la femelle,  $RDDR=0,078$ ) 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  $LOAEL$  sous-chronique, 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;  $BMCL_{1sd,HEC} = 0,17 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) était supérieure à la  $LOAEL_{HEC}$  et n'a donc pas été retenue.

Aucune autre agence de santé n'a proposé de concentration de référence pour les sels solubles de chrome trivalent.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Chromium*. September 2012. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Derelanko, N.J., Rinehart, W.E., Hilaski, R.J. *et al.* (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*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada.
- 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 al. 1974. [Trivalent chromium compounds - results of a study in occupational medicine.] *Arb Soz Prev* 9:51-54. (German), Tel que cité par ATSDR (2012).
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Chromium(III), insoluble salts (CASRN 16065-83-1)* (dernière révision : 1998). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0028.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 12 CUIVRE

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
0,01 (ATSDR 2004) <sup>a</sup>	100 (Cal/EPA 2012) <sup>a</sup>		--

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
0.091-0,141 (Santé Canada 2010) <sup>a,b</sup>	21-76 <sup>c</sup>	0.01-0,017 <sup>c</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS (1991)) <sup>b</sup> : non classable (groupe D) selon l'IARC (2013) : --			

-- : non disponible

<sup>a</sup> : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2013)

<sup>b</sup> : Valeur variable selon l'âge

<sup>c</sup> : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion; valeurs variables selon l'âge (voir texte)

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

#### Inhalation

La concentration de référence (100 µg/m<sup>3</sup>) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Cette valeur est basée sur la TLV de l'ACGIH pour des poussières de cuivre. Cette TLV est basée sur les résultats d'une étude indiquant qu'à des concentrations de 1-3 mg/m<sup>3</sup>, 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<sup>3</sup> 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 AIHA.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 mg/m<sup>3</sup> (poussières et brumes) et 0,2 mg/m<sup>3</sup> (fumées) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 3 (ou 0,6) mg/m<sup>3</sup> durant 30 minutes (HSDB (2005)).

#### Voie orale

ATSDR (2004) retient un MRL de 0,01 mg/kg.j pour l'exposition aiguë au cuivre (voie orale). Cette valeur se base 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 al. (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).

## DOSES DE RÉFÉRENCE

### 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 al.* (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 (Baars *et al.* (2001)). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Vermeire *et al.* ((1991), cités par Baars *et al.* 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 (Baars *et al.* (2001)). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Vermeire *et al.* ((1991), cités par Baars *et al.* 2001), 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 (2013) 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 µg/m<sup>3</sup>, 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 prudents<sup>6</sup>, 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 µg Cu/m<sup>3</sup>) et à d'autres métaux (fer, cadmium et plomb); NOAEL de 600 µg/m<sup>3</sup> 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 µg/m<sup>3</sup>).

---

<sup>6</sup> *Inhalation* (100%) : il est peu probable que 100 % des particules inhalées (PM<sub>10</sub>) 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.

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 (Baars *et al.* (2001)) est issue d'une NOAEL de  $0,6 \text{ mg}/\text{m}^3$  obtenue chez le lapin après exposition sous-chronique (6 semaines, 5 jours/semaine, 6 heures/jour, soit une NOAEL ajustée pour exposition continue de  $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) 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)).

### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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

### RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- TSDR (2004). *Toxicological Profile for Copper*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- CCME (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre: Environnement et santé humaine*. Winnipeg, Manitoba, Le Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- HSDB (2005). *Copper compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://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)
- 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>
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref\\_elements\\_tbl-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php) (site consulté en juin 2013)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Copper (dernière révision : 1991. En cours de réévaluation)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0368.htm>
- 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/dwq/chemicals/copper/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/copper/en/)

Mise à jour : Juin 2013

### 13 ÉTAIN INORGANIQUE

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
0,03 <sup>a</sup>	130 <sup>b</sup>	0,03 <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2013) : -- selon IARC (2013) : --			

-- : non disponible

<sup>a</sup> Valeur provisoire dérivée d'une dose de référence pour exposition de durée sous-chronique (ATSDR)

<sup>b</sup> 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, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de 2 mg/m<sup>3</sup> est recommandée par l'ACGIH pour les composés inorganiques de l'étain (sauf le stannane (hydrure d'étain)), et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 6 mg/m<sup>3</sup> pour plus de 30 minutes (HSDB (2005)).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique (100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 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 (voir section 4.2.1 du rapport).

#### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

##### Voie orale

La dose de référence retenue (0,03 mg/kg.jour) est une valeur provisoire dérivée de celle proposée par ATSDR (2005) pour une exposition sous-chronique (MRL<sub>sc</sub>).

La MRL<sub>sc</sub> proposée par ATSDR (0,3 mg/kg.j) pour une exposition sous-chronique 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 al.* (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).

Une dose de référence provisoire pour une exposition chronique a été dérivée de la MRL<sub>sc</sub> en ajoutant un facteur d'incertitude de 10, ce qui conduit à une dose de 0,03 mg/kg.j. Le facteur maximal de 10 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 al.* (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 valeur 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 cancérigène pour le rat et la souris dans les conditions de l'étude.

Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2013), le RIVM (Baars *et al.* (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.

Aucune étude par inhalation ne permettant d'établir une concentration de référence, une approche prudente consiste à dériver une valeur provisoire à partir de la dose de référence par voie orale. Par défaut, il a été considéré que le taux d'absorption était le même par ingestion et inhalation, ce qui conduit à une concentration de référence provisoire de 130 µg/m<sup>3</sup>.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

Le potentiel cancérigène 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**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- TSDR (2005). *Toxicological Profile for Tin*. August 2005. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp55.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- 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.
- HSDB (2005). *Tin compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://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)
- NTP (1982). *Carcinogenesis bioessay 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](http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LT_rpts/tr231.pdf). Tel que cité par U.S. EPA (1997).
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013a). *Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (site consulté en juin 2013).

Mise à jour : Juin 2013

## 14 FLUORURES ET FLUOR

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
--	Fluorure d'hydrogène (HF) : (1 heure) : 240 (Cal/EPA) (<14 jours) : 13 (ATSDR) Fluor (F <sub>2</sub> ) : (<14 jours) : 16 (ATSDR)		--

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
Fluorures : 0,04 (Cal/EPA)	Fluorures : 13 (Cal/EPA)	--	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2014) : non évalué selon IARC (2007) : non classable (group 3) selon Santé Canada (2010) : non classable (groupe VI)			

-- : non disponible

Le fluor (F<sub>2</sub>) et le fluorure d'hydrogène anhydre (HF) sont des gaz qui existent à l'état naturel et qui sont utilisés pour divers usages industriels (ex. : production de composés fluorés, produits pharmaceutiques, essence à indice d'octane élevé, ampoules à fluorescence). La population générale est typiquement exposée à de très faibles niveaux de fluorure gazeux (essentiellement sous forme de fluorure d'hydrogène), estimés à 0,01-1,65 µg/m<sup>3</sup> aux États-Unis et au Canada. Des niveaux plus élevés peuvent être rencontrés à proximité de sources industrielles (ex. : combustion du charbon). Les fruits et légumes cultivés à proximité de sources industrielles peuvent contenir des niveaux accrus de fluorure du fait du dépôt atmosphérique de particules contenant du fluorure (ATSDR 2003).

A faible dose, le fluorure a des effets protecteurs contre la carie dentaire, ce qui explique qu'il soit ajouté dans certains produits de consommation (eau potable, dentifrice, rince-bouche).

### CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

#### Fluorure d'hydrogène

Deux concentrations de référence sont disponibles pour évaluer les risques liés à une exposition de courte durée au fluorure d'hydrogène (HF) par inhalation, soit 240 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition de 1 heure (Cal/EPA), et 18 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition pouvant atteindre une durée de 14 jours (ASTDR).

Ces deux valeurs sont basées sur les résultats de la même étude, menée chez 20 hommes adultes et en bonne santé, âgés de 21-44 ans, exposés (7-9 par groupe) durant 1 heure (200-600, 700-2 400 ou 2 500-5 200 µg HF/m<sup>3</sup>) dans une chambre d'inhalation (Lund et al., 1997). Pendant les 15 dernières minutes d'exposition, les sujets ont subi un test ergométrique avec un effort constant de 75 W. Un lavage bronchoalvéolaire a été réalisé 3 semaines avant et 24 h après exposition. Des tests de la fonction pulmonaire ont été réalisés immédiatement après exposition, toutes les 15 minutes durant l'exposition, à la fin de l'exposition et 30 minutes, 1, 2, 3 et 4 heures après l'exposition. Les symptômes (yeux, voies respiratoires supérieures (nez, gorge) et inférieures) ont aussi été suivis (avant et jusque 24 h après exposition) et évalués (scores de 1 à 5). Les résultats indiquent une augmentation des symptômes (vs.

avant exposition) au niveau des voies respiratoires supérieures et pour tous les symptômes combinés dans les groupes à faible et forte exposition, ainsi que pour toutes les expositions combinées. La sévérité des symptômes était faible (scores de 1–3) dans le groupe à faible exposition alors que dans le groupe à forte exposition, des scores faibles et élevés ont été obtenus. Une augmentation significative des symptômes oculaires a aussi été observée dans tous les groupes combinés. Aucun effet significatif n'a été observé sur la fonction pulmonaire. Une étude subséquente (Lund et al. 1999) a évalué les effets sur le fluide de lavage bronchoalvéolaire (BALF). Une augmentation significative du pourcentage de cellules CD3-positives a été observée dans la partie bronchiale (exposition modérée et élevée) et dans la partie bronchoalvéolaire (forte exposition). Une augmentation significative du pourcentage de lymphocytes dans les parties bronchiale et bronchoalvéolaire (exposition modérée) a aussi été observée. Une corrélation significative avec l'exposition a été identifiée pour ces deux effets. Une augmentation significative des niveaux de myéloperoxydase et d'interleukine-6 a aussi été observée dans le groupe à forte exposition.

La concentration de référence de 240 µg/m<sup>3</sup> proposée pour une exposition de courte durée (1 heure) par Cal/EPA (2014) est basée l'irritation des yeux et des voies respiratoires supérieures (LOAEL = 2 500-5 200 µg/m<sup>3</sup>; NOAEL = 700-2 400 µg/m<sup>3</sup>) rapportée par Lund et al. (1997). Un facteur d'incertitude global de 100 (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour incertitude reliée à l'exposition cumulative) a été appliqué.

La concentration de référence de 0,02 ppm (13 µg/m<sup>3</sup>) pour une exposition aiguë (moins de 14 jours) proposée par ATSDR (2003) est basée sur les résultats de l'étude de Lund et al. (1997, 1999). Les concentrations utilisées par ATSDR pour représenter chaque groupe d'exposition sont les valeurs centrales des intervalles, soit 400, 1 700 et 3 900 µg/m<sup>3</sup> (0,5, 1,9 et 4,5 ppm). Le MRL est basé sur la LOAEL (400 µg/m<sup>3</sup>), qui correspond à des effets minimes (irritation des voies respiratoires supérieures). Un facteur d'incertitude de 30 (3 pour utilisation d'une LOAEL associée à des effets minimes, 10 pour variabilité interindividuelle) a été appliqué.

#### Fluor (F<sub>2</sub>)

Une seule concentration de référence (0,01 ppm, soit 16 µg/m<sup>3</sup>) est disponible pour évaluer les risques liés à une exposition de courte durée au fluor (F<sub>2</sub>) par inhalation. Cette valeur, proposée par ATSDR (2003), est basée sur les résultats d'une étude menée chez 5 volontaires adultes (âge : 19-50 ans, sexe non précisé) exposés dans différentes conditions (10 ppm pendant 3, 5 ou 15 minutes; 23 ppm pendant 5 minutes, 50 ppm pendant 3 minutes, 67 ppm pendant 1 minute, 78 ppm pendant 1 minute, et 100 ppm pendant 0,5 ou 1 minute) à l'aide d'un masque couvrant le nez et les yeux. Les sujets pouvaient retirer le masque de leur visage et respirer de l'air frais par leur bouche. Aucune information n'est disponible concernant le temps écoulé entre les expositions ou si tous les sujets ont été exposés à toutes les concentrations. Aucune irritation du nez et des yeux n'a été observée à 10 ppm (3, 5 ou 15 minutes) et l'exposition de 15 minutes n'a pas conduit à de l'irritation des voies respiratoires. Les effets rapportés sont : irritation oculaire à ≥ 23 ppm, irritation du nez à ≥ 50 ppm, et irritation cutanée à ≥ 78 ppm. La sévérité des irritations était reliée à la concentration. L'exposition à 100 ppm a été considérée comme très irritante et les sujets n'ont pu inhaler durant toute la période d'exposition prévue. Les incidences ne sont pas fournies. Le MRL est basé sur la NOAEL de 10 ppm (soit 15,8 mg/m<sup>3</sup>) (LOAEL = 23 ppm; irritation chez l'humain) ajustée pour une exposition continue (x 0,25 h/24 h) et divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle).

### **DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE**

#### Voie orale

La dose de référence retenue (0,04 mg/kg.jour) est la valeur proposée par Cal/EPA (2003) pour une exposition chronique aux fluorures. Cette valeur est la plus faible parmi les trois disponibles. Elle est légèrement plus faible que celle proposée par U.S. EPA (0,06 mg/kg.jour). Toutes deux sont basées sur des données américaines et protègent les enfants de la fluorose dentaire (altération cosmétique des dents). La valeur proposée par ATSDR (0,05 mg/kg.jour) est quant à elle basée sur des données chinoises concernant le risque de fractures chez des adultes. La valeur de Santé Canada (0,105 mg/kg.jour) est quant à elle associée à une faible incidence de fluorose dentaire chez les enfants.

Cal/EPA (2014) propose un REL de 0,04 mg/kg.jour pour une exposition chronique aux fluorures. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez les habitants de plusieurs villes américaines consommant de l'eau fluorée (Dean, 1942; U.S. Public Health Service, 1991; National Research Council, 1993; tels que cités par Cal/EPA). L'effet critique retenu était la fluorose dentaire (LOAEL=2 mg/L). Le REL est basé sur la NOAEL (1 mg/L, soit 0,04 mg/kg.jour pour un enfant de 18 kg qui consomme 720 mL d'eau par jour). Aucun facteur d'incertitude n'a été



appliqué car l'étude utilisée porte sur des expositions à long terme chez l'humain et inclut des enfants (population sensible).

ATSDR (2003) propose un MRL de 0,05 mg/kg.jour pour une exposition chronique au fluorure. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée auprès de 6 communautés rurales en Chine exposées à différents niveaux de fluorure naturellement présent dans l'eau potable (Li et al. 2001). Les sujets étaient âgés de 50 ans et plus (âge moyen compris entre 62,6 à 64,0 ans). La majorité des individus vivaient dans la communauté depuis leur naissance. Il y avait plus d'hommes dans le groupe fortement exposé (52,4%) que dans les autres groupes (41,8–47,0%). Les concentrations de fluorure dans l'eau étaient de 0,25–0,34, 0,58–0,73, 1,00–1,06, 1,45–2,19, 2,62–3,56, et 4,32–7,97 mg/L. L'apport total a été estimé à 0,7, 2, 3, 7, 8 et 14 mg/jour (à partir de données alimentaires acquises sur 3 jours, auprès de 10% des sujets choisis de façon aléatoire; aucun sujet n'utilisait de dentifrice/rince-bouche fluoré et peu de personnes utilisaient des boissons emballées ou de la nourriture en boîte; les teneurs dans le thé consommé étaient surtout liées aux teneurs dans l'eau). L'effet observé était les fractures rapportées par les sujets et vérifiées par radiographie. L'âge, le sexe, la consommation d'alcool et le niveau d'activité physique étaient des facteurs de risque à partir de l'âge de 20 ans. La tendance pour la prévalence de fracture (ajustée pour âge et sexe) avait la forme d'un U. La prévalence était plus élevée dans les groupes à faible (0,25–0,34 mg/L) et forte (4,32–7,97 mg/L) exposition, comparé au groupe central (1,00–1,06 mg/L). Les prévalences étaient de 7,41, 6,40, 5,11, 6,04, 6,09 et 7,40%, pour des niveaux dans l'eau de 0,25–0,34, 0,58–0,73, 1,00–1,06, 1,45–2,19, 2,62–3,56, et 4,32–7,97 mg/L respectivement. Pour les fractures de la hanche seulement, à partir de l'âge de 20 ans, la prévalence (ajustée pour âge et IMC) était plus élevée dans le groupe le plus exposé que dans le groupe central (prévalences : 0,37, 0,43, 0,37, 0,89, 0,76 et 1,20%). Un profil semblable était observé pour toutes les fractures à partir de l'âge de 50 ans (prévalences : 4,33, 3,20, 3,28, 3,30, 3,62 et 4,80,  $p=0,02$ ). La MRL est basée sur la NOAEL estimée à 0,15 mg F/kg.jour (groupe 2,62–3,56 mg/L, poids corporel de 55 kg; LOAEL = 0,25 mg/kg.jour). Un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (facteur plus petit que 10 car la population inclut des hommes et des femmes âgées, qui sont une population sensible).

U.S. EPA (IRIS) propose une RfD de 0,06 mg/kg.jour pour le fluorure. Cette valeur est basée sur une étude menée chez des enfants âgés de 12-14 ans qui consommaient de l'eau fluorée ou non (niveau de fluorure compris entre 0 et 14 mg/L) (Hodge, 1950). La fluorose dentaire (taches sur les dents; effet cosmétique) était le paramètre suivi. Une relation dose-réponse linéaire a été observée à des niveaux de fluorures compris entre 2 et 10 mg/L (LOAEL=2 mg/L). Aucun effet observable n'a été rapporté à 0.1-1 mg/L (NOAEL=1 mg/L). La RfD a été dérivée pour des enfants ayant un poids corporel de 20 kg et une consommation d'eau de 1 L/jour, en supposant un apport alimentaire de fluorure de 0,01 mg/kg.jour. Aucun facteur d'incertitude n'a été utilisé puisque la population étudiée correspondait à une population sensible (enfants) et la durée d'exposition adéquate.

Santé Canada (2010) propose une dose journalière tolérable (DJT) pour le fluorure de 0,105 mg/kg par jour. Cette valeur a été obtenue sur la base des recommandations d'un groupe d'experts réunis en 2007 par Santé Canada. Le groupe d'experts a recommandé que la DJT de fluorure soit basée principalement sur l'apport total estimé en fluorure provenant des liquides et des aliments enregistré dans les années 1940, soit lorsque les enfants n'étaient exposés à aucune autre source importante de fluorure. Ce niveau a été jugé approprié, car l'exposition au fluorure dans les années 1940 était accompagnée d'une faible incidence (~10 %) de fluorose dentaire légère ou très légère. Santé Canada a donc utilisé les estimations établies en 1940 pour calculer la DJT permettant de prévenir la fluorose dentaire modérée (selon l'indice de Dean) chez les enfants âgés d'un à quatre ans<sup>7</sup>. La DJT a été calculée en additionnant l'apport en fluorure provenant de l'eau potable dans les années 1940 (0,0985 mg/kg.jour), l'apport en fluorure provenant des aliments dans les années 1940 (0,0054 mg/kg.jour), l'apport en fluorure provenant du sol (le même qu'aujourd'hui; 0,00119 mg/kg.jour) et l'apport en fluorure provenant de l'air (le même qu'aujourd'hui; 0,00001 mg/kg.jour), soit 0,105 mg/kg.jour. Cette valeur est la même que celle qu'a proposée un Groupe consultatif d'examen formé de chercheurs en médecine dentaire (1993) en se basant sur l'absence de fluorose dentaire modérée chez les enfants. Elle est aussi proche de la dose maximale tolérable fixée pour les nourrissons et les enfants de 8 ans et moins à 0,100 mg/kg.jour par l'Institute of Medicine (IOM) aux États-Unis en fonction du même effet néfaste (IOM, 1997). Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué pour la dérivation de la DJT, car l'apport quotidien était fondé sur des études effectuées auprès du groupe d'âge le plus vulnérable de la population humaine.

<sup>7</sup> Soit, i) une concentration de fluorure dans l'eau potable de 1,6 mg/L (concentration à laquelle aucune fluorose dentaire modérée n'était observée dans les années 1940 selon les données publiées par Dean), ii) les meilleures valeurs de l'apport alimentaire pour traduire la situation qui prévalait dans les années 1940, et iii) la supposition que l'apport en fluorure provenant du sol et de l'air est environ le même aujourd'hui que dans les années 1940 (Santé Canada 2010).

## Inhalation

Cal/EPA (2014) propose un REL applicable à toute forme de fluorures (particule ou gaz) de  $13 \mu\text{g F/m}^3$  (ou  $14 \mu\text{g HF/m}^3$  pour le fluorure d'hydrogène) pour une exposition chronique aux fluorures. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des travailleurs d'une usine de fertilisants exposés en moyenne durant 14,1 ans (4,5 à 25,9 ans), à raison de 8 heures/jour, 5 jours/semaine (74 personnes exposées; 67 témoins non exposés) (Derryberry et al., 1963). L'effet critique était une augmentation de la densité osseuse (fluorose du squelette), avec une LOAEL de  $1,89 \text{ mg F/m}^3$  ( $1,98 \text{ mg HF/m}^3$ ) et une NOAEL de  $1,07 \text{ mg F/m}^3$  ( $1,13 \text{ mg HF/m}^3$ ). Une  $\text{BMC}_{05}$  de  $0,37 \text{ mg F/m}^3$  ( $0,39 \text{ mg HF/m}^3$ ) a également été identifiée. Ces niveaux d'exposition ( $\text{BMC}_{05}$ ) ont été convertis pour une exposition continue ( $\times 10/20 \times 5/7$ ) à  $0,14 \text{ mg HF/m}^3$  ( $0,13 \text{ mg F/m}^3$ ). Un facteur d'incertitude global de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'exposition cumulative).

Aucune concentration de référence n'est recommandée par Santé Canada, ATSDR ou U.S. EPA.

## COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Les fluorures ont été jugés non classables pour leur potentiel cancérigène chez l'humain par le CIRC et Santé Canada (2010). Le potentiel cancérigène du fluor et des fluorures n'a pas été évalué par U.S.EPA. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est donc proposé.

## RÉFÉRENCES

- ATSDR (2003). Toxicological Profile for Fluorides, Hydrogen Fluoride, and Fluorine. September 2003. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp11.pdf>
- Cal/EPA (2014). All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of January 2014. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CIRC (1987). Fluorides (inorganic, used in drinking-water). International Agency for Research on Cancer (IARC) - Summaries & Evaluations. <http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/fluorides.html>
- Hodge, H.C. 1950. The concentration of fluorides in drinking water to give the point of minimum caries with maximum safety. J. Am. Dent. Assoc. 40: 436. Cited in: Underwood, E.J. 1977. Trace Elements in Human and Animal Nutrition. Academic Press, NY. Tel que cité par US EPA (2014).
- Keplinger ML, Suissa LW. 1968. Toxicity of fluorine short-term inhalation. Am Ind Hyg Assoc J 29(1):10-18. Tel que cité par ATSDR (2003).
- Li Y, Liang C, Slemenda CW, et al. (2001). Effect of long-term exposure to fluoride in drinking water on risks of bone fractures. J Bone Miner Res 16:932-939. Tel que cité par ATSDR (2003).
- Lund K, Ekstrand J, Boe J, Sostrand P, Kongerud J. Exposure to hydrogen fluoride: an experimental study in humans of concentrations of fluoride in plasma, symptoms, and lung function. Occup Environ Med 1997;54:32-37. Tel que cité par Cal/EPA et ATSDR.
- Lund K, Refsnes M, Sandstrøm T, et al. 1999. Increased CD3 positive cells in bronchoalveolar lavage fluid after hydrogen fluoride inhalation. Scand J Work Environ Health 25:326-334. Tel que cité par ATSDR.
- Santé Canada (2010). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Fluorure. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2011-fluoride-fluorure/index-fra.php#a11>
- U.S. EPA (2014). Integrated Risk Information system (IRIS). Fluorine (soluble fluoride) (CASRN 7782-41-4) (dernière révision: 1989). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0053.htm>

Mise à jour: janvier 2014

## 15 FER

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
0,72-6,7 (Santé Canada 2010b) <sup>a,b</sup>	2 750 <sup>c</sup>	0,81 <sup>c</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène selon : l'U.S. EPA (2013) : -- l'IARC (2013) : --			

-- : non disponible

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

<sup>b</sup> Valeur variable selon la tranche d'âge

<sup>c</sup> 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, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de 1 mg/m<sup>3</sup> est recommandée par l'ACGIH pour les sels solubles de fer, et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 3 mg/m<sup>3</sup> 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  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (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 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.jour<sup>8</sup>) 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. L'AMT peut être assimilé à une valeur toxicologique de référence. Pour les fins de l'analyse de risque, les AMT ont donc été estimés<sup>9</sup> 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

<sup>8</sup> 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).

<sup>9</sup> 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.

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. Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2012, 2013), ATSDR (2013) ou Santé Canada (2010a).

#### Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2012, 2013), Cal/EPA (2012), ATSDR (2013), OMS, Santé Canada (2010a) ou le RIVM (Baars *et al.* 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.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf> ATSDR (2013). *Toxicological Profiles*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp> (site consulté en juin 2013)
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- HSDB (2005). *Iron compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://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)
- Institut national de Santé publique du Québec (INSPQ) (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluation 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*. World Health Organization. Geneva, 2<sup>nd</sup> Ed. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/2edvol2p2b.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/2edvol2p2b.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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Santé Canada (2010b). Apports nutritionnels de référence. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref\\_elements\\_tbl-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php)
- U.S. EPA (2013a). *Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (site consulté en juin 2013).
- U.S. EPA (2012). *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 16 MANGANÈSE

Doses/concentration de référence			
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) <sup>a</sup>	0,05 (IRIS 1993) <sup>a</sup>	$2,8 \times 10^{-5}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1996) <sup>a</sup> : non classable (groupe D) selon l'IARC (2013) : --			

-- : non disponible

<sup>a</sup> 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

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 (2012) 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 al., 1992). Des effets neurocomportementaux ont été observés (temps de réaction visuelle, coordination œil-main, stabilité de la main). Une  $\text{BMCL}_{05}$  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 ( $\sqrt{10}$  (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).

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR ou AIHA.

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)).

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION 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 ( $0,003 \text{ mg}/\text{jour}$ ) (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)).

#### 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 (Baars *et al.* (2001)).

#### Inhalation

La concentration de référence retenue (0,05 µg/m<sup>3</sup>) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1993) pour les particules respirables de manganèse.

Les concentrations de référence proposées par U.S. EPA (IRIS 1993), ATSDR (2012), Cal/EPA (2012) et l'OMS (WHO 2000) sont toutes basées sur l'étude épidémiologique de Roels *et al.* ((1992), cités par U.S. EPA) réalisée chez les travailleurs d'une usine de batteries alcalines exposés à du dioxyde de manganèse (MnO<sub>2</sub>), 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 µg Mn/m<sup>3</sup> dans les particules respirables (PM<sub>5</sub>) et de 948 µg Mn/m<sup>3</sup> 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 µg/m<sup>3</sup> x 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 µg/m<sup>3</sup> x années) fournies pour les particules respirables (PM<sub>5</sub>) par les auteurs de l'étude (Roels *et al.*), U.S. EPA (IRIS 1993) a estimé une LOAEL de 150 µg/m<sup>3</sup> en divisant la moyenne géométrique de ces valeurs d'exposition intégrées annuelles (793 µg/m<sup>3</sup> ± 2,91 x années) par la durée moyenne d'exposition (5,3 ans). Après ajustement pour une exposition continue et pour la population générale (150 x 10/20 x 5/7), la LOAEL<sub>ajustée</sub> (50 µg/m<sup>3</sup>) 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 µg/m<sup>3</sup> 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 (2012) propose une concentration de référence de  $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Roels *et al.* (1992). Une  $\text{BMCL}_{05}$  pour l'effet le plus sensible (coordination œil-main) a été établie à  $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$  puis ajustée à  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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 al.* (1992), ATSDR (2012) a utilisé une approche dite Benchmark. La  $\text{BMDL}_{10}$  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  $142 \mu\text{g Mn}/\text{m}^3$ . La  $\text{BMDL}_{10}$  a été ajustée à  $33,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition continue ( $\text{BMDL}_{10} \times 5/7 \times 8/24$ ) 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  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition chronique. Cette valeur n'a pas été retenue car l'ajustement de la  $\text{BMDL}_{10}$  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  $10 \text{ m}^3/\text{jour}$  conduirait à une  $\text{BMDL}_{\text{ajustée}}$  de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et à une concentration de référence de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Sur la base des mêmes données, l'OMS recommande une concentration maximale dans l'air de  $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO (2000)). Cette valeur est dérivée d'une  $\text{BMDL}_5$  de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , considérée comme une concentration sans effet (NOAEL). Après ajustement pour une exposition continue ( $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 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 al.* (1992), la concentration intégrée de manganèse total variait de 191 à  $27\,465 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{années}$  (moyenne géométrique  $3\,505 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{années}$ ), soit une concentration (moyenne géométrique) environ 4,5 fois plus élevée que pour les particules respirables. Dans une étude antérieure (Roels *et al.* 1987) menée chez des travailleurs exposés à des poussières de manganèse ( $\text{MnO}_2$ ,  $\text{Mn}_3\text{O}_4$  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  $8\,610 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (médiane :  $0,970 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , moyenne géométrique :  $940 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). IRIS a identifié une LOAEL de  $970 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour effets neurocomportementaux et une  $\text{LOAEL}_{\text{ajustée}}$  de  $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition continue dans la population générale ( $970 \times 10/20 \times 5/7$ ). Cette valeur, qui correspond aux particules totales de Mn, est environ 7 fois plus élevée que la  $\text{LOAEL}_{\text{ajustée}}$  estimée à partir d'une étude semblable (Roels *et al.* 1992; exposition au  $\text{MnO}_2$  uniquement) pour les particules respirables.

#### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Manganese*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.html>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012 (dernière révision pour le manganese: décembre 2008)*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB (2008). *Manganese compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://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)
- 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>
- Roels HA, Ghyselen P, Buchet JP, et al. 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 (2012) 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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref\\_elements\\_tbl-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Manganese (dernières révisions : 1993 et 1996)*. U.S. Environmental Protection Agency. <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*. World Health Organization (WHO). Geneva. WHO/SDE/WSH/03.04/104. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/manganese/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/manganese/en/)
- WHO. 2000. *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO regional publications, European series, N° 91*. World Health Organisation (WHO), Geneva. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

Mise à jour : Juin 2013

## 17 MERCURE ÉLÉMENTAIRE ET MERCURE INORGANIQUE

Doses/concentrations de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
-	1 heure : 0,6 (Cal/EPA 2012) 8 heures : 0,06 mg/m <sup>3</sup> (Cal/EPA 2012)		--

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
Mercure élémentaire (Hg <sup>0</sup> ) 5 x 10 <sup>-3</sup> <sup>b</sup>	Mercure élémentaire (Hg <sup>0</sup> ) et inorganique (Hg <sup>2+</sup> ) 0,03 (Cal/EPA 2012) <sup>a</sup>	Mercure élémentaire (Hg <sup>0</sup> ) et inorganique (Hg <sup>2+</sup> ) 6,9 x 10 <sup>-6</sup>	--
Mercure inorganique (Hg <sup>2+</sup> ) 3 x 10 <sup>-4</sup> (IRIS 1995) <sup>a</sup>			--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1995) :			
- Mercure élémentaire (Hg <sup>0</sup> ) : non classable (groupe D)			
- Mercure inorganique (HgCl <sub>2</sub> , chlorure mercurique) : cancérogène possible (groupe C)			
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (1993) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par inhalation

<sup>c</sup> : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par ingestion

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

#### 1 heure

La concentration de référence (0,6 µg/m<sup>3</sup>) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (1 heure) au mercure élémentaire est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement réalisée sur des rats (Danielsson *et al.* (1993) cités par Cal/EPA). Des rates (n=12/dose) avaient été exposées à des vapeurs de mercure élémentaire (1,8 mg/m<sup>3</sup>) 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 mg/m<sup>3</sup> a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 3 000 (√10 pour extrapolation interespèces, 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

La concentration de référence (0,06 µg/m<sup>3</sup>) retenue pour évaluer les risques liés à des expositions répétées de 8 heures au mercure élémentaire est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition 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 al. (1983); Piikivi and Tolonen (1989); Piikivi (1989); Ngim et al. (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 µg/m<sup>3</sup> a été retenue (NOAEL non établie) puis ajustée pour une exposition continue quotidienne (25 x 5/7). La LOAEL ajustée (18 µg/m<sup>3</sup>) 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).

L'AIHA (2013) a établi pour les vapeurs de mercure un ERPG-2 de 0,25 ppm (concentration sans effet néfaste sérieux) et un ERPG-3 de 0,5 ppm (concentration sans danger immédiat pour la vie). La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inadéquate par AIHA.

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

## **DOSES DE RÉFÉRENCE**

### **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 µg/m<sup>3</sup> proposée par CalEPA (2012) 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%)<sup>10</sup>.

La dose de référence provisoire retenue (0,005 mg/kg.j) a donc été estimée à partir d'une concentration de référence de 0,03 µg/m<sup>3</sup> 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 ( $3 \times 10^{-4}$  mg/kg.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 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<sub>2</sub>). Trois LOAEL (valeurs comprises entre 0,226 à 0,633 mg/kg.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  $3 \times 10^{-4}$  mg/kg.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 mg/kg.j. La LOAEL retenue (0,3 mg/kg.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  $1,6 \times 10^{-4}$  mg/kg.j pour le mercure inorganique (OEHHA 1999). Cette valeur est basée sur une étude du NTP (1993) qui rapporte une NOAEL de 0,16 mg/kg.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 2012).

ATSDR (1999) propose un MRL<sub>sc</sub> de  $2 \times 10^{-3}$  mg/kg.j pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude du *National Toxicology Program* (1993 cité par ATSDR) dans laquelle des rats et des souris

<sup>10</sup> Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, 4th Edition, volume 2 part C

ont été exposés par gavage à des solutions de chlorure de mercure (0, 0,23, 0,46, 0,93, 1,9 et 3,7 mg Hg/kg.j) pendant 26 semaines, 5 jours par semaine. Les paramètres mesurés incluaient le poids corporel, le poids des organes et l'histopathologie (sur survivants et animaux morts en cours d'expérimentation). Une NOAEL de 0,23 mg/kg.j (absence d'effets 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).

Le RIVM (Baars *et al.* (2001)) propose une dose journalière tolérable de  $2,3 \times 10^{-3}$  mg/kg.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 1996) propose une valeur guide dans l'eau potable de 0,001 mg/L pour le mercure total. Cette valeur est basée sur un apport hebdomadaire maximal tolérable de  $5 \times 10^{-3}$  mg/kg (soit un apport quotidien de  $7 \times 10^{-4}$  mg/kg.j) établi par JECFA (1978). 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.

#### 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 (2012).

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 al.* 1983; Piikivi and Tolonen, 1989; Piikivi, 1989; Ngim *et al.* 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 al.* (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 ( $0,025 \times 10/20$  ( $\text{m}^3$  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 al.* (1993) et Ngim *et al.* (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 (1999) et RIVM (Baars *et al.* (2001)) proposent une concentration de référence de  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  basée elle aussi sur l'étude de Fawer *et al.* (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 (2012). 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.

## COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

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 (2005b), Santé Canada (1996) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

## RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Mercury*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. RIVM (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://www.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. 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](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>
- JECFA (1978). *Evaluation of certain food additives and contaminants: twenty-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)*. Geneva, World Health Organization, (WHO Technical Report Series, No. 631)
- OEHHA. (1999). Public Health Goal for Inorganic Mercury in Drinking Water. Office of Environmental Health Hazard Assessment. California Environmental Protection Agency. Sacramento, CA (as cited in Cal/EPA 2012)
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (1988). *Drinking Water Criteria Document for Inorganic Mercury*. Prepared by the Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, OH for the Office of Drinking Water, Washington, DC. EPA/600/X-84/178. NTIS PB89-192207
- U.S. EPA (2013a). *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 (2013b). *Integrated Risk Information system (IRIS). Mercuric chloride (HgCl<sub>2</sub>) (CASRN 7487-94-7)*. (dernières révisions : 1994 et 1995) <http://www.epa.gov/iris/subst/0692.htm>
- WHO (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Second Edition. Volume 2 - Health criteria and other supporting information*. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/2edvol2p2b.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/2edvol2p2b.pdf)

Mise à jour : Juin 2013

## 18 MOLYBDÈNE

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$5 \times 10^{-3}$ (IRIS 1993) <sup>a</sup>	22 <sup>b</sup>	$5 \times 10^{-3}$ <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (2013) et l'IARC (2013): --

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> 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, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) a été proposée par ACGIH pour le molybdène et ses composés insolubles<sup>11</sup> (fraction inhalable :  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ , fraction respirable :  $3 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) et pour les composés solubles de molybdène<sup>12</sup> (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  $\text{PM}_{10}$  ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 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 CHRONIQUE

#### Voie orale

La dose de référence par voie orale retenue pour le molybdène ( $5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$ ) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1993).

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 al.* (1961), cités par U.S. EPA). Une LOAEL de  $0,14 \text{ mg}/\text{kg.j}$  (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) ( $2,5\text{-}4,45 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ ).

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).

<sup>11</sup> 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>)

<sup>12</sup> 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>)

Le RIVM (Baars *et al.* (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 al.* (1991), cité par Baars). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Les doses journalières tolérables recommandées par Santé Canada (2010a<sup>13</sup>) 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 mg/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 mg/kg.jour (LOAEL: 1.6 mg/kg.jour) établie à partir de l'étude de Fungwe *et al.* (1990) chez le rat. Une étude sur trois générations indique 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

Le molybdène n'a pas été évalué par ATSDR (2013).

#### Inhalation

La concentration de référence provisoire retenue (22 µg/m<sup>3</sup>) a été dérivée de la dose de référence par voie orale.

Cette extrapolation a été réalisée en considérant que le taux d'absorption par inhalation et par ingestion est le même (après administration orale, les formes solubles du molybdène sont facilement absorbées par le tractus gastro-intestinal (30 à 70% du molybdène alimentaire est absorbé chez l'humain selon WHO 2003), et le trioxyde de molybdène (forme soluble) est facilement absorbé par ingestion et inhalation que ce soit chez l'homme ou chez l'animal selon le NTP (1997)). Cette approche par défaut a été retenue car i) la dose de référence par ingestion est basée sur des données humaines, les effets observés sont systémiques, et iii) aucun effet significativement néfaste n'a été observé dans la seule étude par inhalation disponible.

Une approche différente a été retenue par le RIVM (Baars *et al.* (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/m<sup>3</sup>) (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/m<sup>3</sup> de trioxyde de molybdène a été identifiée, soit une NOAEC ajustée pour une exposition continue de 12 mg/m<sup>3</sup>. 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/m<sup>3</sup>. Bien que cette valeur soit légèrement plus sévère que celle issue de la dose de référence par voie orale, elle n'a pas été retenue car aucune LOAEC n'a pu être identifiée (la concentration sans effet pourrait donc être plus élevée).

Le molybdène n'a pas été évalué par Santé Canada (2010a), ATSDR (2013) et Cal/EPA (2012).

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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 Baars *et al.* (2001)). Le molybdène n'a cependant

---

<sup>13</sup> Voir erratum daté de 2012

pas été l'objet de recherches suffisantes permettant d'en déterminer le potentiel cancérigène et aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé (U.S. EPA (2013), Cal/EPA (2009)).

## RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf> A TSDR (2013). *Toxicological Profiles*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp> (site consulté en juin 2013)
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report N°711701025. National Institute of Public Health and the Environment. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- HSDB (2008). *Molybdenum compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://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)
- 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>
- 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](http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/LT_rpts/tr462.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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Santé Canada (2010b). *Apports nutritionnels de référence*. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref\\_elements\\_tbl-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Molybdenum*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0425.htm> (Dernière révision : 1993)
- WHO (2003). *Molybdenum in Drinking Water, Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking water Quality*. World Health Organization (WHO). WHO/SDE/WSH/03.04/11 [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/molybdenum.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/molybdenum.pdf)
- 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).
- Vermeire TG, Apeldoorn ME va, Fouw JC de & Janssen PJCM (1991). *Voorstel voor de human-toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden*. National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report no. 725201005, Février 1991. Bilthoven, Netherlands. Tel que cite par Baars *et al.* (2001).

Mise à jour : Juin 2013



## 19 NICKEL

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
--	1 heure : 0,2 (Cal/EPA 2012) 8 heures : 0,06 (Cal/EPA 2012)		--

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(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)	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	--

Classification du potentiel cancérogène selon :

- U.S. EPA (IRIS, 1991)<sup>a</sup> : poussières de raffinerie de nickel et disulfure de trinickel cancérogènes pour l'humain (groupe A), carbonyle de nickel probablement cancérogène pour l'humain (groupe B2)

- IARC (1997) : composés du nickel cancérogènes pour l'humain (groupe 1) ; nickel métallique probablement cancérogène pour l'humain (groupe 2B)

- Santé Canada (LCPE; Gouvernement du Canada 1994) : composés sulfurés, oxygénés et solubles du nickel cancérogènes pour l'humain (groupe I) ; nickel métallique inclassable (groupe VI)

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> Incluent le chlorure et le sulfate de nickel (NiCl<sub>2</sub> et NiSO<sub>4</sub>)

<sup>c</sup> Contiennent essentiellement du disulfure de trinickel, du sulfate et de l'oxyde de nickel (Ni<sub>3</sub>S<sub>2</sub>, NiSO<sub>4</sub> et NiO, respectivement)

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Deux valeurs sont proposées par Cal/EPA (2012), soit 0,2 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition de 1 heure et 0,06 mg/m<sup>3</sup> pour des expositions répétées de 8 heures.

La valeur pour une exposition de 1 heure (0,2 µg/m<sup>3</sup>) découle de l'étude menée par Graham et al. (1978, cité par Cal/EPA) chez des souris exposées à du nickel via l'inhalation de NiCl<sub>2</sub> (100 à 490 µg/m<sup>3</sup>) durant 2 heures. L'effet critique retenu est la diminution de la réponse immunologique (anticorps). La BMDL de 165 µg Ni/m<sup>3</sup> a été ajustée pour une exposition de 1 heure à l'aide de la formule d'ajustement du temps (C<sup>n</sup> x T = K, où C = concentration expérimentale, n=2, T = durée d'exposition expérimentale; c<sub>t</sub> = K<sup>1/n</sup> / t, où c<sub>t</sub> = concentration correspondant à la durée recherchée (t)), conduisant à une valeur ajustée de 233 µg/m<sup>3</sup>. Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de l'utilisation d'une dose benchmark (10<sup>1/2</sup> pour une réponse clairement mesurable et biologiquement significative), des variabilités interspèces (10) et de la variabilité interindividuelle (10<sup>1/2</sup> (PD) x 10 (PK)). Cette valeur ne s'applique pas au carbonyle de nickel (Ni(CO)<sub>4</sub>).

La valeur pour des expositions répétées de 8 heures (0,05 µg/m<sup>3</sup>) 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<sub>4</sub> (0,12 à 0,5 mg/m<sup>3</sup>; 6.2 h/j, 5 j/semainedurant 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 mg Ni/m<sup>3</sup> (hyperplasie) et une NOAEL ajustée pour une exposition de 8 heures de

5,7 µg Ni/m<sup>3</sup> (30 µg Ni/m<sup>3</sup> 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 interespèces (10<sup>1/2</sup> (PD) x 1 (PK)) et de la variabilité interindividuelle (10<sup>1/2</sup> (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 n'est proposée par ATSDR ou AIHA.

Des TLV-TWA (8 heures) de 0,1 et de 0,2 mg/m<sup>3</sup> ont été proposées par ACGIH pour les composés solubles et insolubles du nickel, respectivement, et les travailleurs ne doivent pas être exposés pour plus de 30 minutes à plus de 0,3 ou 0,6 mg/m<sup>3</sup>, respectivement (HSDB (2003)).

## DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

### Voie orale

La dose de référence par voie orale retenue (0,011 mg Ni/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2012).

Cette valeur est celle recommandée par Cal/EPA (2012) 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*). Elle est basée sur les résultats de 3 études menées chez des rats exposés par gavage à des composés de nickel (chlorure de nickel ≥1,3 mg Ni/kg.j (Smith 1993) ou disulfate dihydrate de nickel ≥2.1 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 3 études, des rats étaient exposés par gavage aqueux avant l'accouplement, pendant et après la gestation sur 1 ou 2 générations. Dans les 3 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 mg Ni/kg.j pour les sels solubles de nickel. Cette valeur découle de l'étude menée par Ambrose *et al.* ((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 (Baars *et al.* (2001)) propose une dose journalière acceptable (DJA) de 0,05 mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale. Également basée sur l'étude d'Ambrose *et al.* (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<sub>4</sub>, nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de 0,05 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 al.* 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<sub>2</sub>, nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de 1,3 x 10<sup>-3</sup> mg Ni/kg.j. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 1,3 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 al.* (1989) et Smith *et al.* (1993) cités par Santé Canada). Les doses de nickel ont été estimées à environ 0, 1,3, 6,8 ou 31,6 mg/kg.j (Gouvernement du Canada *et al.* 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 (Santé Canada (2010)).

ATSDR (2005) n'a pas proposé de dose de référence par ingestion.

### Inhalation

La concentration de référence retenue ( $0,014 \mu\text{g Ni/m}^3$ , soit  $4,0 \times 10^{-6} \text{ mg/kg.j}$ ) pour le nickel et ses composés (excepté l'oxyde de nickel NiO) est celle proposée par Cal/EPA (2012). 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 BMDL<sub>05</sub> de  $30,5 \mu\text{g/m}^3$  a été établie en faisant la moyenne des valeurs obtenues pour la protéinose alvéolaire pulmonaire chez les mâles et femelles. La BMDL<sub>05</sub> donne, après ajustement pour une exposition continue ( $30 \times 6\text{h}/24\text{h} \times 5\text{j}/7\text{j} = 5,4 \mu\text{g Ni/m}^3$ ), une concentration équivalente pour l'humain de  $1,4 \mu\text{g Ni/m}^3$  (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)  $\times 10^{1/2}$  (PK)) a été appliqué. Cal/EPA précise que les formes solubles et insolubles du nickel ont des effets semblables chez les rongeurs.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une valeur de  $0,05 \mu\text{g/m}^3$ , soit une dose d'exposition de  $1,4 \times 10^{-5} \text{ mg/kg.j}$ . Une LOAEL de  $60 \mu\text{g Ni/m}^3$  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 ( $30 \mu\text{g Ni/m}^3$ ) a été convertie pour une exposition continue ( $5 \mu\text{g/m}^3$ ) et divisée par un facteur d'incertitude de 100.

À partir des mêmes données expérimentales (NOAEL  $30 \mu\text{g/m}^3$ ), ATSDR (2005) a dérivé une concentration de référence de  $0,09 \mu\text{g/m}^3$ , basée sur une concentration équivalente pour l'humain de  $2,7 \mu\text{g/m}^3$  (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  $0,018 \mu\text{g/m}^3$ . Cette valeur est basée sur une LOEL de  $0,1 \text{ mg/m}^3$  obtenue chez des lapins exposés à raison de 6 h/j et 5 j/semaine à des concentrations supérieures ou égales à  $0,1 \text{ mg/m}^3$ , pour une période allant jusque 8 mois (4 études différentes incluant un groupe témoin et un groupe exposé, Santé Canada 2010). 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 (NiSO<sub>4</sub>, nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une concentration tolérable de  $3,5 \times 10^{-3} \mu\text{g/m}^3$ . Cette valeur est basée sur une LOEL de  $0,02 \text{ mg/m}^3$  chez le rat après exposition durant 13 semaines à raison de 6 h/j, 5 j/sem à des concentrations comprises entre 0 et  $0,4 \text{ mg Ni/m}^3$  (Dunnick *et al.* 1989 cités par Santé Canada 2010). 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 (Ni<sub>3</sub>S<sub>2</sub>), Santé Canada (2010) propose une concentration de référence de  $0,018 \mu\text{g Ni/m}^3$ . Cette valeur est basée sur une NOEL de  $0,1 \text{ mg/m}^3$  chez la souris et une LOEL (effets mineurs) de  $0,1 \text{ mg/m}^3$  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  $1,8 \text{ mg Ni/m}^3$  (Benson *et al.* (1990), Dunnick *et al.* (1989) cités par Santé Canada 2010). 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  $0,02 \mu\text{g Ni/m}^3$  (soit une dose de  $5,7 \times 10^{-6} \text{ mg/kg.j}$ ) est proposée par Cal/EPA (2012). 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  $2,0 \text{ mg Ni/m}^3$  (NTP (1994a), cité par Cal/EPA). Une BMDL<sub>05</sub> de  $117 \mu\text{g Ni/m}^3$  a été établie pour la protéinose alvéolaire. Les effets critiques étaient une inflammation active et la protéinose alvéolaire. La BMDL<sub>05</sub> donne, après ajustement pour une exposition continue ( $117 \mu\text{g Ni/m}^3 \times 6\text{h}/24\text{h} \times 5\text{j}/7\text{j} = 20,9 \mu\text{g Ni/m}^3$ ), une concentration équivalente pour l'humain de  $2,0 \mu\text{g Ni/m}^3$  (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  $0,02 \mu\text{g Ni/m}^3$ . Cette valeur est basée sur une LOEL de  $20 \mu\text{g/m}^3$  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 al.* (1984), cités par Santé Canada 2010). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour les formes oxygénées<sup>14</sup>, sulfurées<sup>15</sup> ou solubles<sup>16</sup> du nickel, Santé Canada (2010) recommande une concentration tolérable de 0,02 µg/m<sup>3</sup>.

U.S. EPA (2013a,b,c) ne propose pas de concentration de référence pour le nickel et ses composés.

## COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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<sub>3</sub>S<sub>2</sub>) sont cancérigènes chez l'humain (groupe A) alors que le tétracarbonyle de nickel (Ni(CO)<sub>4</sub>) 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 poussières de raffinerie de nickel, le risque unitaire ( $2,4 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ , soit un coefficient de cancer de 0,84 (mg/kg.jour)<sup>-1</sup>) 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  $4,6 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ ) pour les travailleurs estimés à partir de quatre études épidémiologiques distinctes (Enterline et Marsh (1982); Chovil *et al.*, (1981); Peto *et al.*, (1984) et Magnus *et al.*, (1982), dans IRIS, (1991)).

Le risque unitaire de  $2,6 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  proposé par Cal/EPA (2009) correspond à une de ces quatre études (Chovil *et al.* (1981), Roberts *et al.* (1984), Muir *et al.* (1985), ICNCM (1990) cités par Cal/EPA).

Pour le disulfure de trinickel (Ni<sub>3</sub>S<sub>2</sub>), sur la base des mêmes études, U.S. EPA (2013c) propose également un risque unitaire ( $4,8 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ ) qui conduit à un coefficient de cancérogénèse par inhalation de 1,68 (mg/kg.jour)<sup>-1</sup>

Pour les composés oxygénés<sup>17</sup>, sulfurés<sup>18</sup> et solubles<sup>19</sup> du nickel, Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de  $1,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ . Cette valeur a initialement été dérivée par Gouvernement au Canada *et al.* (1994), qui proposait des valeurs de CT<sub>0,05</sub> comprises entre 40 et 1 000 µg/m<sup>3</sup>, soit des risques unitaires allant de  $5,0 \times 10^{-5}$  à  $1,25 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  (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 al.* (1990)). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérogénicité par inhalation de 5,5 (mg/kg.j)<sup>-1</sup>.

Pour le nickel soluble (principalement sulfate et chlorure), Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de  $7,1 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ , lequel correspond à la CT<sub>05</sub> de 70 µg/m<sup>3</sup> basée sur les résultats d'une étude épidémiologique

<sup>14</sup> Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

<sup>15</sup> Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

<sup>16</sup> 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.

<sup>17</sup> Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

<sup>18</sup> Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

<sup>19</sup> 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.

norvégienne (Doll *et al.* (1990), cités par Santé Canada (2010)). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérogénicité par inhalation de 3.1 (mg/kg.j)<sup>-1</sup>.

## RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- TSDR (2005). *Toxicological Profile for Nickel*. August 2005. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- 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](#). Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), California Environmental Protection Agency (Cal/EPA). [http://www.oehha.ca.gov/air/hot\\_spots/2009/AppendixB.pdf](http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2009/AppendixB.pdf)
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on August 2013. (last revision for nickel: February 2012)*. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB (2003). *Nickel compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <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](http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_nickel_et_ses_composes.pdf)
- IARC (1990). *Nickel and nickel compounds*. IARC Summary and Evaluation, vol 49, p 257. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/nickel.html>
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- 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>

Mise à jour : Août 2013

## 20 VANADIUM ET PENTOXYDE DE VANADIUM

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
--	1 heure : Vanadium: 17 <sup>b</sup> V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 30 (Cal/EPA 2013) <sup>a</sup> 24 heures : Vanadium: 0,8 (ATSDR 2012) <sup>a</sup> V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 1.4 <sup>b</sup>		--

Doses/concentrations de référence			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg/j)	
Vanadium : 0,001 <sup>c</sup> V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 0.009 (IRIS 1996) <sup>a</sup>	Vanadium : 0,1 (ATSDR 2012) <sup>a</sup> V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 0,18 (ATSDR 2012) <sup>a</sup>	Vanadium : 2.3 x 10 <sup>-5</sup> V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 4.1 x 10 <sup>-5</sup>	--

Coefficients de cancérogénéité			
Voie orale (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg/j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 1988) <sup>a</sup> : -- selon l'IARC (2003) : cancérogène possible (V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , groupe 2B)			

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> Valeur provisoire dérivée de la valeur pour le pentoxyde de vanadium ou inversement

<sup>c</sup> : 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.*

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

#### Inhalation - Pentoxyde de vanadium (1 heure)

Cal/EPA (2013) a établi un niveau de référence de 30 µg V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> (1 heure) pour le pentoxyde de vanadium (ce qui correspond à 17 µg/m<sup>3</sup> de vanadium), sur la base d'une étude effectuée des volontaires adultes exposés à des particules (98% <0.5 µm) (9 volontaires exposés durant 8 heures 0.1, 0.25 ou 1.0 mg V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>) (Zenz and Berg, 1967). Aucun symptôme n'a été observé chez les 2 volontaires exposés à 0.1 mg/m<sup>3</sup> 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 mg/m<sup>3</sup> 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 mg/m<sup>3</sup> ont commencé à tousser durant la 2<sup>e</sup> 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 mg V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>; NOAEL/LOEL: 0,1 mg/m<sup>3</sup>). La NOAEL/LOEL a été ajustée à une concentration équivalente pour une heure d'exposition (C=√[(0.1mg/m<sup>3</sup>)<sup>2</sup> x 8h]/1h)= 0,3 mg/m<sup>3</sup>), puis divisée par un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité inter-individuelle).

#### Inhalation – Composés du vanadium (24 heures)

ATSDR (2012) propose plutôt un MRL de 0,8 µg V/m<sup>3</sup> pour une exposition aiguë (1 à 14 jours) aux composés du vanadium (ce qui correspond à 1,4 µg/m<sup>3</sup> de V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). 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 mg V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>, soit 0, 0,56, 1,1, and 2,2 mg V/m<sup>3</sup>), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 16 jours (NTP 2002). Une augmentation de l'incidence

d'inflammation pulmonaire (LOAEL : 0,56 mg V/m<sup>3</sup>) a été observée au jour 13. Cette LOAEL a été ajustée à 0,1 m Vg/m<sup>3</sup> pour une exposition continue (0,56 x 6/24 x 5/7) puis la concentration équivalente chez l'humain a été estimée à 0,073 mg V/m<sup>3</sup> (en utilisant un RDDR<sub>thoracique</sub> 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 interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

## DOSES DE RÉFÉRENCE

### Voie orale – composés du vanadium

ATSDR (2012) propose une MRL de 0,01 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 al. 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 mg/kg.jour (soit 0,12 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 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 mg/kg.jour et l'absence d'effets systémiques à environ 1.3 mg/kg.jour chez l'humain, et, chez l'animal, une augmentation de la pression sanguine à 0,12 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 mg/kg.jour chez le rat, et des effets sur le développement à 2,1 mg/kg.jour chez le rat (ATSDR 2012). L'ajustement de ce MRL<sub>sc</sub> à une exposition chronique par application d'un facteur de 10, par défaut, conduirait à une valeur de référence provisoire de 0.001 mg V/kg.jour.

### Voie orale – pentoxyde de vanadium

U.S. EPA (IRIS 1996) indique une dose de référence de 0.009 mg V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/kg.j pour l'exposition au pentoxyde de vanadium par voie orale (ce qui correspond à une dose de vanadium de 0.005 mg V/kg.jour). 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 al.* (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). Assumant 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.

Cette RfD est actuellement en cours de révision. La nouvelle RfD proposée pour le pentoxyde de vanadium est 9 x 10<sup>-4</sup> mg/kg.jour (US EPA 2011), soit une valeur correspondant à 5 x 10<sup>-4</sup> mg/kg.jour pour le vanadium. Cette RfD proposée 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 al. (1953) tel que cité par US EPA). 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 al. (1953) est la seule étude pertinente et révisée par des pairs).

Santé Canada ne propose aucune dose de référence.

### Inhalation

ATSDR (2012) propose un MRL de 0,1 µg/m<sup>3</sup> 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 ou 2 mg V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>, soit 0, 0,28, 0,56 ou 1,1 mg V/m<sup>3</sup>), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 104 semaines) (NTP 2002). Les plus faibles valeurs de BMCL<sub>10</sub> 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 calciformes nasales (0,09, 0,10, 0,07, 0,04 et 0,16 mg V/m<sup>3</sup>, respectivement. La BMCL<sub>10</sub> la plus faible (0,04 mg/m<sup>3</sup> pour la dégénérescence de l'épithélium de l'épiglotte) a été convertie pour une exposition continue (0,04 x 6/24 x 5/7) puis pour une exposition humaine (0,0071 x RDDR (0,423) = 0,003 mg/m<sup>3</sup>). 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, US EPA (2011) propose une RfC de 0,01 µg/m<sup>3</sup> (cette valeur correspondrait à 5,6 x 10<sup>-3</sup> µg/m<sup>3</sup>). 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 de ATSDR). 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 ratio de dépôt régional (RDDR) et correspondaient aux BMCL ajustées pour l'humain (BMCL<sub>10,HEC</sub>) les plus faibles. Les BMCL<sub>10,HEC</sub> étaient toutes deux égales à 0,003 mg/m<sup>3</sup>. 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)).

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.

#### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'IARC (2003) 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 (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> pour le pentoxyde de vanadium. Toutefois, ce classement et l'approche utilisée pour dériver le risque unitaire ne font pas consensus parmi les pairs<sup>20</sup> qui ont procédé à l'évaluation du document de travail élaboré par US EPA.

#### RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Vanadium*. September 2012. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>
  - Cal/EPA (2013). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on August 2013*. (dernière révision pour le pentoxyde de vanadium: Juin 2008). Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
  - IARC (2003). "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>
  - 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
  - U.S. EPA (2011). Toxicological review of vanadium pentoxide (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) (CAS No. 1314-62-1). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). External Review Draft. September 2011. EPA/635/R-11/004A. [http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p\\_download\\_id=504127](http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=504127)
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Vanadium pentoxide (CASRN 1314-62-1) (dernières révisions : 1988 et 1996<sup>21</sup>). <http://www.epa.gov/iris/subst/0125.htm>

<sup>20</sup> [http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p\\_download\\_id=506526](http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=506526)

<sup>21</sup> Substance en cours de ré-évaluation



*Mise à jour : Août 2013*

## 21 PLOMB

Doses/concentrations de référence			
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)) <sup>a</sup>	0,5 (OMS (2000))	$1,1 \times 10^{-4}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
$8,5 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA (2009)) <sup>a</sup>	$1,2 \times 10^{-5}$ (Cal/EPA (2009)) <sup>a</sup>	$4,2 \times 10^{-2}$ (Cal/EPA (2009)) <sup>a</sup>	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1993) <sup>a</sup> : probablement cancérogène (groupe B2) selon IARC (2004) : probablement cancérogène (groupe 2A) selon Santé Canada (1992) : possiblement cancérogène (groupe IIIB)			

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> 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, ATSDR ou AIHA.

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 (Baars *et al.* (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 al.* (1978), Ryu *et al.* (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 (2013), Cal/EPA (2012), ATSDR (2007), Santé Canada (2010) et le RIVM (Baars *et al.* (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 µg/dL. Cette recommandation est basée sur l'hypothèse que la limite supérieure de la plombémie due à une origine non anthropique est de 3 µg/dL. Cette concentration équivaut à une dose de  $1,1 \times 10^{-4}$  mg/kg.j.

### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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 ( $8,5 \times 10^{-3}$  (mg/kg.j)<sup>-1</sup>) 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 al.* (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 ( $4,2 \times 10^{-2}$  (mg/kg.j)<sup>-1</sup>, soit un risque unitaire de  $1,2 \times 10^{-5}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>) 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. Une dose externe de 1 mg/kg.j par voie orale correspond donc à une dose externe par inhalation de 0,2 mg/kg.j (soit une concentration de 700 µg/m<sup>3</sup> d'air pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m<sup>3</sup>/jour).

### RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Lead*. (August 2007). <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 cite par Cal/EPA (2009).
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <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. 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](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*. Department of Health and Human Services. <http://www.cdc.gov/exposurereport/2nd/pdf/secondner.pdf>
- HSDB (2010). *Lead compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <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>
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013) *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](http://www.euro.who.int/document/aig/6_7lead.pdf)
- WHO-IPCS (2000). *Lead*. World Health Organisation Food Additives Series: 44. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>

Mise à jour : Juin 2013

## 22 SÉLÉNIUM

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$5 \times 10^{-3}$ (IRIS (1991)) <sup>a</sup>	20 (Cal/EPA (2012)) <sup>a</sup>	$5 \times 10^{-3}$	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1993)) <sup>a</sup> : non classable (groupe D) selon IARC (1987) <sup>a</sup> : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

<sup>a</sup> 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

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

Une TLV-TWA (8 heures) de 0,2 mg/m<sup>3</sup> a été proposée par ACGIH et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,6 mg/m<sup>3</sup> pour plus de 30 minutes (HSDB (2012)).

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.

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION 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 (acroparesthésie<sup>22</sup> et douleur aux extrémités).

#### Voie orale

La dose de référence retenue ( $5 \times 10^{-3}$  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 (2012).

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 al.* (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.

<sup>22</sup> Engourdissements des doigts et de la main

ATSDR (2003) a dérivé la même valeur ( $5 \times 10^{-3}$  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.

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<sup>23</sup>) 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).

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 ( $5 \times 10^{-3}$  mg/kg.jour) proposée par les autres agences (ATSDR, USEPA)

- 0-6 mois 0.0055 mg/kg.jour
- 0.5 à <5 ans 0.0062 mg/kg.jour
- 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

### 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 al.* (1989)). Elle correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale ( $5 \times 10^{-3}$  mg/kg.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.

### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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 (Baars *et al.* 2001).

### **RÉFÉRENCES**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2003). *Toxicological Profile for Selenium*. September 2003. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.html>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.

<sup>23</sup> 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).

- 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](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html)
- HSDB (2012). *Selenium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <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>
- 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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- Santé Canada (2010b). Apports nutritionnels de référence. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref\\_elements\\_tbl-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php)
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Selenium and compounds (CASRN 7782-49-2) (dernières révisions : 1991 et 1993)*. U.S. Environmental Protection Agency. <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., S. Yin, R. Zhou, et al. 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).
- 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).

Mise à jour : Juin 2013

## 23 STRONTIUM

Doses/concentrations de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
0,6 (IRIS 1996) <sup>a</sup>	2 600 <sup>b</sup>	0,6 <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
			--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA, CIRC et Santé Canada: non évalué			

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> 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, ATSDR ou AIHA. Aucune norme en milieu de travail n'a été développée par l'ACGIH (HSDB (2006)).

### DOSES DE RÉFÉRENCE

#### Voie orale

La dose de référence retenue (0,6 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1991).

Cette valeur est basée sur les résultats de trois études (durée aiguë, sous-chronique et chronique) réalisées chez des rats exposés au carbonate de strontium (Storey (1961), Marie *et al.* (1985) et Skoryna (1981), cités par U.S. EPA). Les NOAEL obtenues étaient de 190 et 375 mg/kg/jour pour des rats jeunes et adultes, respectivement, exposés durant 20 jours, 525 mg/kg/j pour des rats exposés durant 9 semaines et 263 mg/kg/jour pour des rats adultes exposés durant trois ans. Les os étaient l'organe cible dans toutes les études (rachitisme). Les LOAEL (20 jours et 9 semaines) étaient comprises entre 380 et 750 mg/kg/jour. Aucun effet significatif n'a été observé dans l'étude chronique. Un facteur d'incertitude de 300 (10 pour extrapolation inter-espèces, 3 pour variabilité interindividuelle et 10 pour le manque de données concernant la toxicité sur le développement et la reproduction) a été appliqué à la plus faible NOAEL (190 mg/kg.jour, obtenue chez de jeunes rats). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen.

#### Inhalation

Aucune concentration de référence 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 provisoire (2 600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale (0,6 mg/kg.j) en se basant sur l'hypothèse que le taux d'absorption par les deux voies est similaire.

### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérogène du strontium et de ses composés n'a pas été évalué par les organismes de santé. Aucun estimateur de risque n'est disponible.

### RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>



- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Strontium*. April 2004. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- HSDB (2006). *Strontium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Strontium (CASRN 7440-24-6) (dernière révision : 1996<sup>24</sup>)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0550.htm>

Mise à jour : Juin 2013

---

<sup>24</sup> De nouvelles études pertinentes concernant l'établissement de la RfD ont été mises en évidence lors d'une revue de littérature réalisée en 2001.

## 24 THALLIUM

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
$3 \times 10^{-6}$ <sup>a</sup>	0,013 <sup>b</sup>	$3 \times 10^{-6}$ <sup>b</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène chez l'humain par U.S. EPA (IRIS (2009)) : non classable (gr. D) CCME (1999) : inclassable			

-- : non disponible

<sup>a</sup> : Valeur provisoire correspondant à la valeur candidate (non enterrinée) par US EPA (IRIS 2009).

<sup>b</sup> : Valeur provisoire dérivée, par défaut, de la dose de référence par voie orale.

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2012), ATSDR (1992), AIHA (2013) ne proposent aucune valeur.

L'ACGIH et le NIOSH ont établi une TLV-TWA (8 h et 10 h, respectivement) de 0,1 mg/m<sup>3</sup> pour le thallium et ses composés; l'ACGIH indique également que les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,3 mg/m<sup>3</sup> pour plus de 30 minutes (HSDB 2008).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100).

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

Il importe de noter que les valeurs de référence provisoires existantes sont toutes plus faibles que la dose d'exposition bruit de fond des Canadiens (comprise entre 0,08 et 0,21  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$ ) rapportée par le CCME (1999). L'évaluation des risques liés au thallium devrait donc tenir compte de l'incertitude liée aux valeurs de référence et de la contribution du projet à la dose totale.

La dose de référence retenue ( $3 \times 10^{-6}$  mg/kg/jour) est une valeur provisoire qui correspond à la valeur candidate proposée par U.S. EPA (IRIS 2009) pour les sels de thallium. Cette valeur est considérée comme provisoire car elle n'a pas été retenue officiellement par US EPA du fait de la faible qualité des données disponibles (davantage de détails à ce sujet sont fournis à la fin du prochain paragraphe).

Cette valeur de référence provisoire est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sous-chronique par voie orale réalisée sur des rats (MRI (1988), citée par U.S. EPA). Des rats Sprague-Dawley (20 /sexe/groupe) ont été exposés à du sulfate de thallium par gavage durant 90 jours à des doses de 0, 0,01, 0,05 ou 0,25 mg TISO<sub>4</sub>/kg/jour (soit des doses de thallium égales à 0, 0,008, 0,04, ou 0,20 mg Tl/kg/jour). Les données générées comprennent le suivi du poids corporel et le poids des organes à l'autopsie, la mesure des paramètres hématologiques et biochimiques, un examen neurologique, ophtalmologique et histologique exhaustif des différents organes. Les résultats n'ont montré aucune différence significative entre les groupes exposés et témoin pour le poids corporel et la consommation de nourriture. Des changements modérés dans les paramètres biochimiques sanguins (SGOT, LDH, niveau de sodium ainsi qu'une diminution de la glycémie) ont été notés. Les seuls changements identifiés étaient une alopecie accompagnée d'une atrophie des follicules pileux chez la femelle et des observations cliniques relatives au pelage (rugosité, piloérection, perte de poil et alopecie), aux yeux (larmoiement, exophthalmie et myosis) et au comportement. U.S.EPA a dérivé une BMDL<sub>10</sub> moyenne de 0,01 mg/kg.j représentative des effets cliniques et a identifié une NOAEL de 0.04 mg/kg.jour pour l'atrophie des follicules pileux. Un facteur d'incertitude de 3000 (10 pour

l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité inter-individuelle, 3 pour l'extrapolation à partir d'une étude sous-chronique et 10 pour le manque de données sur la reproduction et sur la toxicité chronique) a été appliqué conduisant à des doses candidates de  $3 \times 10^{-6}$  mg/kg.j (signes cliniques) et  $1 \times 10^{-5}$  mg/kg.jour (alopécie). Le niveau de confiance de la dose de référence est considéré comme faible par U.S. EPA du fait de l'incertitude entourant les résultats de l'étude, de l'observation d'effets néfastes à des doses légèrement plus élevées que la NOAEL, et du fait du peu d'études disponibles (IRIS 2009). Les limitations de l'étude principale (MRI 1988) identifiées par US EPA incluent une incidence bruit de fond élevée d'alopécie, le manque de données histopathologiques des tissus cutanés dans les groupes à faible et moyenne dose, et l'examen inadéquat des mesures objectives de neurotoxicité, ainsi que des difficultés particulières liées à la sélection d'effets critiques (endpoints) appropriés. Pour ces raisons, US EPA (IRIS 2009) a choisi de ne pas dériver de dose de référence, même en appliquant un facteur d'incertitude de 3000.

Sur la base de la même étude, une dose de référence de  $7 \times 10^{-5}$  mg TI/kg/jour a été retenue au Canada pour la dérivation des critères de qualité des sols basés sur la protection de la santé humaine (CCME (1999)).

Aucune valeur de référence n'a été proposée par ATSDR (2012), RIVM (Baars *et al.* 2001), IPCS ou Santé Canada (2010).

#### Inhalation

Aucune concentration de référence n'étant proposée par U.S. EPA (IRIS 2009), ATSDR (1992), Cal/EPA (2012) ou Santé Canada (2010), une concentration de référence provisoire a été dérivée de la dose de référence par voie orale.

Cette extrapolation est basée sur l'hypothèse que la toxicité du thallium est systémique. Le thallium étant rapidement absorbé par le système gastro-intestinal et le système respiratoire (IPCS (1996)), il a été considéré que les taux d'absorption par les voies gastro-intestinale et pulmonaire étaient semblables. La dose de référence par inhalation serait donc égale à la dose par voie orale, soit  $3 \times 10^{-6}$  mg/kg.j (ce qui correspond à une concentration de référence provisoire de  $0,013 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ**

Les sels de thallium (sulfate, acétate, nitrate, sélénite, chlorure et carbonate) et l'oxyde thallique sont considérés comme non classables en regard de leur potentiel cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2013) et CCME (1999). Aucune valeur de coefficient de cancérigénité n'est disponible.

#### **RÉFÉRENCES**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Thallium*. July 1992. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.html>
- Baars *et al.* (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment)*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- CCME (1999). « Thallium », In : *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine*. Winnipeg, Manitoba, Le Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- HSDB (2008). *Thallium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IPCS (1996). *Thallium*. Environmental health Criteria 182. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc182.htm>
- 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](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (1986) Subchronic (90-day) toxicity of thallium (I) sulfate in Sprague-Dawley rats. Prepared by the Midwest Research Institute, Kansas City, MO for the Office of Solid Waste, Washington, DC. Tel que cite par U.S. EPA (2013).

- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Thallium (I), soluble salts (dernière révision : 2009<sup>25</sup>)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0116.htm>

Mise à jour : Juin 2013

---

<sup>25</sup> En 2009, U.S. EPA a réuni les évaluations pour l'acétate, le carbonate, le chlorure, le nitrate et le sulfate de thallium en une seule fiche pour les sels solubles de thallium (I), eu aucune dose de référence n'est recommandée officiellement.

## 25 TITANE

Doses/concentrations de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
Titane (sous forme de $\text{TiO}_2$ ) : 3,0 (NSF (2005)) <sup>a</sup>	13 000 <sup>b</sup>	3,0 <sup>b</sup>	--
	Tétrachlorure de titane : 0,1 (ATSDR (1997))	Tétrachlorure de titane : $2,3 \times 10^{-5}$	

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (2010) : possiblement cancérogène (groupe 2B) (dioxyde de titane)

-- : non disponible

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision..

<sup>b</sup> 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. Le tétrachlorure de titane 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).

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'est disponible pour le titane sous forme de dioxyde.

Aucune valeur n'a été proposée (pour n'importe quelle forme de titane) par Cal/EPA ou ATSDR. Aucune norme en milieu de travail n'a été développée (HSDB (2002)). L'AIHA (2013) a établi pour le tétrachlorure de titane un ERPG-1 de  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$  (légers effets transitoires possibles), un ERPG-2 de  $20 \text{ mg}/\text{m}^3$  (concentration sans effet néfaste sérieux) et un ERPG-3 de  $100 \text{ mg}/\text{m}^3$  (concentration sans danger immédiat pour la vie).

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### Voie orale

La dose de référence par ingestion ( $3 \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$ ) 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  $\text{mg}/\text{kg}/\text{jour}$  pour les deux sexes. Aucun effet néfaste n'a été observé (NOAEL= $2\,680 \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$ ). 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 ( $3 \text{ mg}/\text{kg}.j$ ) pour un adulte, en supposant que le taux d'absorption par les deux voies est similaire.

ATSDR (1997) a retenu un MRL chronique de  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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 (LOAEL x 0,1201) et divisée par un 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).

## COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le potentiel cancérigène du titane n'a pas été évalué par les organismes de santé. IARC (2010) classe le dioxyde de titane comme possiblement cancérigène chez l'humain (groupe 2B).

## RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Titanium Tetrachloride*. September 1997. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp101.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- IARC (2010). "Titanium dioxide", In: *Carbon Black, Titanium Dioxide, and Talc*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 93. International Agency for Research on Cancer. <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.
- HSDB (2002). *Titanium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>

Mise à jour : Juin 2013

## 26 URANIUM NATUREL ET COMPOSÉS SOLUBLES/INSOLUBLES DE L'URANIUM

Doses/concentrations de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	(mg/kg.j)	
Uranium naturel $2 \times 10^{-4}$ (ATSDR 2013) <sup>a</sup>	--	--	--
--	Composés solubles 0,04 (ATSDR 2013) Composés insolubles 0'8 (ATSDR 2013)	$9 \times 10^{-6}$	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989, 1993) <sup>a</sup> : non évalué selon IARC : non évalué selon Santé Canada (2001): groupe V (données inadéquates)			

-- : non disponible

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2013a,b).

<sup>b</sup> Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

L'uranium naturel est un élément radioactif présent naturellement dans les roches et les sols, à des niveaux de l'ordre de 3 mg/kg dans le sol (ATSDR 2013). L'uranium naturel présent dans l'écorce terrestre est constitué de trois isotopes : l'uranium 238, le plus lourd atome naturel et le plus abondant (99,28%), l'uranium 235 (0,71%) et l'uranium 234 (traces, 0,006%). Les isotopes de l'uranium naturel ont des périodes de désintégration très longue (4,5 milliards d'années pour l'uranium 238, 700 millions d'années pour l'uranium 235), ce qui explique qu'ils soient encore présents à l'état naturel sur terre et ce qui fait de l'uranium naturel un élément peu radioactif. L'uranium 235 est le seul isotope naturel fissile, c'est à dire susceptible de se fragmenter, spontanément ou par capture d'un neutron, en deux atomes de masses proches avec émission de plusieurs neutrons et de rayonnement gamma intense. L'uranium 238, bien que beaucoup plus stable, est très peu fissile<sup>26</sup>.

### CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

#### Inhalation

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

Une TLV-TWA (8 heures) de  $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$  a été proposée par ACGIH pour les composés solubles et insolubles de l'uranium naturel (HSDB (2006)).

L'AIHA (2013) propose un ERPG-1 (légers effets transitoires possibles) de  $5 \text{ mg}/\text{m}^3$  pour l'hexafluorure d'uranium (aucune valeur pour le dioxyde et le trioxyde d'uranium).

Pour les fins de la présente étude, la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100 ( $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) a été retenue comme valeur par défaut pour estimer les risques liés à une exposition aiguë.

#### Voie orale

ATSDR (2013) propose une valeur de  $0,002 \text{ mg}/\text{kg.j}$  pour une exposition aiguë par voie orale aux composés solubles d'uranium, basée sur un BMDL<sub>05</sub> (fissure congénitale de la voûte palatine) de  $0,2 \text{ mg}/\text{kg.j}$ , divisé par un facteur d'incertitude de 100.

<sup>26</sup> <http://www.connaissancedesenergies.org/fiche-pedagogique/uranium-naturel>

## DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

### Voie orale – composés solubles

La dose de référence par ingestion ( $2 \times 10^{-4}$  mg/kg/jour) recommandée par ATSDR (2003) a été retenue.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude sous-chronique dans laquelle des rats ont été exposés à de l'uranium naturel (sous forme d'hexahydrate de nitrate d'uranyle, de 0 à 600 mg/L) via l'eau de boisson (Gilman *et al.* (1998) cités par ATSDR). Des lésions dégénératives du rein (tubule contourné proximal) ont été observées chez les mâles exposés à 0,06 mg d'uranium. Cette LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour extrapolation inter-espèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour utilisation d'une LOAEL). ATSDR indique que, sur la base des études consultées, la valeur sous-chronique semble suffisamment protectrice pour les expositions chroniques.

Sur la base de la même étude, Santé Canada (2010) propose une valeur chronique de  $6 \times 10^{-4}$  mg/kg.j basée sur la même LOAEL (0,06 mg/kg.jour) mais en utilisant un facteur d'incertitude plus faible (100, soit 10 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle).

La dose de référence proposée par U.S. EPA (IRIS 1989) est plus élevée ( $3 \times 10^{-3}$  mg/kg/jour). Elle est basée sur une LOAEL de 2,8 mg/kg/jour (poids corporel et rein) obtenue chez des lapins exposés durant 30 jours par voie orale. Cette valeur avait été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000. Lors d'une revue de littérature réalisée en 2002, U.S. EPA a identifié de nouvelles études pertinentes. Une révision de cette RfD est donc prévue.

Aucune valeur n'a été proposée par RIVM (Baars *et al.* (2001)).

### Inhalation – composés solubles

ATSDR (2013) propose un MRL de  $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'exposition chronique par inhalation à des composés solubles d'uranium. Cette valeur est obtenue à partir d'une étude chez des chiens exposés pendant 1 an à du tétrachlorure d'uranium (Stokinger *et al.* (1953), cités par ATSDR). Mâles et femelles (9 à 12 par sexe et par groupe) ont été exposés dans des chambres d'inhalation pendant 1 an, à raison de 33 heures par semaine, à des concentrations de 0,05 et  $0,20 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Une atrophie des tubules rénaux a été observée chez certains animaux. ATSDR a établi un  $\text{BMCL}_{10}$  de  $0,019 \text{ mg}/\text{m}^3$ , ajusté à  $0,0037 \text{ mg}/\text{m}^3$  pour une exposition en continu (33 heures / 168 heures), puis divisé par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation à l'humain et 10 pour la variabilité interindividuelle).

### Inhalation – composés insolubles

ATSDR (2013) propose un MRL de  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'exposition chronique par inhalation à des composés insolubles d'uranium. Cette valeur a été obtenue à partir de données obtenues chez des singes (5 mâles et 20 femelles) exposés pendant 5 ans (5,4 h/jour, 5 jours/semaine) à du dioxyde d'uranium ( $5\ 800 \mu\text{g U}/\text{m}^3$ , MMAD (GSD)  $1.03 \mu\text{m}$  (2.40)); le groupe témoin incluait 1 mâle and 5 femelles (Leach *et al.* 1970, cité par ATSDR)). Des groupes de 1-2 singes ont été sacrifiés après 1 jour, 4 jours, 15 jours, 1 mois, 2 mois, 3 mois, 5 mois, 1 an, 1,5 ans, 1,8 ans, 1,9 ans, 3,6 ans, 4,1 ans ou 4,7 ans; 2 singes ont été sacrifiés après 5 ans. Six singes ont été observés durant 6,5 ans après cessation de l'exposition (sacrifiés après 1 an (n=2), 6 ans (n=1) ou 6,5 ans (n=3)) (résultats présentés par Leach *et al.* 1973, cité par ATSDR). Les paramètres suivis incluaient l'état de santé général, le poids corporel, les paramètres hématologiques, les niveaux de NPN dans le sang et l'histopathologie des principaux tissus et organes. Aucun effet lié à l'exposition au dioxyde d'uranium n'a été observé sur ces paramètres excepté des modifications histopathologique dans les poumons et les ganglions lymphatiques trachéobronchiaux. Après 2-3 mois d'exposition, des accumulations de pigment granulaire noir ont été observées. Après 3,6 ans d'exposition, une légère fibrose a été observée dans les poumons et une fibrose hyaline a été observée dans les ganglions lymphatiques trachéobronchiaux. La sévérité de la fibrose augmentait avec la durée de l'exposition et aucune fibrose n'a été observée dans les témoins. La fibrose était toujours présente dans les poumons et les ganglions 6,5 ans après cessation de l'exposition. La modélisation benchmark n'a pas été utilisée pour dériver le point de départ à cause du faible nombre d'animaux sacrifiés à chaque période. ATSDR a établi une LOAEL de  $5\ 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la fibrose dans les poumons et les ganglions lymphatiques tracheobronchiaux, ajustée à  $820 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition continue ( $5\ 100 \times (5,4 \text{ h}/24 \text{ h}) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j})$ ). La LOAEL ajustée a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation à l'humain et 10 pour la variabilité interindividuelle).

## COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène de l'uranium naturel et de ses composés solubles n'a pas été évalué par U.S. EPA (IRIS) ni par le CIRC. Santé Canada (2001) a classé l'uranium naturel dans le groupe V (données inadéquates pour



l'évaluation de sa cancérogénéicité). Santé Canada indique également que la radioactivité spécifique de l'uranium naturel est faible et que les risques liés à la radioactivité de l'uranium naturel sont plus faibles que ceux liés à sa toxicité non radiologique.

## RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (2013). *Toxicological Profile for Uranium*. February 2013. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp150.pdf>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2012). *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELS) as on February 2012*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Gilman, A.P., D.C. Villeneuve, V.E. Secours, A.P. Yagminas, B.L. Tracy, J.M. Quinn, V.E. Valli, R.J. Willes, et M.A. Moss. 1998. Uranyl nitrate: 28-day and 91-day toxicity studies in the Sprague-Dawley rat. *Fund. Appl. Toxicol.* 41: 117–128. Tel que cité par Santé Canada (2010).
- HSDB (2006). *Uranium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <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)
- Santé Canada (2001). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Uranium*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium/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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013a) *Integrated Risk Information System (IRIS). Uranium, soluble salts* (dernière révision : 1989). <http://www.epa.gov/iris/subst/0421.htm>
- U.S. EPA (2013b) *Integrated Risk Information System (IRIS). Uranium, natural (CASRN 7440-61-1)* (dernière révision : 1993). <http://www.epa.gov/iris/subst/0259.htm>

Mise à jour : Novembre 2013

## 27 ZINC

Doses/concentration de référence			
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) <sup>a,b</sup>	960-2560 <sup>c</sup>	0,48-0.57 <sup>c</sup>	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2005) : données inadéquates selon IARC (2013) : --			

-- : non disponible

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

<sup>b</sup> Dose applicable aux adultes. Pour les enfants, une dose de référence de 0,6 mg/kg.j est suggérée.

<sup>c</sup> 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, ATSDR ou AIHA. Aucune norme en milieu de travail n'a été développée (HSDB (2008)).

### DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

#### 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 exprimé en fonction du poids corporel et recommandés par l'OMS (IPCS-WHO (2001)), un panel de nutritionnistes (Panel of micronutrients *et al.* (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 al.* (1994)), 0,5 mg/kg.j (Baars *et al.* (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'humain<sup>27</sup>).

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

<sup>27</sup> Le zinc est un antagoniste du cuivre et une dose trop élevée de zinc pourrait conduire à une déficience en cuivre

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 par U.S. EPA (IRIS 2005) et ATSDR (2005). Cette valeur est issue des résultats de quatre études menées chez des adultes des deux sexes exposés à des suppléments de zinc (Yadrick *et al.* (1989), Fischer *et al.* (1984), Davis *et al.* (2000) et Milne *et al.* (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/m<sup>3</sup> 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.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

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.

#### **RÉFÉRENCES**

- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Zinc*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.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.
- HSDB (2006). *Zinc compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- 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.
- 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)
- 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 al.*, Eds. (1994). *Risk Assessment of Essential Elements*. Washington, D.C., ILSI Press.
- 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>
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref\\_elements\\_tbl-fra.php](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*. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf)
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS). Zinc and compounds* (dernière révision : 2005). <http://www.epa.gov/iris/subst/0426.htm>
- 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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).

Mise à jour : Juin 2013

## 28 PARTICULES FINES (PM<sub>2,5</sub>)

Doses/concentration de référence – exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (µg/m <sup>3</sup> )		Contact cutané (mg/kg.j)
	NA	24 heures : 15 (CCME, 1999)	

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
NA	Annuelle : 10 (OMS 2006, 2011)	NA	--

Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (2013a) :--  
selon IARC (2013) : « matières particulaires<sup>a</sup> » cancérigène pour l'humain (groupe 1)

NA : non applicable

<sup>a</sup> : aucune précision disponible concernant la taille et la nature des particules

Les matières particulaires incluent toutes les particules atmosphériques solides et liquides de taille microscopique, excepté l'eau pure. La taille des particules peut aller d'environ 0,005 µm à 100 µm de diamètre (1 µm = 0,001 mm), la portion en suspension étant cependant généralement inférieure à 40 µm. Les particules fines (PM<sub>2,5</sub>) correspondent à des particules dont le diamètre est inférieur à 2,5 µm. Les PM<sub>2,5</sub> sont dites « respirables » car elles peuvent atteindre les voies respiratoires inférieures (poumons).

### EXPOSITION AIGUË

#### Inhalation – exposition à court terme (24 heures)

La concentration de référence retenue comme concentration moyenne sur 24 heures de PM<sub>2,5</sub> (15 µg/m<sup>3</sup>) 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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> sont remarquables, solides, constantes et convaincantes. Les PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> 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<sup>e</sup> centile de la distribution des concentrations journalières (24 heures), ce qui correspond à la 4<sup>e</sup> 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).
- Le CCME indique un standard pancanadien pour les  $\text{PM}_{2.5}$  ( $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) qui doit être comparé à la moyenne triennale du 98<sup>e</sup> centile annuel des concentrations quotidiennes moyennes sur 24 heures (CCME, 2013).
- 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<sup>e</sup> centile annuel des concentrations quotidiennes moyennes sur 24 heures. sur 24 heures (Esworthy, 2013; US EPA, 2013). Aucune valeur sur 24 heures n'est proposée par le gouvernement californien (Cal/EPA, 2004).

## 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.

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.

## COEFFICIENT DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Les matières particules 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 (2013a), Cal/EPA (2009)).

## RÉFÉRENCES

- Cal/EPA (2004). 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](http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1496_cws_pm_ozone_2011_rpt_fr.pdf)
- IARC (2013). 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](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-semi/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/pm10/pm10-fra.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semi/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/pm10/pm10-fra.pdf)
- 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](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](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 au 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](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/recordisplay.cfm?deid=216546>.
- US EPA (2013). National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). <http://www.epa.gov/air/criteria.html>

*Mise à jour: octobre 2013*

## 29 DIOXYDE D'AZOTE (NO<sub>2</sub>)

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )		
--	1 heure (NO <sub>2</sub> ) : 200 (OMS 2006)		--

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
--	Annuelle (NO <sub>2</sub> ) 40 (OMS 2006) <sup>a</sup>	NA	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--

Classification du potentiel cancérogène selon l'U.S. EPA (2013b) et selon l'IARC (2013)<sup>a</sup> : --

-- : non disponible

NA : non applicable

<sup>a</sup> Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2013b).

Les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) constituent une famille de gaz qui inclut le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et le tétraoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) (INERIS (2011), U.S. EPA (2013a)). Les sources de NO<sub>x</sub> peuvent être naturelles (orages, éruptions volcaniques), mais les NO<sub>x</sub> sont principalement d'origine anthropique et sont émis suite à l'utilisation de combustibles fossiles (transports, centrales thermiques, raffineries, poêles au gaz/bois) ou par des procédés industriels (ex. : sautage à la dynamite, soudure à l'arc, électroplacage) (Cal/EPA (2008, 2013). Dans l'air, les NO<sub>x</sub> se transforment rapidement en réagissant avec d'autres substances présentes dans l'air, ce qui conduit à la formation d'acide nitrique, ou en réagissant avec la lumière du soleil, ce qui conduit à la formation d'ozone et de conditions de smog (Cal/EPA 2013).

Les teneurs de fond naturelles dans l'air (concentrations annuelles moyennes) varient de 0,4 to 9,4 µg/m<sup>3</sup>. En milieu urbain, la moyenne annuelle est de l'ordre de 20 à 90 µg/m<sup>3</sup> et la concentration maximale sur 1 heure varie de 75 à 1015 µg/m<sup>3</sup>. Dans l'air intérieur de maisons où il y a des appareils ménagers à gaz sans événement, la concentration moyenne sur plusieurs jours peut dépasser 200 µg/m<sup>3</sup>, avec des pics horaires pouvant atteindre 2000 µg/m<sup>3</sup> et des pics encore plus élevés sur de plus courtes périodes (WHO Europe 2006).

Au Québec, les principales sources d'émission de NO<sub>x</sub> sont les transports (89%), l'industrie (14%) et la combustion non industrielle (6%). Les concentrations les plus élevées de NO<sub>x</sub> sont retrouvées en milieu urbain et le long des axes routiers. Les concentrations sont en diminution depuis 1975, avec des concentrations en 2009 et 2010 d'environ 20 µg/m<sup>3</sup> pour le NO<sub>2</sub> (INSPQ, 2012; Environnement Canada<sup>28</sup>) et d'environ 8 µg/m<sup>3</sup> pour le NO en 2009 (INSPQ, 2012). Les concentrations les plus élevées ont été rapportées à Montréal (INSPQ, 2012).

Le NO<sub>2</sub> est l'espèce la plus active du point de vue toxicologique et constitue ainsi le représentant type des oxydes d'azote (U.S. EPA (2013a)). Toutes les valeurs rapportées dans cette fiche sont applicables au NO<sub>2</sub>.

Dans des conditions environnementales, le NO<sub>2</sub> est sous forme gazeuse et n'est donc pas susceptible d'être ingéré. Aucune valeur de référence n'est donc disponible ou applicable pour cette voie.

<sup>28</sup> <http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr&n=03603FB3-1>



## CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE

### Inhalation – 1 heure

L'OMS propose une ligne directrice pour le NO<sub>2</sub> de 200 µg/m<sup>3</sup> (110 ppb) pour une exposition de 1 heure (WHO Europe 2000, 2006). Cette valeur est basée sur des observations faites chez des sujets sensibles (asthmatiques et personnes souffrant de maladie pulmonaires obstructive chronique (COPD); (WHO Europe 2000, 2006). Chez des asthmatiques modérés exposés à du NO<sub>2</sub> dans des conditions expérimentales, il a été observé qu'une exposition de courte durée au NO<sub>2</sub> (concentrations de 380-560 µg/m<sup>3</sup>, soit 0,2-0,3 ppm) induit des effets légers, statistiquement significatifs et réversibles sur la fonction pulmonaire (diminution de moins de 5 % du volume expiratoire maximal par seconde) et augmente la réactivité des voies respiratoires. Une méta-analyse (n=20 études) suggère qu'une augmentation de la sensibilité des voies respiratoires pourrait survenir à partir de 200 µg/m<sup>3</sup>, mais aucune étude individuelle n'a montré d'effets à 190 µg/m<sup>3</sup> pour 1 heure. Chez les personnes saines, des effets ne sont observés qu'à des concentrations supérieures à 1 990 µg/m<sup>3</sup> (1 ppm) (WHO Europe 2000) et dans certaines études aucun effet n'a été observé pour des expositions de 3800-7500 µg/m<sup>3</sup> (2-4 ppm) (WHO, 1997). La recommandation de l'OMS est basée sur un niveau d'effet critique de 400 µg/m<sup>3</sup> divisée par un facteur de sécurité de 2 afin de protéger les sujets asthmatiques et autres sujets dont les fonctions pulmonaires sont déjà compromises (par exemple, les personnes atteintes de maladies pulmonaires obstructives chroniques).

U.S. EPA a retenu un critère semblable à celui de l'OMS (100 ppb, soit 188 µg/m<sup>3</sup>) comme critère de qualité de l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*). Ce critère s'applique au 98<sup>e</sup> centile des concentrations sur 1 heure, sur une période de 3 ans. Cette valeur est également basée sur les résultats d'études épidémiologiques. Elle correspond au seuil au-delà duquel on note une augmentation faible mais significative et régulière de la réactivité pulmonaire chez les asthmatiques (U.S. EPA (2010)). Cette valeur est considérée par US EPA comme un « critère primaire », c'est-à-dire qu'il protège la santé de la population incluant les individus les plus sensibles (asthmatiques, enfants, personnes âgées). En effet, US EPA estime qu'une concentration maximale de 100 ppb à un endroit reflète, à une échelle régionale, des pics de concentration très inférieurs à 90 ppb. Ainsi, considérant que les concentrations de NO<sub>2</sub> aux abords d'une route peuvent être jusque 2 fois plus élevées qu'à distance d'une route, la concentration régionale serait de l'ordre de 50 ppb si le critère de 100 ppb est respecté aux abords de la route (U.S. EPA (2010)).

Cal/EPA (2008) a retenu un niveau de référence (REL, *Reference exposure level*) de 470 µg/m<sup>3</sup> (0,25 ppm) pour une exposition d'une heure. Cette valeur est basée sur une revue du *California Air Resources Board* (1992), qui a mis en évidence une augmentation de la réactivité des voies respiratoires chez des asthmatiques exposés à des concentrations de 0,2-0,3 ppm. Cette valeur correspond au critère de qualité de l'air de la Californie.

Au Canada, les critères de qualité de l'air (1 heure) sont comparables, avec des valeurs de 414 µg/m<sup>3</sup> au Québec (MDDEFP, 2013) et de 400 µg/m<sup>3</sup> en Ontario (OMOE, 2012). La valeur ontarienne correspond à l'objectif national de qualité de l'air ambiant (valeur « acceptable ») défini par le CCME (1989), qui a également défini une valeur « tolérable » de 1000 µg/m<sup>3</sup>. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

### Inhalation – autres durées d'exposition inférieures à 24 heures

L'AIHA (2013) a établi un ERPG-1 (légers effets transitoires possibles) de 1 ppm (1 880 µg/m<sup>3</sup>), un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de 15 ppm (28 200 µg/m<sup>3</sup>) et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de 30 ppm (56 400 µg/m<sup>3</sup>).

Une TLV-TWA (8 heures) de 3 ppm (5 640 µg/m<sup>3</sup>) est recommandée par l'ACGIH; pour une période allant jusqu'à 15 minutes, la concentration à ne pas dépasser (STEL) a été établie par NIOSH à 1 ppm (1 880 µg/m<sup>3</sup>) et par l'ACGIH à 5 ppm (9 400 µg/m<sup>3</sup>) (HSDB (2011)).

### Inhalation – 24 heures

Les critères de qualité de l'air pour 24 heures sont comparables dans plusieurs juridictions canadiennes, avec des valeurs de 207 µg/m<sup>3</sup> au Québec (MDDEFP, 2013) et de 200 µg/m<sup>3</sup> en Ontario (OMOE, 2012). La valeur ontarienne correspond à l'objectif national de qualité de l'air ambiant (valeur « acceptable ») défini par le CCME (1989), qui a également défini une concentration « tolérable » de 300 µg/m<sup>3</sup>. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

### Inhalation – moyenne annuelle

Pour une exposition à long terme, la ligne directrice annuelle proposée par l'OMS (WHO 1997; WHO Europe 2000, 2006) est de 40 µg/m<sup>3</sup> (23 ppb). Cette valeur est basée sur la revue d'études épidémiologiques qui ont montré une augmentation significative des maladies respiratoires chez l'enfant à des concentrations de NO<sub>2</sub> dans l'air intérieur de

38-56 µg/m<sup>3</sup> (0,02-0,03 ppm). L'OMS indique que cette valeur devrait prévenir des expositions les plus sévères. Aucune concentration sans effet n'a pu être identifiée pour le NO<sub>2</sub>.

U.S. EPA (2013a) a retenu un critère de qualité (annuel) pour l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*) de 53 ppb (100 µg/m<sup>3</sup>). Cette valeur a été établie par U.S. EPA en 1971 et a été maintenue depuis, en absence d'études permettant d'établir un nouveau standard.

Le CCME (1989) propose une valeur souhaitable (concentration annuelle) de 60 µg/m<sup>3</sup>, alors que le MDDEFP (2013) a établi une norme annuelle de 103 µg/m<sup>3</sup>; les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas connus.

### COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du dioxyde d'azote et du monoxyde d'azote n'a pas été évalué par U.S. EPA (2013b) ni par l'IARC (2013). Selon l'INERIS (2011), différentes études ont montré des résultats positifs quant à la génotoxicité du NO<sub>2</sub>, mais il n'a pas été classé par l'Union Européenne. Aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par les organismes compétents.

### RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- Cal/EPA (2008). Air toxics hot spot program technical support document for the derivation of noncancer reference exposure levels. Appendix D.2 Acute RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). [http://oehha.ca.gov/air/hot\\_spots/2008/AppendixD2\\_final.pdf](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf)
- Cal/EPA (2013). All OEHHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of August 2013. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- California Air Resources Board (1992). Review of the one-hour ambient air quality standard for nitrogen dioxide technical support document.
- CCME (1989). « Dioxyde d'azote ». Recommandations pour la qualité de l'air – Environnement et santé humaine. Tiré de Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (2013). Conseil canadien des ministres de l'environnement. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=145>
- HSDB (2011). Nitrogen dioxide. Hazardous Substances Data Bank. <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 septembre 2013)
- INERIS (2011). « Oxydes d'azote NO<sub>x</sub> ». Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 58 pages.
- MDDEFP (2013). Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>
- OMOE (2012). Ontario's ambient air quality criteria. Ontario Ministry of the Environment. [http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01\\_078686.pdf](http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_078686.pdf)
- OMS (1997). "Nitrogen oxides (second edition)". Environmental Health Criteria 188. Organisation mondiale de la Santé, International Programme on Chemical Safety (IPCS)
- OMS (2006). Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter.-ozone.-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>
- U.S. EPA (2010). Federal Register. 40 CFR Parts 50 and 58. Primary National Ambient Air Quality Standards for Nitrogen Dioxide; Final Rule. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/nox/fr/20100209.pdf>

- U.S. EPA (2013a). "Nitrogen dioxide". United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/nitrogenoxides/>. Consulté le 21 août 2013.
- U.S. EPA (2013b). Integrated Risk Information system (IRIS). Nitrogen dioxide (CASRN 10102-44-0). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0080.htm> (site consulté en septembre 2013).
- WHO Europe (2000). Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/74732/E71922.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf).
- WHO Europe (2006). Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. 484. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0005/78638/E90038.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf).

*Mise à jour : octobre 2013*

### 30 DIOXYDE DE SOUFRE (SO<sub>2</sub>)

Doses/concentration de référence - exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (µg/m <sup>3</sup> )		Contact cutané (mg/kg.j)
	--	10 minutes à 1 heure : 500 (OMS 2006,2011; Cal/EPA 2013) 24 heures : 20 (OMS 2006, 2011)	

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m <sup>3</sup> )	(mg/kg.j)	
--	Annuelle : 20 (OMS 2006, 2011) <sup>a</sup>		--
		NA	

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) <sup>-1</sup>
	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	(mg/kg.j) <sup>-1</sup>	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA (2013b) <sup>a</sup> : -- selon l'IARC (1992) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible

Non applicable

Les sources naturelles de SO<sub>2</sub> incluent les feux de forêt, les éruptions volcaniques, les émissions biogéniques et la décomposition de matière biologique (Cal/EPA (2008), INERIS (2011)). Le SO<sub>2</sub> est également produit par oxydation de certains gaz dans l'atmosphère et lors de la combustion de charbon et d'autres combustibles fossiles (raffineries, centrales thermiques, véhicules routiers, équipements) ainsi que lors de différentes activités industrielles, notamment la fabrication de produits chimiques et d'alliages et la transformation de métaux (ATSDR (1998), Cal/EPA (2008), INERIS (2011), INSPQ (2012), U.S. EPA (2013a)).

Les concentrations moyennes annuelles de SO<sub>2</sub> dans les zones urbaines d'Europe et d'Amérique du Nord sont de l'ordre de 20–60 µg/m<sup>3</sup> (0,007–0,021 ppm), avec des concentrations moyennes sur 24 heures rarement plus élevées que 125 µg/m<sup>3</sup> (0,044 ppm). Sur de plus courtes périodes, des pics de concentration peuvent atteindre 1000–2000 µg/m<sup>3</sup> (0,35–0,70 ppm) sur 10 minutes dans certaines circonstances (ex. : dépôt de panaches provenant de sources ponctuelles majeures, dispersion suite à une période de pointe en milieu urbain (sources multiples)) (WHO Europe 2006).

Au Québec, les principales sources d'émission de SO<sub>2</sub> sont l'industrie (84,7%), suivie du transport (9,7%) et de la combustion non industrielle (5,4%) (INSPQ, 2012). Les concentrations annuelles dans l'air ambiant au Québec sont en constante diminution depuis 1975; la valeur moyenne obtenue pour l'ensemble des stations de suivi (une vingtaine) était de l'ordre de 3 ppb (8 µg/m<sup>3</sup>) en 2009 (INSPQ, 2012).

Dans des conditions environnementales, le SO<sub>2</sub> est sous forme gazeuse et n'est donc pas susceptible d'être ingéré. Aucune valeur de référence n'est donc disponible ou applicable pour la voie orale.

## CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE

### Inhalation – 4 minutes

Le MDDEFP (2013) a établi une norme de  $1\,050\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour 4 minutes. Cette valeur limite peut être dépassée jusqu'à 0,5% du temps sur une base annuelle (soit 2 628 minutes ou 43,8 heures). Toutefois, la concentration sur 4 minutes ne doit jamais dépasser  $1310\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le fondement scientifique de ces valeurs n'est pas disponible sur le site du MDDEFP.

### Inhalation – 10 minutes à 1 heure

La valeur de référence retenue pour une exposition de 1 heure ( $500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est basée sur les évaluations effectuées par l'OMS et par Cal/EPA. Considérant que les effets du  $\text{SO}_2$  apparaissent très rapidement et n'augmentent pas avec la durée de l'exposition (WHO Europe, 2006), cette valeur est également applicable à des durées d'exposition plus courtes (10 minutes à 1 heure).

L'OMS a établi une recommandation de  $500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (0,175 ppm) pour une exposition de 10 minutes (WHO Europe 2000, 2006; WHO 2011). Cette valeur est basée sur les observations réalisées dans les pires conditions, soit chez des sujets asthmatiques faisant de l'exercice physique. La recommandation est basée sur la plus faible concentration sans effet néfaste (NOAEL= $572\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou 0,2 ppm) observé sur la fonction respiratoire (LOAEL= $1144\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou 0,4 ppm; réduction de 10% du volume expiratoire forcé par seconde) de sujets asthmatiques (Linn et al. 1984, tel que cité par WHO 2006). La recommandation de l'OMS correspond donc à la plus faible NOAEL identifiée chez des sujets sensibles dans des conditions aggravant les effets, arrondie à la centaine inférieure (WHO Europe, 2006).

Sur la base des mêmes données toxicologiques, Cal/EPA (2013) a retenu un niveau de référence (REL, *Reference Exposure Level*) de  $660\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (0,25 ppm) pour une exposition d'une heure. Cette valeur est basée sur la revue de plusieurs études chez des volontaires sains, asthmatiques et atopiques exposés à de faibles concentrations (0,25-2,0 ppm) de  $\text{SO}_2$  (OEHHA (1994)). Sur la base des NOAEL (0,2-0,25 ppm) et des LOAEL (0,4-0,5 ppm) obtenus, il a été conclu qu'une exposition de 1 heure à 0,25 ppm ( $660\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) n'entraînerait pas d'effets respiratoires inconfortables chez les individus sensibles.

Par ailleurs, au Canada, la norme ontarienne est de  $690\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour 1 heure. Le CCME (1989) indique des objectifs nationaux (1 heure) « souhaitable » de  $450\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  et « acceptable » de  $900\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (1 heure). Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Aux États-Unis, U.S. EPA (2013a) a retenu un critère primaire<sup>29</sup> de qualité (1 heure) de l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*) de 75 ppb ( $196\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Cette valeur s'applique au 99<sup>ème</sup> centile de la distribution des concentrations horaires. U.S. EPA (2009) précise que le respect de cette valeur devrait permettre des concentrations (sur 5 minutes à 24 heures) qui protégeront d'effets néfastes sur la santé des personnes vulnérables. Un critère secondaire<sup>30</sup> (3 heures) de 0,5 ppm ( $1\,310\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a également été établi par U.S. EPA (2013a).

### Inhalation - autres durées d'exposition aiguë de moins de 24 h

L'AIHA (2013) a établi un ERPG-1 (légers effets transitoires possibles) de 0,3 ppm ( $786\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de 3 ppm ( $7\,860\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de 25 ppm ( $655\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Une TLV-TWA (8 heures) de 5 ppm ( $13\,100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est recommandée par l'OSHA, alors que NIOSH recommande une TLV-TWA (10 heures) de 2 ppm ( $5\,240\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (HSDB (2010)). Pour une période allant jusqu'à 15 minutes, la concentration à ne pas dépasser (STEL) a été fixée par l'ACGIH à 0,25 ppm ( $655\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et par NIOSH à 5 ppm ( $13\,100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (HSDB (2010)).

### Inhalation – 24 heures et plus

L'OMS a établi une recommandation de  $20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition d'une durée de 24 heures (WHO Europe 2006; WHO 2011). Des effets sur la mortalité journalière (mortalité totale ou due à des causes cardiovasculaire et respiratoire) et sur les admissions à l'urgence pour des problèmes respiratoires ou des maladies pulmonaires obstructives chroniques ont été rapportés à des niveaux d'exposition (moyenne sur 24 heures) plus faibles que  $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Des effets ont notamment été rapportés à partir de  $5\text{-}40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Londres, Hong-Kong et Canada) sans apparence de valeur seuil, bien qu'il ne soit pas possible d'établir si les effets sont attribuables au  $\text{SO}_2$  ou à d'autres substances y étant corrélées (p.ex. : particules ultrafines). Par ailleurs, une étude menée à Hong-Kong indique qu'une

<sup>29</sup> Visant la protection de la santé

<sup>30</sup> Visant la protection du bien-être public (protection contre les effets sur l'environnement, les transports, l'économie ainsi que le confort et le bien-être personnels)

réduction des concentrations journalières de SO<sub>2</sub> de 44 à 21 µg/m<sup>3</sup> a conduit à une amélioration significative des bénéfices sur la santé de la population (maladies respiratoires chez les enfants et mortalité à tout âge). L'OMS a donc proposé une révision à la baisse de sa précédente recommandation sur 24 heures, soit 20 µg/m<sup>3</sup> (au lieu de 125 µg/m<sup>3</sup> sur 24 heures et 50 µg/m<sup>3</sup> sur une base annuelle) (WHO Europe 2006; WHO 2011).

ATSDR (1998) propose un *Minimal Risk Level* (MRL) de 30 µg/m<sup>3</sup> (0,01 ppm) pour une exposition allant de 1 à 14 jours. Cette valeur est basée sur l'étude de Sheppard et al. (1981), dans laquelle des asthmatiques légers ont été exposés pendant 10 minutes à du SO<sub>2</sub> (≥ 0,1 ppm) simultanément à une période d'exercice. Une légère bronchoconstriction a été observée chez certains sujets à partir de 0,1 ppm, avec une augmentation de la résistance pulmonaire corrélée à l'augmentation de la concentration de SO<sub>2</sub>; chez les autres sujets, une résistance pulmonaire a été observée à partir de 0,25 ppm. Le niveau de 0,1 ppm a donc été considéré comme un LOAEL et divisé par un facteur d'incertitude de 9 (3 pour l'utilisation d'un LOAEL et 3 pour la variété interindividuelle).

Le MDDEFP (2013) a établi une norme de 288 µg/m<sup>3</sup> pour 24 heures. La norme ontarienne (275 µg/m<sup>3</sup>) est semblable (OMOE, 2012). Le CCME (1989) indique des objectifs nationaux sur 24 heures « souhaitable » de 150 µg/m<sup>3</sup>, « acceptable » de 300 µg/m<sup>3</sup> et « tolérable » de 800 µg/m<sup>3</sup>. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

#### Inhalation – moyenne annuelle

La valeur retenue pour l'exposition à long terme (20 µg/m<sup>3</sup>) est la même que celle retenue pour une exposition de 24 heures. Ce choix est basé sur les indications de l'OMS, qui précise que sa recommandation pour 24 heures est jugée suffisamment protectrice pour prévenir l'apparition d'effets chroniques et qu'une (autre) recommandation sur une base annuelle n'est pas nécessaire (WHO Europe, 2006).

Le MDDEFP (2013) et l'OMOE (2012) ont établi une norme annuelle de 52 µg/m<sup>3</sup> et 55 µg/m<sup>3</sup>, respectivement. Quant au CCME (1989), il propose un objectif national « souhaitable » de 30 µg/m<sup>3</sup> et un objectif « acceptable » de 60 µg/m<sup>3</sup>. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Aucune autre valeur de référence n'est proposée par les organismes de santé pour une exposition chronique au SO<sub>2</sub>.

#### **COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ**

L'IARC (1992) considère le dioxyde de soufre comme non classable quant à son potentiel cancérigène (groupe 3), alors que l'U.S. EPA (2013b) n'a pas évalué le dioxyde de soufre. Par conséquent aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par les organismes compétents.

#### **RÉFÉRENCES**

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (1998). Toxicological profile for sulfur dioxide, December 1998. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp116.pdf>
- Cal/EPA (2008). Air toxics hot spot program technical support document for the derivation of noncancer reference exposure levels. Appendix D.2 Acute RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). [http://oehha.ca.gov/air/hot\\_spots/2008/AppendixD2\\_final.pdf](http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf)
- Cal/EPA (2013). All OEHHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of August 2013. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- CCME (1989). « Dioxyde de soufre ». Recommandations pour la qualité de l'air – Environnement et santé humaine. Tiré de Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (2013). Conseil canadien des ministres de l'environnement. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=206>
- HSDB (2010). Sulfur dioxide. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1992). « Sulfur Dioxide and Some Sulfites, Bisulfites and Metabisulfites Hydrochloric Acid ». In : Occupational Exposures to Mists and Vapours from Strong Inorganic Acids; and Other Industrial Chemicals. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, volume 54. International Agency for Research on Cancer.
- INERIS (2011). « Dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) ». Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 54 pages.

- INSPQ (2012). Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologique, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 37 pages + annexe.
- MDDEFP (2013). Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>
- OEHHA (1994). Recommendation for the one-hour Ambient Air Quality Standard for sulfur dioxide. Draft recommendation made to the California Air Resources Board, May 1994. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Tel que cité par Cal/EPA (2008).
- OMOE (2012). Ontario's ambient air quality criteria. Ontario Ministry of the Environment. [http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01\\_078686.pdf](http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_078686.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 (2006). Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter,-ozone,-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>
- Sheppard, D., Saisho, A., Nadel, J. A. et Boushey, H. A. (1981). Exercise increases sulfur dioxide-induced bronchoconstriction in asthmatic subjects. *Am Rev Respir Dis* 123(5): pp. 486-91. Tel que cité par ATSDR (1998).
- U.S. EPA (2013a). "Sulfur dioxide". United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/>. Consulté le 21 août 2013.
- U.S. EPA (2013b). Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List. U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList> (site consulté en septembre 2013)
- U.S. EPA (2009). Risk and Exposure Assessment to support the review of the SO<sub>2</sub> primary National ambient Air Quality Standards: Final report. United States Environmental Protection Agency. EPA-452/R-09-007. <http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/so2/data/200908SO2REAFinalReport.pdf>

Mise à jour : octobre 2013





## **ANNEXE B**

**CONCENTRATIONS INITIALES DANS L'AIR AMBIANT,  
LE SOL DE SURFACE ET L'EAU POTABLE**



## CONCENTRATIONS INITIALES DANS L'AIR AMBIANT, LE SOL DE SURFACE ET L'EAU POTABLE

1. Sommaire des concentrations initiales retenues .....	3
2. Concentrations initiales dans l'air .....	3
1.1 Particules fines .....	3
1.2 Dioxyde d'azote .....	3
1.3 Dioxyde de soufre.....	4
1.4 Métaux .....	4
3. Concentrations initiales dans les sols.....	5
4. Concentrations initiales dans l'eau potable .....	6
5. Références .....	7

### TABLEAUX (fournis à la fin du document)

Tableau B-1. Concentrations initiales retenues dans l'air, le sol et l'eau potable

Tableau B-2. Résultats des tests statistiques réalisés pour identifier la concentration initiale dans les sols pour le projet Dumont

Tableau B-3. Concentrations ( $\mu\text{g/L}$ ) de métaux dans l'eau souterraine pertinentes pour le projet Dumont

Tableau B-4. Résultats des tests statistiques réalisés pour déterminer les concentrations initiales de métaux dans l'eau souterraine (eau potable) pour le projet Dumont



## 1. Sommaire des concentrations initiales retenues

Les concentrations initiales dans les milieux environnementaux mesurées dans la région du projet ont été utilisées préférentiellement pour estimer l'exposition bruit de fond de la population riveraine du projet. Les concentrations initiales retenues sont présentées au tableau B-1. Le choix des valeurs et/ou la méthodologie utilisée pour leur estimation sont discutés dans les sous-sections suivantes.

## 2. Concentrations initiales dans l'air

Les concentrations initiales de certaines substances indiquées par le MDDEFP pour le projet Dumont (dans le cadre de la modélisation de la dispersion atmosphérique) ont été décrites par le ministère comme correspondant à des niveaux rencontrés dans des endroits qui ne sont pas influencés par d'autres sources locales ou régionales. En l'absence de concentrations initiales mesurées dans l'air ambiant local, cette indication a donc été prise en compte pour identifier des concentrations initiales dans l'air qui soient représentatives de l'environnement local du projet Dumont. Pour ce faire, les données de suivi de la qualité de l'air ambiant (année 2012) disponibles sur le site internet du Réseau de surveillance de la qualité de l'air d'Environnement Canada<sup>1</sup> ont été consultées.

Les valeurs retenues correspondent à des concentrations jugées représentatives des caractéristiques de la zone d'étude (milieu rural incluant notamment des secteurs agricoles et forestiers), lorsque disponible. La méthode de sélection de chacune de ces valeurs est détaillée ci-après.

### 1.1 Particules fines

Pour les concentrations de particules fines (PM<sub>2.5</sub>) sur 24 heures, le MDDEFP<sup>2</sup> a fourni une valeur de 15 µg/m<sup>3</sup> qui correspond à « des niveaux associés aux projets nordiques, qui ne sont pas influencés par d'autres sources locales ou régionales ». Cette valeur est cohérente avec les données (98<sup>ème</sup> centile compris entre 10 et 17 µg/m<sup>3</sup>) du Réseau de surveillance de la qualité de l'air<sup>1</sup> dans des secteurs ruraux non développés au Canada.

En l'absence de valeur fournie par le MDDEFP sur une base annuelle, la concentration moyenne annuelle de PM<sub>2.5</sub> la plus élevée mesurée dans les secteurs ruraux non développés (7 µg/m<sup>3</sup>) au Canada<sup>1</sup> a été retenue.

### 1.2 Dioxyde d'azote

Pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) les concentrations initiales retenues (40, 30 et 10 µg/m<sup>3</sup> pour concentration sur 1 heure, sur 24 heures et annuelle, respectivement) sont celles fournies

<sup>1</sup> <http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnsqa-naps/data.aspx?lang=fr>

<sup>2</sup> Communication personnelle de M. Gilles Boulet (courriel adressé à GENIVAR le 6 mars 2012)

par le MDDEFP<sup>3</sup>. Ces valeurs sont semblables à celles obtenues à partir du Réseau de surveillance de la qualité de l'air pour des secteurs ruraux non développés, agricoles ou forestiers.

### 1.3 Dioxyde de soufre

Pour le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), la concentration annuelle fournie par le MDDEFP<sup>2</sup> (20 µg/m<sup>3</sup>) est semblable aux concentrations annuelles moyennes les plus élevées documentées dans les secteurs résidentiel, commercial ou industriel par le réseau de surveillance canadien. Cette valeur est donc davantage représentative de secteurs affectés par des sources locales ou régionales que d'un secteur rural tel que la zone d'étude.

Les données du Réseau de surveillance de la qualité de l'air d'Environnement Canada indiquent, dans les secteurs ruraux non développés, les secteurs forestiers et les secteurs agricoles, respectivement, des concentrations moyennes annuelles de SO<sub>2</sub> ≤ 2,6, ≤ 5,2 et ≤ 2,6 µg/m<sup>3</sup>, des concentrations sur 24 heures (98<sup>e</sup> centile) de ≤ 5,2, ≤ 36,7 et ≤ 13,1 µg/m<sup>3</sup>, et des concentrations horaires (98<sup>e</sup> centile) de 10,5, 60 et 23 µg/m<sup>3</sup>. Ces concentrations sont plus faibles que celles fournies par le MDDEFP<sup>2</sup> pour l'étude d'impact sur la qualité de l'air (20 et 50 µg/m<sup>3</sup> pour annuelle et 24 heures, respectivement).

Étant donné que la zone d'étude inclut des secteurs agricoles et forestiers, les données issues du Réseau de surveillance semblent plus appropriées pour représenter l'état initial du site. Une approche prudente a donc été appliquée en choisissant les concentrations de SO<sub>2</sub> les plus élevées documentées dans des secteurs ruraux non développés, forestiers ou agricoles au Canada pour représenter la qualité de l'air initiale pour le projet Dumont.

### 1.4 Métaux

Pour les métaux, aucune donnée représentative d'un milieu semblable à celui du projet (région peu ou pas influencée par des sources locales ou régionales) n'a été localisée, excepté pour le manganèse. La concentration initiale retenue pour le manganèse est celle précisée par le MDDEFP<sup>4</sup> dans un commentaire émis lors de l'analyse de la recevabilité du projet Dumont :

*La concentration initiale [...] pour le manganèse (0,02 µg/m<sup>3</sup>) [...] figurant dans le document « Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère (MDDEFP, 2013) » [...] est représentative d'un milieu industrialisé ou urbanisé. Prendre note qu'une concentration initiale de manganèse de 0,004 µg/m<sup>3</sup> peut être employée pour le projet Dumont. Cette valeur est plus représentative du milieu où se trouve le projet. Elle a été établie à partir des mesures du programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère (PSQA) du MDDEFP.*

<sup>3</sup> Communication personnelle de M. Gilles Boulet (courriel adressé à GENIVAR le 9 avril 2013)

<sup>4</sup> Direction de l'évaluation environnementale des projets nordiques et miniers. 26 février 2014. Analyse de la recevabilité - 3ième série de questions et commentaires. Projet Dumont – Exploitation d'un gisement de nickel par Royal Nickel Corporation. Dossier 3211-16-008.

Pour les autres métaux réglementés dans l'air au Québec, les concentrations initiales génériques (dans les PMT sauf indication contraire) indiquées dans les documents réglementaires du MDDEFP ont été retenues par défaut. Il convient toutefois de rappeler que, selon toute vraisemblance, les concentrations initiales génériques établies par le MDDEFP sont représentatives d'un milieu industrialisé ou urbanisé et surestiment probablement les niveaux réellement présents dans l'air dans le secteur du projet. Les valeurs génériques retenues incluent :

- Les valeurs<sup>5</sup> disponibles dans le chapitre Q-2, r. 4.1 du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (avril 2014), soit les concentrations annuelles de Sb, Ag, As, Ba, Be, Cd, Cr(III), Co, Hg, Pb, Tl et V, les concentrations sur 24 heures de Cu et de Zn, ainsi que les concentrations sur 24 heures de Ni dans les PM<sub>10</sub>;
- Les valeurs<sup>6</sup> disponibles dans le document « Normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère, version 2 (2013) », soit la concentration horaire de Se.

Pour l'uranium naturel, la concentration annuelle retenue est celle utilisée par Santé Canada pour estimer l'exposition moyenne des Canadiens (Santé Canada, 1999).

Pour les métaux non documentés dans les sources citées précédemment (Al, B, Co, Cu, Sn, Fe, F, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, Zn) et pour ceux auxquels une concentration initiale annuelle nulle a été attribuée dans les documents du MDDEFP (Be, Co), la concentration initiale dans l'air sur une base annuelle a été estimée par modélisation à partir de la concentration bruit de fond dans les sols de surface. Cette modélisation a été effectuée selon les modèles décrits par le ministère l'environnement et de la faune du Québec (MEF, 1996). Les équations et les paramètres utilisés sont présentés à l'annexe C.

### 3. Concentrations initiales dans les sols

Les concentrations retenues pour évaluer l'exposition aux métaux via l'ingestion de sol correspondent à des valeurs moyennes estimées à partir des résultats de caractérisation chimique de sols de surface prélevés dans la zone d'étude en 2013 (GENIVAR, 2013). Les résultats disponibles correspondent aux concentrations de métaux mesurées dans 21 échantillons de sol de surface répartis sur la propriété de RNC.

Des tests statistiques<sup>7</sup> ont été réalisés afin de déterminer la distribution des données et d'identifier la meilleure valeur statistique prudente à utiliser pour représenter la concentration moyenne dans les sols (soit la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne). Lorsque la proportion de concentrations non détectables (inférieures

<sup>5</sup> Annexe K, colonne 2 : concentration initiale.

<sup>6</sup> Colonne 4 : concentration initiale. Les valeurs indiquées pour le nickel sont obsolètes (non reprises dans le RAA).

<sup>7</sup> Tests statistiques effectués à l'aide du logiciel ProUCI version 5.0.00 fourni par U.S. EPA (<http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>)

à la limite de détection : < LD) ne permettait pas de déterminer la forme de la distribution, les concentrations non détectées ont été fixées à la moitié de la limite de détection ( $\frac{1}{2}$  LD), et la moyenne arithmétique de l'ensemble des concentrations (mesurées et  $\frac{1}{2}$  LD) a été retenue. Lorsque toutes les concentrations étaient < LD, la valeur retenue a été fixée à  $\frac{1}{2}$  LD (Ag, Be, B, Se, U). Toutefois, pour l'antimoine (Sb) et le thallium (Tl), les limites de détection (20 et 15 mg/kg, respectivement) se sont avérées significativement plus élevées que les teneurs de fond dans les sols documentées dans la province géologique du Supérieur et RAE où se trouve le projet (Sb : 0,6 mg/kg; Choinière et Beaumier, 1997) ou en Ontario (Tl : 0,77 mg/kg; OMEE, 1993). Ces teneurs de fond mesurées ont donc été retenues car elles ont été jugées plus vraisemblables que des valeurs par défaut dérivées des limites de détection. La teneur de fond documentée dans la région géologique du Supérieur et RAE (Choinière et Beaumier, 1997) a aussi été retenue pour le mercure (non analysé dans les sols de la zone d'étude). En l'absence de données locales ou régionales pour le fluor, la concentration retenue correspond à la concentration moyenne de fluorure dans le sol utilisée par Santé Canada pour estimer l'exposition des Canadiens (Santé Canada, 2010). Les résultats des analyses statistiques sont fournis au tableau 1 du rapport de WSP (GENIVAR, 2013).

#### 4. Concentrations initiales dans l'eau potable

Les concentrations retenues pour évaluer l'exposition aux métaux via l'eau potable de la population correspondent à des valeurs moyennes estimées à partir des résultats<sup>8</sup> d'analyse de l'eau souterraine prélevée dans la zone d'étude en 2012-2013. Des résultats étaient disponibles pour les 26 paramètres inorganiques d'intérêt (analyse de 25 échantillons d'eau souterraine prélevés au niveau de 4 puits situés dans l'esker de Launay et de 5 puits privés<sup>9</sup>).

Tous les résultats ont été utilisés à l'exception des concentrations en arsenic mesurées dans le puits situé au 50, route 111. Ces concentrations d'arsenic (61,8, 70 et 62  $\mu\text{g/L}$ ) ont été exclues car :

- i. Elles ne sont pas représentatives des concentrations mesurées dans le secteur (arsenic non détecté (< 1  $\mu\text{g/L}$ ) dans 17 échantillons ou concentration comprise entre 1 et 2  $\mu\text{g/L}$  dans 5 échantillons);
- ii. Elles sont supérieures à la valeur limite réglementaire dans l'eau potable (10  $\mu\text{g/L}$ );
- iii. L'agence de santé et le propriétaire ont été avisés de la situation par RNC; et
- iv. L'agence de santé a avisé le propriétaire que cette eau était impropre à la consommation.

<sup>8</sup> Résultats fournis par RNC (communication personnelle de M. Stanislas Ketelers, 29 janvier 2014), et présentés au tableau B-4.

<sup>9</sup> Puits privés : 1 résidence située à Launay, 3 résidences le long de la route 111 et 1 résidence à Villemontel



Des tests statistiques<sup>10</sup> ont été réalisés afin de déterminer la distribution des données et d'identifier la meilleure valeur statistique prudente à utiliser pour représenter la concentration moyenne dans l'eau souterraine (soit la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne). Lorsque la proportion de concentrations non détectables (inférieures à la limite de détection : < LD) ne permettait pas de déterminer la forme de la distribution, les concentrations non détectées ont été fixées à ½ LD, et la moyenne arithmétique de l'ensemble des concentrations (mesurées et ½ LD) a été retenue (Al, Sb, As, Cd, Co, Mo, Pb, Ti). Lorsque toutes les concentrations étaient < LD, la valeur retenue a été fixée à ½ LD (Ag, Be, B, Sn, Hg, Ni, Se, Ti, U)<sup>11</sup>. Pour le strontium, la concentration maximale mesurée a été retenue car seuls 3 échantillons ont été analysés en laboratoire (nombre insuffisant pour une analyse statistique). Les résultats des analyses chimiques et statistiques sont fournis aux tableaux B-3 et B-4, respectivement.

## 5. Références

Choinière, J. et Beaumier, M. (1997). Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec. Ministère des Ressources Naturelles, Service des minéraux industriels et de l'assistance à l'exploration. Rapport. 1-28 pages.

GENIVAR (2013). Caractérisation des sols de surface. Propriété de Royal Nickel, Abitibi (Québec). Novembre 2013. Rapport de GENIVAR à Royal Nickel Corporation. 32 p. et annexes.

OMEE (1993). Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. (Errata 1999). Ontario Ministry of Environment and Energy. Rapport no. HCB-151-3512-93. 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).

Santé Canada (2010). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique - Fluorure. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/2011-fluoride-fluorure/index-fra.php#a22>.

<sup>10</sup> Tests statistiques effectués à l'aide du logiciel ProUCI version 5.0.00 fourni par U.S. EPA (<http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>)

<sup>11</sup> Lorsque les LD étaient variables (Ag, Ni, Se), les concentrations ont été fixées à la ½ LD correspondant à chaque échantillon, et la moyenne arithmétique de ces valeurs a été retenue.



**Tableau B-1. Concentrations initiales dans l'air, le sol et l'eau potable**

Substance	Air ambiant ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			Sol (mg/kg)	Eau potable (mg/L)
	1 heure	24 heures	Annuelle		
PM <sub>2,5</sub>		15	7	NA	NA
NO <sub>2</sub>	40	30	10	NA	NA
SO <sub>2</sub>	60	36,7	5,2	NA	NA
Aluminium			0,034	17 156	0,0081
Antimoine			0,007	0,6	0,0014
Argent			0,005	0,25	0,00014
Arsenic			0,002	1,2	0,00064
Baryum			0,025	78	0,027
Béryllium			1,0E-06	0,5	0,0005
Bore			2,0E-05	10	0,010
Cadmium			0,003	0,25	0,00035
Chrome			0,01	40	0,00027
Cobalt			2,2E-05	11	0,00064
Cuivre		0,2	2,8E-05	14,2	0,022
Étain			1,4E-05	7,0	0,0005
Fer			0,04	20 042	1,06
Fluorure			6,2E-04	309	0,200
Manganèse			0,004	279	3,593
Mercure			0,002	0,444	0,00005
Molybdène			1,6E-06	0,8	0,00058
Nickel		0,002 (PM <sub>10</sub> )	5,6E-05	28	0,001
Plomb			0,025	8,4	0,0019
Sélénium	0,15		5,0E-07	0,25	0,00077
Strontium			4,0E-05	20	0,093
Thallium			0,05	0,77	0,0005
Titane			0,0022	1 116	0,00083
Uranium			0,05	10	0,0005
Vanadium			0,01	42	0,0018
Zinc		0,1	9,2E-05	46	0,999

NA : non applicable

Voir annexe C



**Tableau B-2. Résultats des tests statistiques réalisés pour déterminer les concentrations initiales de métaux dans les sols pour le projet Dumont**

<b>UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects</b>			
<b>User Selected Options</b>			
Date/Time of Computation	02/04/2014 14:39:42		
From File	ProUCL sols Dumont.xls		
Full Precision	OFF		
Confidence Coefficient	95%		
Number of Bootstrap Operations	2000		
<b>Aluminium</b>			
<b>General Statistics</b>			
Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	21
		Number of Missing Observations	0
Minimum	1250	Mean	14130
Maximum	29900	Median	12800
SD	8038	Std. Error of Mean	1754
Coefficient of Variation	0.569	Skewness	0.308
<b>Normal GOF Test</b>			
Shapiro Wilk Test Statistic	0.964	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data appear Normal at 5% Significance Level	
Lilliefors Test Statistic	0.114	<b>Lilliefors GOF Test</b>	
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Normal at 5% Significance Level	
<b>Data appear Normal at 5% Significance Level</b>			
<b>Assuming Normal Distribution</b>			
<b>95% Normal UCL</b>		<b>95% UCLs (Adjusted for Skewness)</b>	
95% Student's-t UCL	17156	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	17142
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	17175
<b>Gamma GOF Test</b>			
A-D Test Statistic	0.287	<b>Anderson-Darling Gamma GOF Test</b>	
5% A-D Critical Value	0.752	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
K-S Test Statistic	0.103	<b>Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test</b>	
5% K-S Critical Value	0.191	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
<b>Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level</b>			
<b>Gamma Statistics</b>			
k hat (MLE)	2.459	k star (bias corrected MLE)	2.139
Theta hat (MLE)	5747	Theta star (bias corrected MLE)	6606
nu hat (MLE)	103.3	nu star (bias corrected)	89.84
MLE Mean (bias corrected)	14130	MLE Sd (bias corrected)	9661
		Approximate Chi Square Value (0.05)	68.99
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	67.58



**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.758	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.874	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.312	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.237	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	1.381	Standard Error of Mean	0.13
SD	0.575	<b>95% KM (BCA) UCL</b>	N/A
95% KM (t) UCL	1.606	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	1.595	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	1.772	95% KM Chebyshev UCL	1.949
97.5% KM Chebyshev UCL	2.195	99% KM Chebyshev UCL	2.677

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	1.801	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.737	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.33	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.229	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	6.703	k star (bias corrected MLE)	5.314
Theta hat (MLE)	0.234	Theta star (bias corrected MLE)	0.296
nu hat (MLE)	187.7	nu star (bias corrected)	148.8
MLE Mean (bias corrected)	1.571	MLE Sd (bias corrected)	0.682

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	5.76	nu hat (KM)	241.9
Approximate Chi Square Value (241.93, $\alpha$ )	206.9	Adjusted Chi Square Value (241.93, $\beta$ )	204.4
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	1.615	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	1.634

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	1.168
Maximum	3	Median	1
SD	0.794	CV	0.68
k hat (MLE)	1.375	k star (bias corrected MLE)	1.21
Theta hat (MLE)	0.849	Theta star (bias corrected MLE)	0.965
nu hat (MLE)	57.75	nu star (bias corrected)	50.84
MLE Mean (bias corrected)	1.168	MLE Sd (bias corrected)	1.062
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (50.84, $\alpha$ )	35.46	Adjusted Chi Square Value (50.84, $\beta$ )	34.48
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	1.674	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	1.722

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.745	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.874	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.324	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.237	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	1.244	Mean in Log Scale	0.0656
SD in Original Scale	0.709	SD in Log Scale	0.571
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1.511	95% Percentile Bootstrap UCL	1.492
95% BCA Bootstrap UCL	1.527	95% Bootstrap t UCL	1.55
95% H-UCL (Log ROS)	1.634		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	1.214	Mean in Log Scale	0.0193
SD in Original Scale	0.734	SD in Log Scale	0.61
95% t UCL (Assumes normality)	1.491	95% H-Stat UCL	1.634

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (BCA) UCL N/A

**Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Baryum**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	14
Number of Detects	13	Number of Non-Detects	8
Number of Distinct Detects	13	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	24	Minimum Non-Detect	20
Maximum Detect	154	Maximum Non-Detect	20
Variance Detects	2231	Percent Non-Detects	38.1%
Mean Detects	83.15	SD Detects	47.23
Median Detects	72	CV Detects	0.568
Skewness Detects	0.182	Kurtosis Detects	-1.688
Mean of Logged Detects	4.238	SD of Logged Detects	0.664



**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.895	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.866	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.202	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.246	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	59.1	Standard Error of Mean	10.69
SD	47.07	95% KM (BCA) UCL	74.62
95% KM (t) UCL	77.53	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	76.24
95% KM (z) UCL	76.68	95% KM Bootstrap t UCL	79.9
90% KM Chebyshev UCL	91.17	95% KM Chebyshev UCL	105.7
97.5% KM Chebyshev UCL	125.9	99% KM Chebyshev UCL	165.5

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.496	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.74	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.214	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.238	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	2.9	k star (bias corrected MLE)	2.282
Theta hat (MLE)	28.67	Theta star (bias corrected MLE)	36.44
nu hat (MLE)	75.4	nu star (bias corrected)	59.33
MLE Mean (bias corrected)	83.15	MLE Sd (bias corrected)	55.04

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	1.576	nu hat (KM)	66.21
Approximate Chi Square Value (66.21, $\alpha$ )	48.49	Adjusted Chi Square Value (66.21, $\beta$ )	47.32
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	80.7	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	82.69

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	53.34
Maximum	154	Median	37
SD	53.6	CV	1.005
k hat (MLE)	0.358	k star (bias corrected MLE)	0.339
Theta hat (MLE)	149	Theta star (bias corrected MLE)	157.5
nu hat (MLE)	15.04	nu star (bias corrected)	14.22
MLE Mean (bias corrected)	53.34	MLE Sd (bias corrected)	91.67
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (14.22, $\alpha$ )	6.723	Adjusted Chi Square Value (14.22, $\beta$ )	6.329
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	112.8	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	119.9

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.904	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.866	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.201	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.246	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	57	Mean in Log Scale	3.608
SD in Original Scale	50.18	SD in Log Scale	1.012
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	75.89	95% Percentile Bootstrap UCL	75.91
95% BCA Bootstrap UCL	74.96	95% Bootstrap t UCL	78.61
95% H-UCL (Log ROS)	110.3		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	3.765	95% H-UCL (KM -Log)	87.76
KM SD (logged)	0.785	95% Critical H Value (KM-Log)	2.289
KM Standard Error of Mean (logged)	0.178		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	55.29	Mean in Log Scale	3.501
SD in Original Scale	51.61	SD in Log Scale	1.092
95% t UCL (Assumes normality)	74.71	95% H-Stat UCL	116.1

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	77.53	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	76.24
----------------	-------	-----------------------------------	-------

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Calcium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	21
		Number of Missing Observations	0
Minimum	497	Mean	2376
Maximum	6080	Median	1460
SD	1830	Std. Error of Mean	399.2
Coefficient of Variation	0.77	Skewness	0.826

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.846
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908
Lilliefors Test Statistic	0.261
5% Lilliefors Critical Value	0.193

**Shapiro Wilk GOF Test**

Data Not Normal at 5% Significance Level

**Lilliefors GOF Test**

Data Not Normal at 5% Significance Level

**Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Assuming Normal Distribution**

**95% Normal UCL**

95% Student's-t UCL 3065

**95% UCLs (Adjusted for Skewness)**

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 3110

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 3077

**Gamma GOF Test**

A-D Test Statistic	0.813
5% A-D Critical Value	0.755
K-S Test Statistic	0.187
5% K-S Critical Value	0.192

**Anderson-Darling Gamma GOF Test**

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test**

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE)	1.844	k star (bias corrected MLE)	1.613
Theta hat (MLE)	1288	Theta star (bias corrected MLE)	1473
nu hat (MLE)	77.47	nu star (bias corrected)	67.73
MLE Mean (bias corrected)	2376	MLE Sd (bias corrected)	1871
		Approximate Chi Square Value (0.05)	49.79
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	48.61

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50) 3232

**95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50) 3311**

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.931
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908
Lilliefors Test Statistic	0.141
5% Lilliefors Critical Value	0.193

**Shapiro Wilk Lognormal GOF Test**

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Lilliefors Lognormal GOF Test**

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	6.209	Mean of logged Data	7.478
Maximum of Logged Data	8.713	SD of logged Data	0.799

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	3673	90% Chebyshev (MVUE) UCL	3743
95% Chebyshev (MVUE) UCL	4358	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	5210
99% Chebyshev (MVUE) UCL	6885		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	3033	95% Jackknife UCL	3065
95% Standard Bootstrap UCL	3033	95% Bootstrap-t UCL	3140
95% Hall's Bootstrap UCL	3074	95% Percentile Bootstrap UCL	3021
95% BCA Bootstrap UCL	3105		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	3574	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	4116
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	4869	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	6348

**Suggested UCL to Use**

95% Adjusted Gamma UCL 3311

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Chrome**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	18
		Number of Missing Observations	0
Minimum	4	Mean	38.52
Maximum	90	Median	37
SD	22.61	Std. Error of Mean	4.934
Coefficient of Variation	0.587	Skewness	0.531

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.966
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908
Lilliefors Test Statistic	0.121
5% Lilliefors Critical Value	0.193

**Shapiro Wilk GOF Test**

Data appear Normal at 5% Significance Level

**Lilliefors GOF Test**

Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Normal at 5% Significance Level

**Assuming Normal Distribution**

**95% Normal UCL**

95% Student's-t UCL 47.03

**95% UCLs (Adjusted for Skewness)**

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	47.25
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	47.13

**Gamma GOF Test**

A-D Test Statistic	0.208
5% A-D Critical Value	0.752
K-S Test Statistic	0.111
5% K-S Critical Value	0.191

**Anderson-Darling Gamma GOF Test**

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test**

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Gamma Statistics**

k hat (MLE)	2.473	k star (bias corrected MLE)	2.152
Theta hat (MLE)	15.58	Theta star (bias corrected MLE)	17.9
nu hat (MLE)	103.9	nu star (bias corrected)	90.37
MLE Mean (bias corrected)	38.52	MLE Sd (bias corrected)	26.26
		Approximate Chi Square Value (0.05)	69.45
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	68.05

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)	50.13	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	51.16
--	-------	--	-------

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.931	<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.151	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	1.386	Mean of logged Data	3.436
Maximum of Logged Data	4.5	SD of logged Data	0.754

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	60.3	90% Chebyshev (MVUE) UCL	62.15
95% Chebyshev (MVUE) UCL	71.93	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	85.5
99% Chebyshev (MVUE) UCL	112.2		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	46.64	95% Jackknife UCL	47.03
95% Standard Bootstrap UCL	46.42	95% Bootstrap-t UCL	47.47
95% Hall's Bootstrap UCL	47.29	95% Percentile Bootstrap UCL	47.19
95% BCA Bootstrap UCL	46.48		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	53.32	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	60.03
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	69.33	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	87.61

**Suggested UCL to Use**

95% Student's-t UCL	47.03
---------------------	-------

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Cobalt**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	15
Number of Detects	20	Number of Non-Detects	1
Number of Distinct Detects	14	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	3	Minimum Non-Detect	2
Maximum Detect	20	Maximum Non-Detect	2
Variance Detects	28.48	Percent Non-Detects	4.762%
Mean Detects	9.2	SD Detects	5.337
Median Detects	8.5	CV Detects	0.58
Skewness Detects	0.594	Kurtosis Detects	-0.688
Mean of Logged Detects	2.041	SD of Logged Detects	0.636

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.922	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.905	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.126	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.198	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	8.857	Standard Error of Mean	1.187
SD	5.303	95% KM (BCA) UCL	10.81
<b>95% KM (t) UCL</b>	<b>10.9</b>	<b>95% KM (Percentile Bootstrap) UCL</b>	<b>10.9</b>
95% KM (z) UCL	10.81	95% KM Bootstrap t UCL	11
90% KM Chebyshev UCL	12.42	95% KM Chebyshev UCL	14.03
97.5% KM Chebyshev UCL	16.27	99% KM Chebyshev UCL	20.67

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.367	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.748	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.122	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.195	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	2.968	k star (bias corrected MLE)	2.556
Theta hat (MLE)	3.1	Theta star (bias corrected MLE)	3.599
nu hat (MLE)	118.7	nu star (bias corrected)	102.2
MLE Mean (bias corrected)	9.2	MLE Sd (bias corrected)	5.754

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	2.79	nu hat (KM)	117.2
Approximate Chi Square Value (117.16, $\alpha$ )	93.17	Adjusted Chi Square Value (117.16, $\beta$ )	91.53
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	11.14	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	11.34

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.4	Mean	8.781
Maximum	20	Median	8
SD	5.545	CV	0.631
k hat (MLE)	1.988	k star (bias corrected MLE)	1.736
Theta hat (MLE)	4.417	Theta star (bias corrected MLE)	5.059
nu hat (MLE)	83.5	nu star (bias corrected)	72.91
MLE Mean (bias corrected)	8.781	MLE Sd (bias corrected)	6.665
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (72.91, $\alpha$ )	54.24	Adjusted Chi Square Value (72.91, $\beta$ )	53.01
95% Gamma Approximate UCL (use when n>=50)	11.8	95% Gamma Adjusted UCL (use when n<50)	12.08

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.926	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.905	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.131	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.198	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	8.839	Mean in Log Scale	1.967
SD in Original Scale	5.459	SD in Log Scale	0.707
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	10.89	95% Percentile Bootstrap UCL	10.74
95% BCA Bootstrap UCL	10.76	95% Bootstrap t UCL	11.14
95% H-UCL (Log ROS)	13		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	1.977	95% H-UCL (KM -Log)	12.48
KM SD (logged)	0.67	95% Critical H Value (KM-Log)	2.158
KM Standard Error of Mean (logged)	0.15		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	8.81	Mean in Log Scale	1.944
SD in Original Scale	5.501	SD in Log Scale	0.763
95% t UCL (Assumes normality)	10.88	95% H-Stat UCL	13.76

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**





**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.897	<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data Not Lognormal at 5% Significance Level	
Lilliefors Test Statistic	0.176	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>	
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Lognormal at 5% Significance Level	

**Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	0.693	Mean of logged Data	2.09
Maximum of Logged Data	3.367	SD of logged Data	0.906

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	19.98	90% Chebyshev (MVUE) UCL	19.66
95% Chebyshev (MVUE) UCL	23.18	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	28.08
99% Chebyshev (MVUE) UCL	37.69		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	14.04	95% Jackknife UCL	14.18
95% Standard Bootstrap UCL	13.94	95% Bootstrap-t UCL	14.36
95% Hall's Bootstrap UCL	14.34	95% Percentile Bootstrap UCL	13.95
95% BCA Bootstrap UCL	14.14		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	16.39	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	18.75
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	22.02	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	28.45

**Suggested UCL to Use**

**95% Student's-t UCL 14.18**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002)

and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Étain

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	3
Number of Detects	7	Number of Non-Detects	14
Number of Distinct Detects	3	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	5	Minimum Non-Detect	5
Maximum Detect	11	Maximum Non-Detect	5
Variance Detects	7.286	Percent Non-Detects	66.67%
Mean Detects	8.429	SD Detects	2.699
Median Detects	8	CV Detects	0.32
Skewness Detects	-0.353	Kurtosis Detects	-1.817
Mean of Logged Detects	2.082	SD of Logged Detects	0.353

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.818	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.258	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	6.143	Standard Error of Mean	0.511
SD	2.167	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	7.024	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	6.983	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	7.675	95% KM Chebyshev UCL	8.369
97.5% KM Chebyshev UCL	9.332	99% KM Chebyshev UCL	11.22

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.664	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.708	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.268	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.312	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	10.17	k star (bias corrected MLE)	5.904
Theta hat (MLE)	0.829	Theta star (bias corrected MLE)	1.428
nu hat (MLE)	142.3	nu star (bias corrected)	82.66
MLE Mean (bias corrected)	8.429	MLE Sd (bias corrected)	3.469

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	8.039	nu hat (KM)	337.6
Approximate Chi Square Value (337.64, $\alpha$ )	296.1	Adjusted Chi Square Value (337.64, $\beta$ )	293.1
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	7.006	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	7.077

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	3.876
Maximum	11	Median	2.968
SD	3.851	CV	0.994
k hat (MLE)	0.445	k star (bias corrected MLE)	0.413
Theta hat (MLE)	8.711	Theta star (bias corrected MLE)	9.381
nu hat (MLE)	18.69	nu star (bias corrected)	17.35
MLE Mean (bias corrected)	3.876	MLE Sd (bias corrected)	6.03
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (17.35, $\alpha$ )	8.923	Adjusted Chi Square Value (17.35, $\beta$ )	8.461
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	7.536	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	7.948

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.805	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.244	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	4.664	Mean in Log Scale	1.319
SD in Original Scale	3.231	SD in Log Scale	0.686
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	5.88	95% Percentile Bootstrap UCL	5.824
95% BCA Bootstrap UCL	6.015	95% Bootstrap t UCL	6.078
95% H-UCL (Log ROS)	6.608		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	1.767	95% H-UCL (KM -Log)	6.88
KM SD (logged)	0.292	95% Critical H Value (KM-Log)	1.827
KM Standard Error of Mean (logged)	0.0687		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	4.476	Mean in Log Scale	1.305
SD in Original Scale	3.223	SD in Log Scale	0.595
95% t UCL (Assumes normality)	5.689	95% H-Stat UCL	5.804

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	7.024	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
----------------	-------	-----------------------------------	-----

**Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL. Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006). However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Fer

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	21
		Number of Missing Observations	0
Minimum	1680	Mean	16784
Maximum	34900	Median	16900
SD	8658	Std. Error of Mean	1889
Coefficient of Variation	0.516	Skewness	0.355

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.979	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.1	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Normal at 5% Significance Level

**Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Assuming Normal Distribution**

<b>95% Normal UCL</b>	<b>95% UCLs (Adjusted for Skewness)</b>
95% Student's-t UCL 20042	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 20048
	95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 20067

**Gamma GOF Test**

A-D Test Statistic	0.292	<b>Anderson-Darling Gamma GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.749	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.105	<b>Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test</b>
5% K-S Critical Value	0.191	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE)	2.988	k star (bias corrected MLE)	2.593
Theta hat (MLE)	5617	Theta star (bias corrected MLE)	6473
nu hat (MLE)	125.5	nu star (bias corrected)	108.9
MLE Mean (bias corrected)	16784	MLE Sd (bias corrected)	10423
		Approximate Chi Square Value (0.05)	85.82
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	84.25

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)	21299	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	21697
--	-------	--	-------

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.885	<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.143	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	7.427	Mean of logged Data	9.552
Maximum of Logged Data	10.46	SD of logged Data	0.699

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	25289	90% Chebyshev (MVUE) UCL	26370
95% Chebyshev (MVUE) UCL	30293	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	35739
99% Chebyshev (MVUE) UCL	46435		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	19892	95% Jackknife UCL	20042
95% Standard Bootstrap UCL	19729	95% Bootstrap-t UCL	20189
95% Hall's Bootstrap UCL	20291	95% Percentile Bootstrap UCL	20008
95% BCA Bootstrap UCL	19966		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	22452	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	25019
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	28583	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	35583

**Suggested UCL to Use**

95% Student's-t UCL 20042

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Lithium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	8
Number of Detects	7	Number of Non-Detects	14
Number of Distinct Detects	7	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	22	Minimum Non-Detect	20
Maximum Detect	44	Maximum Non-Detect	20
Variance Detects	57.9	Percent Non-Detects	66.67%
Mean Detects	30.71	SD Detects	7.61
Median Detects	29	CV Detects	0.248
Skewness Detects	0.849	Kurtosis Detects	0.248
Mean of Logged Detects	3.4	SD of Logged Detects	0.239

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.94	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.199	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	23.57	Standard Error of Mean	1.529
SD	6.485	95% KM (BCA) UCL	26.24
95% KM (t) UCL	26.21	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	26.24
95% KM (z) UCL	26.09	95% KM Bootstrap t UCL	26.91
90% KM Chebyshev UCL	28.16	95% KM Chebyshev UCL	30.23
97.5% KM Chebyshev UCL	33.12	99% KM Chebyshev UCL	38.78

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.221	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.707	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.168	<b>Kolmogorov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.311	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	20.12	k star (bias corrected MLE)	11.59
Theta hat (MLE)	1.527	Theta star (bias corrected MLE)	2.65
nu hat (MLE)	281.7	nu star (bias corrected)	162.3
MLE Mean (bias corrected)	30.71	MLE Sd (bias corrected)	9.021

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	13.21	nu hat (KM)	554.9
Approximate Chi Square Value (554.89, $\alpha$ )	501.3	Adjusted Chi Square Value (554.89, $\beta$ )	497.3
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	26.09	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	26.3

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	15.1
Maximum	44	Median	12.81
SD	13.15	CV	0.871
k hat (MLE)	0.45	k star (bias corrected MLE)	0.418
Theta hat (MLE)	33.53	Theta star (bias corrected MLE)	36.14
nu hat (MLE)	18.92	nu star (bias corrected)	17.55
MLE Mean (bias corrected)	15.1	MLE Sd (bias corrected)	23.36
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (17.55, $\alpha$ )	9.065	Adjusted Chi Square Value (17.55, $\beta$ )	8.599
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	29.23	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	30.82

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.971	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.157	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	18.93	Mean in Log Scale	2.811
SD in Original Scale	10.07	SD in Log Scale	0.525
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	22.72	95% Percentile Bootstrap UCL	22.52
95% BCA Bootstrap UCL	23.22	95% Bootstrap t UCL	23.54
95% H-UCL (Log ROS)	24.17		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	3.13	95% H-UCL (KM -Log)	25.75
KM SD (logged)	0.229	95% Critical H Value (KM-Log)	1.788
KM Standard Error of Mean (logged)	0.0541		

<b>DL/2 Statistics</b>			
<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	16.9	Mean in Log Scale	2.668
SD in Original Scale	10.84	SD in Log Scale	0.546
95% t UCL (Assumes normality)	20.98	95% H-Stat UCL	21.44

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**  
**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

<b>Suggested UCL to Use</b>			
95% KM (t) UCL	26.21	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	26.24

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006). However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Manganèse**

<b>General Statistics</b>			
Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	21
		Number of Missing Observations	0
Minimum	39	Mean	215.9
Maximum	544	Median	150
SD	167.9	Std. Error of Mean	36.63
Coefficient of Variation	0.778	Skewness	0.846

<b>Normal GOF Test</b>		<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.866	Data Not Normal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	<b>Lilliefors GOF Test</b>	
Lilliefors Test Statistic	0.176	Data appear Normal at 5% Significance Level	
5% Lilliefors Critical Value	0.193		

**Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level**

<b>Assuming Normal Distribution</b>			
<b>95% Normal UCL</b>		<b>95% UCLs (Adjusted for Skewness)</b>	
95% Student's-t UCL	279	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	283.3
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	280.2

<b>Gamma GOF Test</b>			
A-D Test Statistic	0.419	<b>Anderson-Darling Gamma GOF Test</b>	
5% A-D Critical Value	0.756	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
K-S Test Statistic	0.105	<b>Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test</b>	
5% K-S Critical Value	0.192	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE)	1.73	k star (bias corrected MLE)	1.515
Theta hat (MLE)	124.7	Theta star (bias corrected MLE)	142.5
nu hat (MLE)	72.67	nu star (bias corrected)	63.63
MLE Mean (bias corrected)	215.9	MLE Sd (bias corrected)	175.4
		Approximate Chi Square Value (0.05)	46.28
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	45.14

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)	296.8	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	304.3
--	-------	--	-------

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.951	<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.106	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	3.664	Mean of logged Data	5.059
Maximum of Logged Data	6.299	SD of logged Data	0.845

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	351.3	90% Chebyshev (MVUE) UCL	353.1
95% Chebyshev (MVUE) UCL	413.5	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	497.2
99% Chebyshev (MVUE) UCL	661.7		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	276.1	95% Jackknife UCL	279
95% Standard Bootstrap UCL	274.2	95% Bootstrap-t UCL	286.6
95% Hall's Bootstrap UCL	280.6	95% Percentile Bootstrap UCL	276.1
95% BCA Bootstrap UCL	286.2		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	325.7	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	375.5
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	444.6	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	580.3

**Suggested UCL to Use**

**95% Student's-t UCL 279**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002)

and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.



**Magnésium**

<b>General Statistics</b>			
Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	21
		Number of Missing Observations	0
Minimum	345	Mean	4764
Maximum	12000	Median	3820
SD	3359	Std. Error of Mean	732.9
Coefficient of Variation	0.705	Skewness	0.741

<b>Normal GOF Test</b>		<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.925	Data appear Normal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908		
Lilliefors Test Statistic	0.19	<b>Lilliefors GOF Test</b>	
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Normal at 5% Significance Level	

**Data appear Normal at 5% Significance Level**

<b>Assuming Normal Distribution</b>		<b>95% UCLs (Adjusted for Skewness)</b>	
<b>95% Normal UCL</b>		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	6097
95% Student's-t UCL	6029	95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	6048

<b>Gamma GOF Test</b>		<b>Anderson-Darling Gamma GOF Test</b>	
A-D Test Statistic	0.235	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
5% A-D Critical Value	0.756		
K-S Test Statistic	0.101	<b>Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test</b>	
5% K-S Critical Value	0.192	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

<b>Gamma Statistics</b>			
k hat (MLE)	1.751	k star (bias corrected MLE)	1.532
Theta hat (MLE)	2721	Theta star (bias corrected MLE)	3109
nu hat (MLE)	73.53	nu star (bias corrected)	64.36
MLE Mean (bias corrected)	4764	MLE Sd (bias corrected)	3849
		Approximate Chi Square Value (0.05)	46.9
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	45.76

<b>Assuming Gamma Distribution</b>			
95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))	6538	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	6701

<b>Lognormal GOF Test</b>		<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.928	Data appear Lognormal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908		
Lilliefors Test Statistic	0.152	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>	
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Lognormal at 5% Significance Level	

**Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	5.844	Mean of logged Data	8.157
Maximum of Logged Data	9.393	SD of logged Data	0.919

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	8817	90% Chebyshev (MVUE) UCL	8632
95% Chebyshev (MVUE) UCL	10197	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	12368
99% Chebyshev (MVUE) UCL	16633		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	5970	95% Jackknife UCL	6029
95% Standard Bootstrap UCL	5950	95% Bootstrap-t UCL	6278
95% Hall's Bootstrap UCL	6095	95% Percentile Bootstrap UCL	5908
95% BCA Bootstrap UCL	6109		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	6963	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	7959
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	9342	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	12057

**Suggested UCL to Use**

95% Student's-t UCL 6029

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Molybdène**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	2
Number of Detects	7	Number of Non-Detects	14
Number of Distinct Detects	2	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	2	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	0.238	Percent Non-Detects	66.67%
Mean Detects	1.286	SD Detects	0.488
Median Detects	1	CV Detects	0.38
Skewness Detects	1.23	Kurtosis Detects	-0.84
Mean of Logged Detects	0.198	SD of Logged Detects	0.338

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.601	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.435	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	1.095	Standard Error of Mean	0.0692
SD	0.294	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	1.215	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	1.209	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	1.303	95% KM Chebyshev UCL	1.397
97.5% KM Chebyshev UCL	1.527	99% KM Chebyshev UCL	1.784

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	1.57	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.709	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.452	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.312	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	9.549	k star (bias corrected MLE)	5.552
Theta hat (MLE)	0.135	Theta star (bias corrected MLE)	0.232
nu hat (MLE)	133.7	nu star (bias corrected)	77.73
MLE Mean (bias corrected)	1.286	MLE Sd (bias corrected)	0.546

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	13.92	nu hat (KM)	584.7
Approximate Chi Square Value (584.68, $\alpha$ )	529.6	Adjusted Chi Square Value (584.68, $\beta$ )	525.6
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	1.209	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	1.218

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	0.541
Maximum	2	Median	0.324
SD	0.626	CV	1.156
k hat (MLE)	0.491	k star (bias corrected MLE)	0.452
Theta hat (MLE)	1.103	Theta star (bias corrected MLE)	1.197
nu hat (MLE)	20.6	nu star (bias corrected)	18.99
MLE Mean (bias corrected)	0.541	MLE Sd (bias corrected)	0.805
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (18.99, $\alpha$ )	10.11	Adjusted Chi Square Value (18.99, $\beta$ )	9.615
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	1.016	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	1.069

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.601	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.435	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	0.728	Mean in Log Scale	-0.517
SD in Original Scale	0.503	SD in Log Scale	0.644
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.918	95% Percentile Bootstrap UCL	0.912
95% BCA Bootstrap UCL	0.953	95% Bootstrap t UCL	1.01
95% H-UCL (Log ROS)	0.998		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	0.762	Mean in Log Scale	-0.396
SD in Original Scale	0.464	SD in Log Scale	0.469
95% t UCL (Assumes normality)	0.937	95% H-Stat UCL	0.922

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	1.215	95% KM (% Bootstrap) UCL	N/A
----------------	-------	--------------------------	-----

**Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL. Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006). However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Nickel**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	17
Number of Detects	20	Number of Non-Detects	1
Number of Distinct Detects	17	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	2	Minimum Non-Detect	2
Maximum Detect	49	Maximum Non-Detect	2
Variance Detects	185.2	Percent Non-Detects	4.762%
Mean Detects	23.6	SD Detects	13.61
Median Detects	27	CV Detects	0.577
Skewness Detects	0.125	Kurtosis Detects	-1.011
Mean of Logged Detects	2.923	SD of Logged Detects	0.819

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.958	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.905	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.149	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.198	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	22.57	Standard Error of Mean	3.076
SD	13.74	95% KM (BCA) UCL	27.86
95% KM (t) UCL	27.88	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	27.57
95% KM (z) UCL	27.63	95% KM Bootstrap t UCL	27.89
90% KM Chebyshev UCL	31.8	95% KM Chebyshev UCL	35.98
97.5% KM Chebyshev UCL	41.78	99% KM Chebyshev UCL	53.17

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.487	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.751	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.216	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.196	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	2.247	k star (bias corrected MLE)	1.943
Theta hat (MLE)	10.5	Theta star (bias corrected MLE)	12.15
nu hat (MLE)	89.87	nu star (bias corrected)	77.73
MLE Mean (bias corrected)	23.6	MLE Sd (bias corrected)	16.93

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	2.7	nu hat (KM)	113.4
Approximate Chi Square Value (113.38, $\alpha$ )	89.8	Adjusted Chi Square Value (113.38, $\beta$ )	88.19
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	28.5	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	29.02

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	2	Mean	22.63
Maximum	49	Median	27
SD	13.99	CV	0.618
k hat (MLE)	1.93	k star (bias corrected MLE)	1.686
Theta hat (MLE)	11.72	Theta star (bias corrected MLE)	13.42
nu hat (MLE)	81.06	nu star (bias corrected)	70.81
MLE Mean (bias corrected)	22.63	MLE Sd (bias corrected)	17.43
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (70.81, $\alpha$ )	52.44	Adjusted Chi Square Value (70.81, $\beta$ )	51.22
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	30.56	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	31.28

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.892	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.905	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.226	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.198	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	22.61	Mean in Log Scale	2.832
SD in Original Scale	14.02	SD in Log Scale	0.899
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	27.89	95% Percentile Bootstrap UCL	27.65
95% BCA Bootstrap UCL	27.65	95% Bootstrap t UCL	27.88
95% H-UCL (Log ROS)	41.46		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	22.52	Mean in Log Scale	2.783
SD in Original Scale	14.15	SD in Log Scale	1.021
95% t UCL (Assumes normality)	27.85	95% H-Stat UCL	49.27

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	27.88	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	27.57
----------------	-------	-----------------------------------	-------

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Plomb**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	8
Number of Detects	10	Number of Non-Detects	11
Number of Distinct Detects	8	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	5	Minimum Non-Detect	5
Maximum Detect	17	Maximum Non-Detect	5
Variance Detects	13.6	Percent Non-Detects	52.38%
Mean Detects	9.4	SD Detects	3.688
Median Detects	9.5	CV Detects	0.392
Skewness Detects	0.699	Kurtosis Detects	0.714
Mean of Logged Detects	2.17	SD of Logged Detects	0.4

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.93	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.842	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.14	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.28	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	7.095	Standard Error of Mean	0.751
SD	3.265	95% KM (BCA) UCL	8.381
95% KM (t) UCL	8.39	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	8.286
95% KM (z) UCL	8.33	95% KM Bootstrap t UCL	8.88
90% KM Chebyshev UCL	9.348	95% KM Chebyshev UCL	10.37
97.5% KM Chebyshev UCL	11.78	99% KM Chebyshev UCL	14.57

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.294	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.727	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.141	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.267	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	7.272	k star (bias corrected MLE)	5.157
Theta hat (MLE)	1.293	Theta star (bias corrected MLE)	1.823
nu hat (MLE)	145.4	nu star (bias corrected)	103.1
MLE Mean (bias corrected)	9.4	MLE Sd (bias corrected)	4.139

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	4.724	nu hat (KM)	198.4
Approximate Chi Square Value (198.39, $\alpha$ )	166.8	Adjusted Chi Square Value (198.39, $\beta$ )	164.6
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	8.439	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	8.553

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	5.134
Maximum	17	Median	3.846
SD	4.953	CV	0.965
k hat (MLE)	0.45	k star (bias corrected MLE)	0.417
Theta hat (MLE)	11.41	Theta star (bias corrected MLE)	12.3
nu hat (MLE)	18.9	nu star (bias corrected)	17.53
MLE Mean (bias corrected)	5.134	MLE Sd (bias corrected)	7.947
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (17.53, $\alpha$ )	9.054	Adjusted Chi Square Value (17.53, $\beta$ )	8.587
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	9.943	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	10.48

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.939	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.842	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.129	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.28	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	6.007	Mean in Log Scale	1.559
SD in Original Scale	4.204	SD in Log Scale	0.714
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	7.589	95% Percentile Bootstrap UCL	7.609
95% BCA Bootstrap UCL	7.632	95% Bootstrap t UCL	7.809
95% H-UCL (Log ROS)	8.724		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	1.877	95% H-UCL (KM -Log)	8.268
KM SD (logged)	0.384	95% Critical H Value (KM-Log)	1.892
KM Standard Error of Mean (logged)	0.0882		

**DL/2 Statistics**

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	5.786	Mean in Log Scale	1.513
SD in Original Scale	4.312	SD in Log Scale	0.696
95% t UCL (Assumes normality)	7.408	95% H-Stat UCL	8.13

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	8.39	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	8.286
----------------	------	-----------------------------------	-------

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Potassium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	19
Number of Detects	18	Number of Non-Detects	3
Number of Distinct Detects	18	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	106	Minimum Non-Detect	100
Maximum Detect	3380	Maximum Non-Detect	100
Variance Detects	1117165	Percent Non-Detects	14.29%
Mean Detects	1046	SD Detects	1057
Median Detects	604.5	CV Detects	1.01
Skewness Detects	1.112	Kurtosis Detects	0.311
Mean of Logged Detects	6.356	SD of Logged Detects	1.208

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.833	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.897	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.199	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.209	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**



Mean	911.2	Standard Error of Mean	226.1
SD	1007	95% KM (BCA) UCL	1300
95% KM (t) UCL	1301	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1300
95% KM (z) UCL	1283	95% KM Bootstrap t UCL	1405
90% KM Chebyshev UCL	1590	95% KM Chebyshev UCL	1897
97.5% KM Chebyshev UCL	2323	99% KM Chebyshev UCL	3161

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.564	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.768	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.176	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.21	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	0.97	k star (bias corrected MLE)	0.845
Theta hat (MLE)	1079	Theta star (bias corrected MLE)	1238
nu hat (MLE)	34.9	nu star (bias corrected)	30.42
MLE Mean (bias corrected)	1046	MLE Sd (bias corrected)	1138

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.819	nu hat (KM)	34.39
Approximate Chi Square Value (34.39, $\alpha$ )	21.97	Adjusted Chi Square Value (34.39, $\beta$ )	21.21
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	1426	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	1477

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	896.9
Maximum	3380	Median	318
SD	1044	CV	1.164
k hat (MLE)	0.337	k star (bias corrected MLE)	0.32
Theta hat (MLE)	2663	Theta star (bias corrected MLE)	2799
nu hat (MLE)	14.14	nu star (bias corrected)	13.46
MLE Mean (bias corrected)	896.9	MLE Sd (bias corrected)	1584
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (13.46, $\alpha$ )	6.202	Adjusted Chi Square Value (13.46, $\beta$ )	5.826
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	1946	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	2072

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.916	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.897	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.138	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.209	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	902.2	Mean in Log Scale	5.955
SD in Original Scale	1040	SD in Log Scale	1.508
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1293	95% Percentile Bootstrap UCL	1284
95% BCA Bootstrap UCL	1386	95% Bootstrap t UCL	1400
95% H-UCL (Log ROS)	3685		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	6.106	95% H-UCL (KM -Log)	2204
KM SD (logged)	1.248	95% Critical H Value (KM-Log)	2.919
KM Standard Error of Mean (logged)	0.28		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	904	Mean in Log Scale	6.006
SD in Original Scale	1038	SD in Log Scale	1.417
95% t UCL (Assumes normality)	1295	95% H-Stat UCL	3034

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Approximate Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	1301	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1300
----------------	------	-----------------------------------	------

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Silicium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	18
		Number of Missing Observations	0
Minimum	234	Mean	821.7
Maximum	4090	Median	364
SD	1126	Std. Error of Mean	245.7
Coefficient of Variation	1.37	Skewness	2.556

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.531
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908
Lilliefors Test Statistic	0.342
5% Lilliefors Critical Value	0.193

**Shapiro Wilk GOF Test**

Data Not Normal at 5% Significance Level

**Lilliefors GOF Test**

Data Not Normal at 5% Significance Level

**Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Assuming Normal Distribution**

**95% Normal UCL**

95% Student's-t UCL 1245

**95% UCLs (Adjusted for Skewness)**

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 1372

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 1268

**Gamma GOF Test**

A-D Test Statistic 2.865

5% A-D Critical Value 0.765

K-S Test Statistic 0.32

5% K-S Critical Value 0.194

**Anderson-Darling Gamma GOF Test**

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test**

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE) 1.192

Theta hat (MLE) 689.1

nu hat (MLE) 50.08

MLE Mean (bias corrected) 821.7

Adjusted Level of Significance 0.0383

k star (bias corrected MLE) 1.054

Theta star (bias corrected MLE) 779.8

nu star (bias corrected) 44.26

MLE Sd (bias corrected) 800.4

Approximate Chi Square Value (0.05) 30

Adjusted Chi Square Value 29.1

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50) 1212

95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50) 1250

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic 0.762

5% Shapiro Wilk Critical Value 0.908

Lilliefors Test Statistic 0.269

5% Lilliefors Critical Value 0.193

**Shapiro Wilk Lognormal GOF Test**

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

**Lilliefors Lognormal GOF Test**

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

**Data Not Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data 5.455

Maximum of Logged Data 8.316

Mean of logged Data 6.237

SD of logged Data 0.845

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL 1141

95% Chebyshev (MVUE) UCL 1343

99% Chebyshev (MVUE) UCL 2148

90% Chebyshev (MVUE) UCL 1147

97.5% Chebyshev (MVUE) UCL 1614

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL 1226

95% Standard Bootstrap UCL 1215

95% Hall's Bootstrap UCL 2482

95% BCA Bootstrap UCL 1389

90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 1559

97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 2356

95% Jackknife UCL 1245

95% Bootstrap-t UCL 2095

95% Percentile Bootstrap UCL 1244

**95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 1893**

99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 3266

**Suggested UCL to Use**

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 1893

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Sodium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	13
Number of Detects	12	Number of Non-Detects	9
Number of Distinct Detects	12	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	102	Minimum Non-Detect	100
Maximum Detect	458	Maximum Non-Detect	100
Variance Detects	19877	Percent Non-Detects	42.86%
Mean Detects	277.1	SD Detects	141
Median Detects	267.5	CV Detects	0.509
Skewness Detects	0.0048	Kurtosis Detects	-1.921
Mean of Logged Detects	5.481	SD of Logged Detects	0.586

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.869	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.207	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	201.2	Standard Error of Mean	30.66
SD	134.5	95% KM (BCA) UCL	253.6
95% KM (t) UCL	254.1	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	250
95% KM (z) UCL	251.6	95% KM Bootstrap t UCL	264.8
90% KM Chebyshev UCL	293.2	95% KM Chebyshev UCL	334.8
97.5% KM Chebyshev UCL	392.6	99% KM Chebyshev UCL	506.2

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.646	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.737	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.224	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.247	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	3.645	k star (bias corrected MLE)	2.789
Theta hat (MLE)	76.02	Theta star (bias corrected MLE)	99.34
nu hat (MLE)	87.48	nu star (bias corrected)	66.94
MLE Mean (bias corrected)	277.1	MLE Sd (bias corrected)	165.9

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

	k hat (KM)	2.237	nu hat (KM)	93.97
Approximate Chi Square Value (93.97, $\alpha$ )	72.61		Adjusted Chi Square Value (93.97, $\beta$ )	71.17
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	260.4		95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	265.6

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	169.7
Maximum	458	Median	108
SD	165.9	CV	0.978
k hat (MLE)	0.336	k star (bias corrected MLE)	0.32
Theta hat (MLE)	504.4	Theta star (bias corrected MLE)	530.1
nu hat (MLE)	14.13	nu star (bias corrected)	13.44
MLE Mean (bias corrected)	169.7	MLE Sd (bias corrected)	299.9
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (13.44, $\alpha$ )	6.192	Adjusted Chi Square Value (13.44, $\beta$ )	5.816
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	368.4	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	392.1

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.869	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.214	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	183.4	Mean in Log Scale	4.839
SD in Original Scale	153.1	SD in Log Scale	0.923
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	241.1	95% Percentile Bootstrap UCL	236
95% BCA Bootstrap UCL	245.7	95% Bootstrap t UCL	248.6
95% H-UCL (Log ROS)	321.4		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	5.106	95% H-UCL (KM -Log)	263.2
KM SD (logged)	0.606	95% Critical H Value (KM-Log)	2.091
KM Standard Error of Mean (logged)	0.138		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	179.8	Mean in Log Scale	4.809
SD in Original Scale	155.5	SD in Log Scale	0.906
95% t UCL (Assumes normality)	238.3	95% H-Stat UCL	303.1

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL 254.1

95% KM (Percentile Bootstrap) UCL 250

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Strontium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	13
		Number of Missing Observations	0
Minimum	3	Mean	14.38
Maximum	32	Median	9
SD	10.31	Std. Error of Mean	2.25
Coefficient of Variation	0.717	Skewness	0.639

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.848
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908
Lilliefors Test Statistic	0.223
5% Lilliefors Critical Value	0.193

**Shapiro Wilk GOF Test**

Data Not Normal at 5% Significance Level

**Lilliefors GOF Test**

Data Not Normal at 5% Significance Level

**Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Assuming Normal Distribution**

**95% Normal UCL**

95% Student's-t UCL 18.26

**95% UCLs (Adjusted for Skewness)**

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	18.42
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	18.31

**Gamma GOF Test**

A-D Test Statistic	0.876
5% A-D Critical Value	0.754
K-S Test Statistic	0.179
5% K-S Critical Value	0.192

**Anderson-Darling Gamma GOF Test**

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test**

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE)	2.019	k star (bias corrected MLE)	1.763
Theta hat (MLE)	7.121	Theta star (bias corrected MLE)	8.159
nu hat (MLE)	84.81	nu star (bias corrected)	74.03
MLE Mean (bias corrected)	14.38	MLE Sd (bias corrected)	10.83
		Approximate Chi Square Value (0.05)	55.22
Adjusted Level of Significance	0.0383	Adjusted Chi Square Value	53.97

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50) 19.28

95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50) 19.73

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.917	<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.166	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	1.099	Mean of logged Data	2.398
Maximum of Logged Data	3.466	SD of logged Data	0.767

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	21.8	90% Chebyshev (MVUE) UCL	22.4
95% Chebyshev (MVUE) UCL	25.97	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	30.93
99% Chebyshev (MVUE) UCL	40.66		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	18.08	95% Jackknife UCL	18.26
95% Standard Bootstrap UCL	18.09	95% Bootstrap-t UCL	18.54
95% Hall's Bootstrap UCL	18.06	95% Percentile Bootstrap UCL	18
95% BCA Bootstrap UCL	18.24		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	21.13	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	24.19
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	28.43	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	36.77

**Suggested UCL to Use**

**95% Adjusted Gamma UCL 19.73**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL. These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets. For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Titane**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	21
		Number of Missing Observations	0
Minimum	120	Mean	918.9
Maximum	2180	Median	835
SD	524.8	Std. Error of Mean	114.5
Coefficient of Variation	0.571	Skewness	0.72

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.954	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.908	Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.106	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.193	Data appear Normal at 5% Significance Level

**Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Assuming Normal Distribution**

**95% Normal UCL**

95% Student's-t UCL 1116

**95% UCLs (Adjusted for Skewness)**

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 1126  
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 1119

**Gamma GOF Test**

A-D Test Statistic 0.142  
5% A-D Critical Value 0.75  
K-S Test Statistic 0.0792  
5% K-S Critical Value 0.191

**Anderson-Darling Gamma GOF Test**

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test**

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE) 2.844  
Theta hat (MLE) 323.1  
nu hat (MLE) 119.4  
MLE Mean (bias corrected) 918.9  
Adjusted Level of Significance 0.0383

k star (bias corrected MLE) 2.469  
Theta star (bias corrected MLE) 372.1  
nu star (bias corrected) 103.7  
MLE Sd (bias corrected) 584.8  
Approximate Chi Square Value (0.05) 81.2  
Adjusted Chi Square Value 79.67

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50) 1173

95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50) 1196

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic 0.947  
5% Shapiro Wilk Critical Value 0.908  
Lilliefors Test Statistic 0.0902  
5% Lilliefors Critical Value 0.193

**Shapiro Wilk Lognormal GOF Test**

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Lilliefors Lognormal GOF Test**

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data 4.787  
Maximum of Logged Data 7.687

Mean of logged Data 6.637  
SD of logged Data 0.683

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL 1343  
95% Chebyshev (MVUE) UCL 1609  
99% Chebyshev (MVUE) UCL 2454

90% Chebyshev (MVUE) UCL 1404  
97.5% Chebyshev (MVUE) UCL 1894

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	1107	95% Jackknife UCL	1116
95% Standard Bootstrap UCL	1103	95% Bootstrap-t UCL	1142
95% Hall's Bootstrap UCL	1125	95% Percentile Bootstrap UCL	1112
95% BCA Bootstrap UCL	1115		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	1262	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	1418
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	1634	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	2058



**Suggested UCL to Use**

95% Student's-t UCL 1116

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Vanadium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	21	Number of Distinct Observations	19
Number of Detects	19	Number of Non-Detects	2
Number of Distinct Detects	18	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	17	Minimum Non-Detect	15
Maximum Detect	74	Maximum Non-Detect	15
Variance Detects	261.4	Percent Non-Detects	9.524%
Mean Detects	37.58	SD Detects	16.17
Median Detects	36	CV Detects	0.43
Skewness Detects	0.629	Kurtosis Detects	-0.302
Mean of Logged Detects	3.537	SD of Logged Detects	0.439

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.94	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.901	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.125	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.203	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	35.43	Standard Error of Mean	3.67
SD	16.37	95% KM (BCA) UCL	41.33
<b>95% KM (t) UCL</b>	<b>41.76</b>	<b>95% KM (Percentile Bootstrap) UCL</b>	<b>41.29</b>
95% KM (z) UCL	41.47	95% KM Bootstrap t UCL	42.11
90% KM Chebyshev UCL	46.44	95% KM Chebyshev UCL	51.43
97.5% KM Chebyshev UCL	58.35	99% KM Chebyshev UCL	71.94

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.268	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.742	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.113	<b>Kolmogrov-Smirnoff GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.199	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	5.765	k star (bias corrected MLE)	4.89
Theta hat (MLE)	6.518	Theta star (bias corrected MLE)	7.685
nu hat (MLE)	219.1	nu star (bias corrected)	185.8
MLE Mean (bias corrected)	37.58	MLE Sd (bias corrected)	16.99

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

	k hat (KM)	4.684	nu hat (KM)	196.7
Approximate Chi Square Value (196.74, $\alpha$ )	165.3		Adjusted Chi Square Value (196.74, $\beta$ )	163.1
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	42.17		95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	42.74

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	6.039	Mean	34.74
Maximum	74	Median	33
SD	17.77	CV	0.511
k hat (MLE)	3.397	k star (bias corrected MLE)	2.944
Theta hat (MLE)	10.23	Theta star (bias corrected MLE)	11.8
nu hat (MLE)	142.7	nu star (bias corrected)	123.6
MLE Mean (bias corrected)	34.74	MLE Sd (bias corrected)	20.25
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (123.64, $\alpha$ )	98.96	Adjusted Chi Square Value (123.64, $\beta$ )	97.26
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	43.41	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	44.17

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.961	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.901	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.108	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.203	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	35.16	Mean in Log Scale	3.438
SD in Original Scale	17.14	SD in Log Scale	0.522
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	41.61	95% Percentile Bootstrap UCL	41.33
95% BCA Bootstrap UCL	41.68	95% Bootstrap t UCL	42.27
95% H-UCL (Log ROS)	45.1		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	3.458	95% H-UCL (KM -Log)	43.77
KM SD (logged)	0.474	95% Critical H Value (KM-Log)	1.966
KM Standard Error of Mean (logged)	0.106		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	34.71	Mean in Log Scale	3.392
SD in Original Scale	17.81	SD in Log Scale	0.619
95% t UCL (Assumes normality)	41.42	95% H-Stat UCL	48.19

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**



**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

	k hat (KM)	2.249	nu hat (KM)	94.47
Approximate Chi Square Value (94.47, $\alpha$ )	73.05		Adjusted Chi Square Value (94.47, $\beta$ )	71.61
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	47.29		95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	48.25

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.84	Mean	36.37
Maximum	89	Median	28
SD	25.26	CV	0.695
k hat (MLE)	1.57	k star (bias corrected MLE)	1.377
Theta hat (MLE)	23.17	Theta star (bias corrected MLE)	26.41
nu hat (MLE)	65.94	nu star (bias corrected)	57.85
MLE Mean (bias corrected)	36.37	MLE Sd (bias corrected)	30.99
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0383
Approximate Chi Square Value (57.85, $\alpha$ )	41.37	Adjusted Chi Square Value (57.85, $\beta$ )	40.3
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	50.87	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	52.22

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.925	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.905	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.182	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.198	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	36.58	Mean in Log Scale	3.329
SD in Original Scale	24.98	SD in Log Scale	0.806
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	45.98	95% Percentile Bootstrap UCL	45.63
95% BCA Bootstrap UCL	45.86	95% Bootstrap t UCL	46.89
95% H-UCL (Log ROS)	58.62		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	3.328	95% H-UCL (KM -Log)	57.11
KM SD (logged)	0.79	95% Critical H Value (KM-Log)	2.295
KM Standard Error of Mean (logged)	0.177		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	36.45	Mean in Log Scale	3.295
SD in Original Scale	25.15	SD in Log Scale	0.893
95% t UCL (Assumes normality)	45.92	95% H-Stat UCL	65.17

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Approximate Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL 45.99

95% KM (Percentile Bootstrap) UCL 45.76

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.





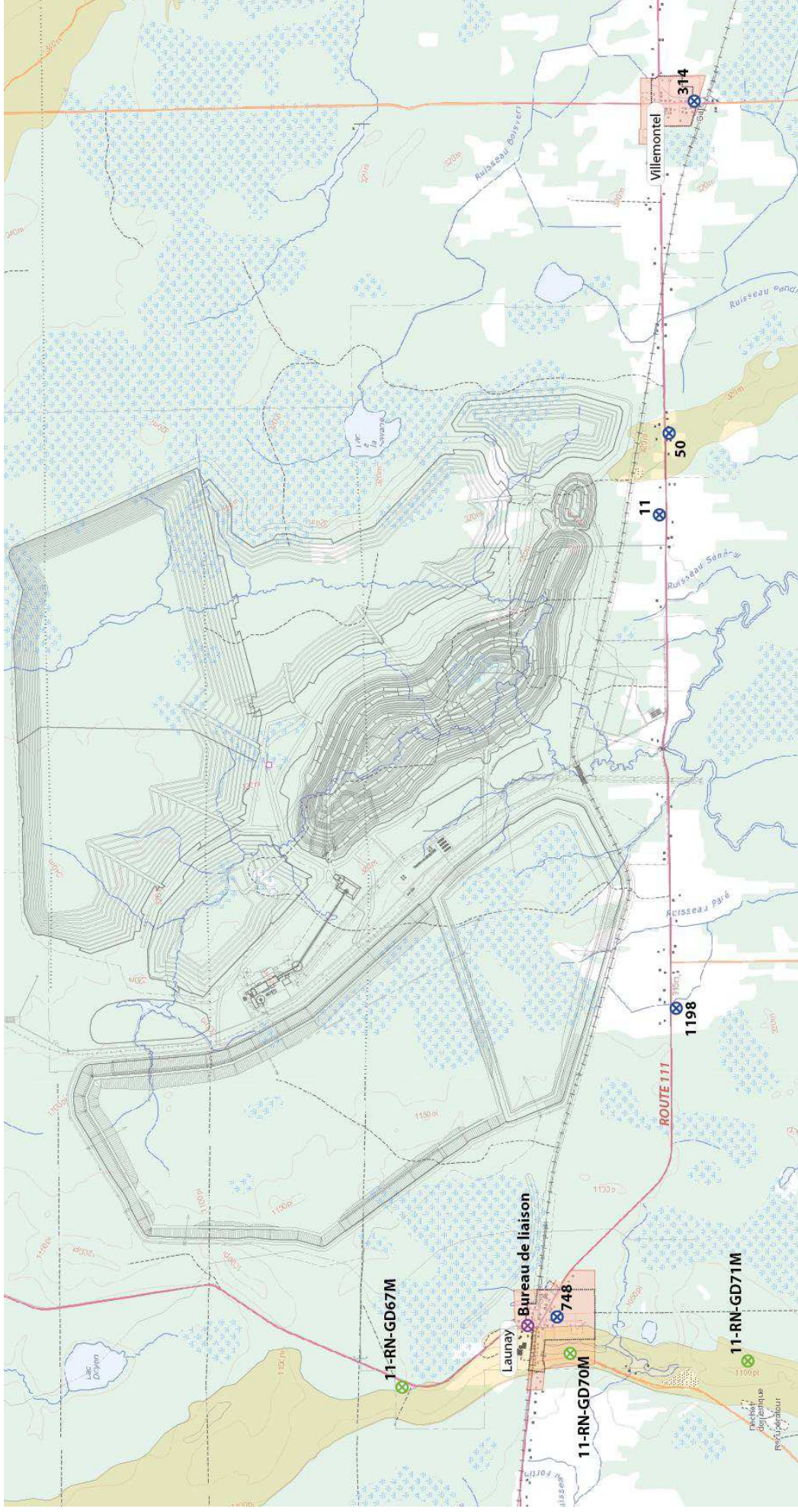
Tableau B-3. Concentrations (µg/L) de métaux dans l'eau souterraine pertinentes pour le projet Dumont

Critère eau potable <sup>1</sup>	Résidences privées														
	314, rue Sauvé, Villemontel			11 Rte 111			50 RTE 111			1198 RTE 111			748 du Lac. Launay		
	05-juin-12	11-oct-12	04-déc-03	30-juil-12	11-oct-12	05-nov-13	04-juin-12	10-oct-12	04-déc-03	04-juin-12	10-oct-12	04-déc-13	05-juil-12	15-oct-12	04-déc-13
Aluminium dissous	-	< 3,0	< 1	< 3,0	< 3,0	< 1	< 3,0	< 3,0	< 1	< 3,0	< 10	< 3,0	< 3,0	< 10	
Antimoine dissous	6	< 3,0	< 1	< 3,0	< 3,0	< 1	< 3,0	< 3,0	< 1	< 3,0	< 1	< 3,0	< 3,0	< 1	
Argent dissous	100	< 0,2	< 2	< 0,2	< 0,2	< 2	< 0,2	< 0,2	< 2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	
Arsenic dissous	10	< 1,0	1	< 1,0	< 1,0	< 1,0	61,8*	70*	62*	< 1,0	1	< 1,0	< 1,0	2	
Baryum dissous	1 000	< 30	7	40	31	27	< 30	< 30	12	< 30	14	36	32	39	
Béryllium dissous	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Bore dissous	5 000	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	
Cadmium dissous	5	< 0,8	< 0,5	< 0,8	< 0,8	< 0,5	< 0,8	< 0,8	< 0,5	< 0,8	< 0,5	< 0,8	< 0,8	< 0,5	
Chrome dissous	50	< 10	3	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	3	< 10	2	< 10	< 10	4	
Chrome hexavalent	-	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	< 11	
Cobalt dissous	-	2	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Cuivre dissous	1 000	< 3	4	98	75	69	< 3	< 3	< 1	5	21	5	< 3	6	
Étain dissous	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Fer dissous	-	< 300	3800	< 300	305	720	< 300	< 300	1930	< 300	310	< 300	< 300	5610	
Manganèse dissous	-	560	664	33	197	155	< 5	< 5	283	146	173	225	315	336	
Mercurure dissous	1	-	< 0,1	-	-	< 0,1	-	-	< 0,1	-	< 0,1	-	-	< 0,1	
Molybdène dissous	-	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	2	< 10	1	< 10	< 10	< 10	
Nickel dissous	-	< 3	< 1	< 3	< 3	< 1	< 3	< 3	< 1	< 3	< 1	< 3	< 3	< 1	
Plomb dissous	10	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Sélénium dissous	10	< 2	< 1	< 2	< 2	< 1	< 2	< 2	< 1	< 2	< 1	< 2	< 2	< 1	
Strontium dissous	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Thallium dissous	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Titane dissous	-	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Uranium dissous	20	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	
Vanadium	-	2	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	2	< 1	< 1	2	
Zinc dissous	5 000	91	80	61	3 500	918	< 3	< 3	< 3	23	53	10	4	6	
Fluorures	1 500														

\*: Les concentrations d'arsenic dans ces trois échantillons n'ont donc pas été considérées pour estimer la concentration moyenne représentative de l'eau souterraine utilisée comme eau potable à l'échelle locale (voir explication à la section 4.1.2 du rapport).

xxx Valeur supérieure au critère pour l'eau potable





Localisation des points d'échantillonnage de l'eau souterraine aux alentours du projet Dumont



**Tableau B-4. Résultats des tests statistiques réalisés pour déterminer les concentrations initiales de métaux dans l'eau souterraine (eau potable) pour le projet Dumont**

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects			
User Selected Options			
Date/Time of Computation	01/30/2014 11:05:23		
From File	Eau Dumont.xls		
Full Precision	OFF		
Confidence Coefficient	95%		
Number of Bootstrap Operations	2000		
<b>Aluminium</b>			
<b>General Statistics</b>			
Total Number of Observations	11	Number of Distinct Observations	3
Number of Detects	2	Number of Non-Detects	9
Number of Distinct Detects	2	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	20	Minimum Non-Detect	10
Maximum Detect	60	Maximum Non-Detect	10
Variance Detects	800	Percent Non-Detects	81.82%
Mean Detects	40	SD Detects	28.28
Median Detects	40	CV Detects	0.707
Skewness Detects	N/A	Kurtosis Detects	N/A
Mean of Logged Detects	3.545	SD of Logged Detects	0.777
<b>Warning: Data set has only 2 Detected Values.</b>			
<b>This is not enough to compute meaningful or reliable statistics and estimates.</b>			
<b>Normal GOF Test on Detects Only</b>			
<b>Not Enough Data to Perform GOF Test</b>			
<b>Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs</b>			
Mean	15.45	Standard Error of Mean	6.129
SD	14.37	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	26.56	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	25.54	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	33.84	95% KM Chebyshev UCL	42.17
97.5% KM Chebyshev UCL	53.73	99% KM Chebyshev UCL	76.44
<b>Gamma GOF Tests on Detected Observations Only</b>			
<b>Not Enough Data to Perform GOF Test</b>			
<b>Gamma Statistics on Detected Data Only</b>			
k hat (MLE)	3.634	k star (bias corrected MLE)	N/A
Theta hat (MLE)	11.01	Theta star (bias corrected MLE)	N/A
nu hat (MLE)	14.54	nu star (bias corrected)	N/A
MLE Mean (bias corrected)	N/A	MLE Sd (bias corrected)	N/A

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	1.156	nu hat (KM)	25.43
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0278
Approximate Chi Square Value (25.43, $\alpha$ )	14.94	Adjusted Chi Square Value (25.43, $\beta$ )	13.65
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	26.3	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	28.8

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

**Not Enough Data to Perform GOF Test**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	8.082	Mean in Log Scale	-0.332
SD in Original Scale	18.18	SD in Log Scale	2.578
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	18.02	95% Percentile Bootstrap UCL	17.65
95% BCA Bootstrap UCL	23.93	95% Bootstrap t UCL	110.4
95% H-UCL (Log ROS)	3971		

**DL/2 Statistics**

**DL/2 Normal**

Mean in Original Scale	11.36
SD in Original Scale	16.75
95% t UCL (Assumes normality)	20.52

**DL/2 Log-Transformed**

Mean in Log Scale	1.961
SD in Log Scale	0.821
95% H-Stat UCL	19.89

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	26.56	95% KM (% Bootstrap) UCL	N/A
----------------	-------	--------------------------	-----

**Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Antimoine**

**General Statistics**

Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	3
Number of Detects	1	Number of Non-Detects	23
Number of Distinct Detects	1	Number of Distinct Non-Detects	2

**Warning: Only one distinct data value was detected! ProUCL (or any other software) should not be used on such a data set!**

**It is suggested to use alternative site specific values determined by the Project Team to estimate environmental parameters (e.g., EPC, BTV).**

**The data set for variable Antimoine was not processed!**

**Arsenic**

**General Statistics**

Total Number of Observations	25	Number of Distinct Observations	6
Number of Detects	7	Number of Non-Detects	18
Number of Distinct Detects	6	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	70	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	1153	Percent Non-Detects	72%
Mean Detects	28.41	SD Detects	33.96
Median Detects	2	CV Detects	1.195
Skewness Detects	0.399	Kurtosis Detects	-2.705
Mean of Logged Detects	1.898	SD of Logged Detects	2.135

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.708	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.353	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	8.676	Standard Error of Mean	4.471
SD	20.69	95% KM (BCA) UCL	16.32
95% KM (t) UCL	16.32	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	16.02
95% KM (z) UCL	16.03	95% KM Bootstrap t UCL	17.65
90% KM Chebyshev UCL	22.09	95% KM Chebyshev UCL	28.16
97.5% KM Chebyshev UCL	36.59	<b>99% KM Chebyshev UCL</b>	<b>53.16</b>

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	1.041	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.76	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.333	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.329	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	0.446	k star (bias corrected MLE)	0.35
Theta hat (MLE)	63.66	Theta star (bias corrected MLE)	81.11
nu hat (MLE)	6.249	nu star (bias corrected)	4.904
MLE Mean (bias corrected)	28.41	MLE Sd (bias corrected)	48.01

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.176	nu hat (KM)	8.788
Approximate Chi Square Value (8.79, $\alpha$ )	3.199	Adjusted Chi Square Value (8.79, $\beta$ )	2.973
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	23.83	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	25.65



**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	7.963
Maximum	70	Median	0.01
SD	21.39	CV	2.687
k hat (MLE)	0.157	k star (bias corrected MLE)	0.165
Theta hat (MLE)	50.69	Theta star (bias corrected MLE)	48.28
nu hat (MLE)	7.855	nu star (bias corrected)	8.246
MLE Mean (bias corrected)	7.963	MLE Sd (bias corrected)	19.61
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0395
Approximate Chi Square Value (8.25, α)	2.878	Adjusted Chi Square Value (8.25, β)	2.666
95% Gamma Approximate UCL (use when n>=50)	22.81	95% Gamma Adjusted UCL (use when n<50)	24.63

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.728	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.285	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	7.983	Mean in Log Scale	-3.62
SD in Original Scale	21.39	SD in Log Scale	4.503
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	15.3	95% Percentile Bootstrap UCL	15.58
95% BCA Bootstrap UCL	16.38	95% Bootstrap t UCL	17.28
95% H-UCL (Log ROS)	1347128		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	0.532	95% H-UCL (KM -Log)	9.586
KM SD (logged)	1.349	95% Critical H Value (KM-Log)	2.971
KM Standard Error of Mean (logged)	0.291		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	8.316	Mean in Log Scale	0.0325
SD in Original Scale	21.26	SD in Log Scale	1.597
95% t UCL (Assumes normality)	15.59	95% H-Stat UCL	10.99

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Approximate Lognormal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

99% KM (Chebyshev) UCL 53.16

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Baryum**

**General Statistics**

Total Number of Observations	25	Number of Distinct Observations	16
Number of Detects	17	Number of Non-Detects	8
Number of Distinct Detects	15	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	5	Minimum Non-Detect	30
Maximum Detect	50	Maximum Non-Detect	30
Variance Detects	262	Percent Non-Detects	32%
Mean Detects	26.12	SD Detects	16.19
Median Detects	31	CV Detects	0.62
Skewness Detects	-0.00123	Kurtosis Detects	-1.58
Mean of Logged Detects	3.003	SD of Logged Detects	0.816

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.895	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.892	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.185	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.215	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	21.32	Standard Error of Mean	3.322
SD	15.2	95% KM (BCA) UCL	26.84
95% KM (t) UCL	27	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	26.82
95% KM (z) UCL	26.78	95% KM Bootstrap t UCL	27.23
90% KM Chebyshev UCL	31.29	95% KM Chebyshev UCL	35.8
97.5% KM Chebyshev UCL	42.07	99% KM Chebyshev UCL	54.37

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.868	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.749	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.215	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.212	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	2.075	k star (bias corrected MLE)	1.748
Theta hat (MLE)	12.59	Theta star (bias corrected MLE)	14.94
nu hat (MLE)	70.54	nu star (bias corrected)	59.43
MLE Mean (bias corrected)	26.12	MLE Sd (bias corrected)	19.76

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	1.968	nu hat (KM)	98.41
Approximate Chi Square Value (98.41, $\alpha$ )	76.53	Adjusted Chi Square Value (98.41, $\beta$ )	75.21
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	27.42	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	27.9

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	3.956	Mean	21.78
Maximum	50	Median	16.02
SD	15.06	CV	0.691
k hat (MLE)	2.013	k star (bias corrected MLE)	1.798
Theta hat (MLE)	10.82	Theta star (bias corrected MLE)	12.12
nu hat (MLE)	100.6	nu star (bias corrected)	89.89
MLE Mean (bias corrected)	21.78	MLE Sd (bias corrected)	16.25
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0395
Approximate Chi Square Value (89.89, $\alpha$ )	69.03	Adjusted Chi Square Value (89.89, $\beta$ )	67.78
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	28.36	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	28.89

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.865	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.892	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.231	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.215	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	21.29	Mean in Log Scale	2.781
SD in Original Scale	15.26	SD in Log Scale	0.786
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	26.51	95% Percentile Bootstrap UCL	26.13
95% BCA Bootstrap UCL	26.51	95% Bootstrap t UCL	27.21
95% H-UCL (Log ROS)	31.49		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	22.56	Mean in Log Scale	2.908
SD in Original Scale	14.24	SD in Log Scale	0.681
95% t UCL (Assumes normality)	27.43	95% H-Stat UCL	31.05

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level





**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.56	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.697	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.291	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.332	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	16.8	k star (bias corrected MLE)	8.513
Theta hat (MLE)	0.169	Theta star (bias corrected MLE)	0.333
nu hat (MLE)	201.6	nu star (bias corrected)	102.2
MLE Mean (bias corrected)	2.833	MLE Sd (bias corrected)	0.971

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	4.046	nu hat (KM)	194.2
Approximate Chi Square Value (194.20, $\alpha$ )	163	Adjusted Chi Square Value (194.20, $\beta$ )	161
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	2.503	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	2.534

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.446	Mean	2.127
Maximum	4.125	Median	2
SD	1.053	CV	0.495
k hat (MLE)	3.537	k star (bias corrected MLE)	3.122
Theta hat (MLE)	0.601	Theta star (bias corrected MLE)	0.681
nu hat (MLE)	169.8	nu star (bias corrected)	149.9
MLE Mean (bias corrected)	2.127	MLE Sd (bias corrected)	1.204
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0392
Approximate Chi Square Value (149.88, $\alpha$ )	122.6	Adjusted Chi Square Value (149.88, $\beta$ )	120.8
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	2.6	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	2.638

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.856	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.788	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.293	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.362	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	2.245	Mean in Log Scale	0.728
SD in Original Scale	0.922	SD in Log Scale	0.414
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	2.568	95% Percentile Bootstrap UCL	2.552
95% BCA Bootstrap UCL	2.575	95% Bootstrap t UCL	2.6
95% H-UCL (Log ROS)	2.66		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	0.607	95% H-UCL (KM -Log)	2.639
KM SD (logged)	0.531	95% Critical H Value (KM-Log)	2.008
KM Standard Error of Mean (logged)	0.184		

**DL/2 Statistics**

**DL/2 Normal**

Mean in Original Scale	3.708
SD in Original Scale	1.769
95% t UCL (Assumes normality)	4.327

**DL/2 Log-Transformed**

Mean in Log Scale	1.076
SD in Log Scale	0.857
95% H-Stat UCL	6.457

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL	2.72	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
----------------	------	-----------------------------------	-----

**Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Cobalt**

**General Statistics**

Total Number of Observations	11	Number of Distinct Observations	2
Number of Detects	1	Number of Non-Detects	10
Number of Distinct Detects	1	Number of Distinct Non-Detects	1

**Warning: Only one distinct data value was detected! ProUCL (or any other software) should not be used on such a data set!**

**It is suggested to use alternative site specific values determined by the Project Team to estimate environmental parameters (e.g., EPC, BTV).**

**The data set for variable Cobalt was not processed!**

**Cuivre**

**General Statistics**

Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	9
Number of Detects	8	Number of Non-Detects	16
Number of Distinct Detects	7	Number of Distinct Non-Detects	2
Minimum Detect	4	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	98	Maximum Non-Detect	3
Variance Detects	1503	Percent Non-Detects	66.67%
Mean Detects	35.38	SD Detects	38.77
Median Detects	13.5	CV Detects	1.096
Skewness Detects	0.754	Kurtosis Detects	-1.473
Mean of Logged Detects	2.822	SD of Logged Detects	1.386

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.788	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.818	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.276	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.313	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	12.46	Standard Error of Mean	5.778
SD	26.48	95% KM (BCA) UCL	21.96
<b>95% KM (t) UCL</b>	<b>22.36</b>	<b>95% KM (Percentile Bootstrap) UCL</b>	<b>21.83</b>
95% KM (z) UCL	21.96	95% KM Bootstrap t UCL	25.93
90% KM Chebyshev UCL	29.79	95% KM Chebyshev UCL	37.64
97.5% KM Chebyshev UCL	48.54	99% KM Chebyshev UCL	69.94

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.76	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.743	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.295	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.304	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	0.798	k star (bias corrected MLE)	0.582
Theta hat (MLE)	44.32	Theta star (bias corrected MLE)	60.76
nu hat (MLE)	12.77	nu star (bias corrected)	9.315
MLE Mean (bias corrected)	35.38	MLE Sd (bias corrected)	46.36

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.221	nu hat (KM)	10.63
Approximate Chi Square Value (10.63, $\alpha$ )	4.338	Adjusted Chi Square Value (10.63, $\beta$ )	4.058
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	30.52	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	32.63

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	11.8
Maximum	98	Median	0.01
SD	27.34	CV	2.317
k hat (MLE)	0.165	k star (bias corrected MLE)	0.172
Theta hat (MLE)	71.56	Theta star (bias corrected MLE)	68.58
nu hat (MLE)	7.914	nu star (bias corrected)	8.258
MLE Mean (bias corrected)	11.8	MLE Sd (bias corrected)	28.45
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0392
Approximate Chi Square Value (8.26, $\alpha$ )	2.885	Adjusted Chi Square Value (8.26, $\beta$ )	2.666
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	33.77	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	36.55

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.82	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.818	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.271	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.313	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	12.05	Mean in Log Scale	-0.323
SD in Original Scale	27.23	SD in Log Scale	2.756
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	21.58	95% Percentile Bootstrap UCL	21.55
95% BCA Bootstrap UCL	24.81	95% Bootstrap t UCL	26.58
95% H-UCL (Log ROS)	714.9		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	0.941	95% H-UCL (KM -Log)	23.61
KM SD (logged)	1.527	95% Critical H Value (KM-Log)	3.316
KM Standard Error of Mean (logged)	0.333		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	12.5	Mean in Log Scale	0.891
SD in Original Scale	27.03	SD in Log Scale	1.655
95% t UCL (Assumes normality)	21.96	95% H-Stat UCL	32.27

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Approximate Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL 22.36 95% KM (Percentile Bootstrap) UCL 21.83

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.  
 Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).  
 However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Fer

**General Statistics**

Total Number of Observations	25	Number of Distinct Observations	9
Number of Detects	8	Number of Non-Detects	17
Number of Distinct Detects	8	Number of Distinct Non-Detects	2
Minimum Detect	70	Minimum Non-Detect	70
Maximum Detect	5610	Maximum Non-Detect	300
Variance Detects	4086017	Percent Non-Detects	68%
Mean Detects	1659	SD Detects	2021
Median Detects	625	CV Detects	1.218
Skewness Detects	1.39	Kurtosis Detects	0.851
Mean of Logged Detects	6.625	SD of Logged Detects	1.46

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.789	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.818	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level	
Lilliefors Test Statistic	0.304	<b>Lilliefors GOF Test</b>	
5% Lilliefors Critical Value	0.313	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level	

**Detected Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	578.6	Standard Error of Mean	278.3
SD	1301	95% KM (BCA) UCL	1087
95% KM (t) UCL	1055	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1031
95% KM (z) UCL	1036	95% KM Bootstrap t UCL	1828
90% KM Chebyshev UCL	1413	95% KM Chebyshev UCL	1792
97.5% KM Chebyshev UCL	2316	99% KM Chebyshev UCL	3347

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.33	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>	
5% A-D Critical Value	0.745	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
K-S Test Statistic	0.217	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>	
5% K-S Critical Value	0.304	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	0.757	k star (bias corrected MLE)	0.557
Theta hat (MLE)	2191	Theta star (bias corrected MLE)	2981
nu hat (MLE)	12.12	nu star (bias corrected)	8.906
MLE Mean (bias corrected)	1659	MLE Sd (bias corrected)	2224

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.198	nu hat (KM)	9.883
Approximate Chi Square Value (9.88, $\alpha$ )	3.869	Adjusted Chi Square Value (9.88, $\beta$ )	3.615
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	1478	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	1582

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	531
Maximum	5610	Median	0.01
SD	1348	CV	2.538
k hat (MLE)	0.11	k star (bias corrected MLE)	0.124
Theta hat (MLE)	4823	Theta star (bias corrected MLE)	4298
nu hat (MLE)	5.505	nu star (bias corrected)	6.177
MLE Mean (bias corrected)	531	MLE Sd (bias corrected)	1511
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0395
Approximate Chi Square Value (6.18, $\alpha$ )	1.731	Adjusted Chi Square Value (6.18, $\beta$ )	1.576
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	1895	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	2081

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.962	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.818	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.143	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.313	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	543.5	Mean in Log Scale	3.298
SD in Original Scale	1343	SD in Log Scale	2.883
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1003	95% Percentile Bootstrap UCL	1023
95% BCA Bootstrap UCL	1196	95% Bootstrap t UCL	2278
95% H-UCL (Log ROS)	42573		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	5.009	95% H-UCL (KM -Log)	846.9
KM SD (logged)	1.351	95% Critical H Value (KM-Log)	2.974
KM Standard Error of Mean (logged)	0.289		

**DL/2 Statistics**

**DL/2 Normal**

Mean in Original Scale	610
SD in Original Scale	1317
95% t UCL (Assumes normality)	1061

**DL/2 Log-Transformed**

Mean in Log Scale	5.236
SD in Log Scale	1.37
95% H-Stat UCL	1113

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**





**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	0.423	k star (bias corrected MLE)	0.387
Theta hat (MLE)	2152	Theta star (bias corrected MLE)	2349
nu hat (MLE)	14.37	nu star (bias corrected)	13.17
MLE Mean (bias corrected)	909.4	MLE Sd (bias corrected)	1461

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.0721	nu hat (KM)	3.605
Approximate Chi Square Value (3.61, $\alpha$ )	0.572	Adjusted Chi Square Value (3.61, $\beta$ )	0.5
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	3906	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	4470

Gamma (KM) may not be used when k hat (KM) is < 0.1

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	618.4
Maximum	11900	Median	146
SD	2357	CV	3.811
k hat (MLE)	0.174	k star (bias corrected MLE)	0.18
Theta hat (MLE)	3552	Theta star (bias corrected MLE)	3438
nu hat (MLE)	8.706	nu star (bias corrected)	8.994
MLE Mean (bias corrected)	618.4	MLE Sd (bias corrected)	1458
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0395
Approximate Chi Square Value (8.99, $\alpha$ )	3.324	Adjusted Chi Square Value (8.99, $\beta$ )	3.092
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	1674	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	1799

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.896	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.892	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.188	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.215	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	621.1	Mean in Log Scale	4.172
SD in Original Scale	2356	SD in Log Scale	2.092
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1427	95% Percentile Bootstrap UCL	1553
95% BCA Bootstrap UCL	2073	95% Bootstrap t UCL	9509
95% H-UCL (Log ROS)	3362		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	4.098	95% H-UCL (KM -Log)	2976
KM SD (logged)	2.078	95% Critical H Value (KM-Log)	4.103
KM Standard Error of Mean (logged)	0.428		

**DL/2 Statistics**

**DL/2 Normal**

Mean in Original Scale 619.2  
 SD in Original Scale 2357  
 95% t UCL (Assumes normality) 1426

**DL/2 Log-Transformed**

Mean in Log Scale 3.876  
 SD in Log Scale 2.4  
 95% H-Stat UCL 8304

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Lognormal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

97.5% KM (Chebyshev) UCL 3593

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Plomb**

**General Statistics**

Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	3
Number of Detects	2	Number of Non-Detects	22
Number of Distinct Detects	2	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	3	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	31	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	392	Percent Non-Detects	91.67%
Mean Detects	17	SD Detects	19.8
Median Detects	17	CV Detects	1.165
Skewness Detects	N/A	Kurtosis Detects	N/A
Mean of Logged Detects	2.266	SD of Logged Detects	1.651

**Warning: Data set has only 2 Detected Values.**

**This is not enough to compute meaningful or reliable statistics and estimates.**

**Normal GOF Test on Detects Only**

**Not Enough Data to Perform GOF Test**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	2.333	Standard Error of Mean	1.729
SD	5.991	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	5.297	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	5.178	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	7.521	95% KM Chebyshev UCL	9.872
97.5% KM Chebyshev UCL	13.13	99% KM Chebyshev UCL	19.54

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

**Not Enough Data to Perform GOF Test**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	1.016	k star (bias corrected MLE)	N/A
Theta hat (MLE)	16.73	Theta star (bias corrected MLE)	N/A
nu hat (MLE)	4.065	nu star (bias corrected)	N/A
MLE Mean (bias corrected)	N/A	MLE Sd (bias corrected)	N/A

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.152	nu hat (KM)	7.282
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0392
Approximate Chi Square Value (7.28, $\alpha$ )	2.326	Adjusted Chi Square Value (7.28, $\beta$ )	2.134
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	7.303	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	7.961

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

**Not Enough Data to Perform GOF Test**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	1.424	Mean in Log Scale	-10.41
SD in Original Scale	6.329	SD in Log Scale	6.757
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	3.638	95% Percentile Bootstrap UCL	4.004
95% BCA Bootstrap UCL	5.417	95% Bootstrap t UCL	338.9
95% H-UCL (Log ROS)	1.384E+13		

**DL/2 Statistics**

**DL/2 Normal**

Mean in Original Scale	1.875
SD in Original Scale	6.225
95% t UCL (Assumes normality)	4.053

**DL/2 Log-Transformed**

Mean in Log Scale	-0.447
SD in Log Scale	0.904
95% H-Stat UCL	1.518

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

97.5% KM (Chebyshev) UCL 13.13

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Strontium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	3	Number of Distinct Observations	2
		Number of Missing Observations	0
Minimum	46	Mean	61.67
Maximum	93	Median	46
SD	27.14	Std. Error of Mean	15.67
Coefficient of Variation	0.44	Skewness	1.732

**Note: Sample size is small (e.g., <10), if data are collected using ISM approach, you should use guidance provided in ITRC Tech Reg Guide on ISM (ITRC, 2012) to compute statistics of interest.**

**For example, you may want to use Chebyshev UCL to estimate EPC (ITRC, 2012).**

**Chebyshev UCL can be computed using the Nonparametric and All UCL Options of ProUCL 5.0**

**Normal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.75	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.767	Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.385	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.512	Data appear Normal at 5% Significance Level

**Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level**

**Assuming Normal Distribution**

<b>95% Normal UCL</b>		<b>95% UCLs (Adjusted for Skewness)</b>	
95% Student's-t UCL	107.4	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	104.2
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	110

**Gamma GOF Test**

**Not Enough Data to Perform GOF Test**

**Gamma Statistics**

k hat (MLE)	8.718	k star (bias corrected MLE)	N/A
Theta hat (MLE)	7.074	Theta star (bias corrected MLE)	N/A
nu hat (MLE)	52.31	nu star (bias corrected)	N/A
MLE Mean (bias corrected)	N/A	MLE Sd (bias corrected)	N/A
		Approximate Chi Square Value (0.05)	N/A
Adjusted Level of Significance	N/A	Adjusted Chi Square Value	N/A

**Assuming Gamma Distribution**

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))	N/A	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	N/A
---	-----	--	-----

**Lognormal GOF Test**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.75	<b>Shapiro Wilk Lognormal GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.767	Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.385	<b>Lilliefors Lognormal GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.512	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal Statistics**

Minimum of Logged Data	3.829	Mean of logged Data	4.063
Maximum of Logged Data	4.533	SD of logged Data	0.406

**Assuming Lognormal Distribution**

95% H-UCL	289.5	90% Chebyshev (MVUE) UCL	103.8
95% Chebyshev (MVUE) UCL	123	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	149.6
99% Chebyshev (MVUE) UCL	201.9		

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level**

**Nonparametric Distribution Free UCLs**

95% CLT UCL	87.44	95% Jackknife UCL	N/A
95% Standard Bootstrap UCL	N/A	95% Bootstrap-t UCL	N/A
95% Hall's Bootstrap UCL	N/A	95% Percentile Bootstrap UCL	N/A
95% BCA Bootstrap UCL	N/A		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	108.7	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	130
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	159.5	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	217.5

**Suggested UCL to Use**

95% Student's-t UCL 107.4

**Recommended UCL exceeds the maximum observation**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulation results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

**Titane**

**General Statistics**

Total Number of Observations	3	Number of Distinct Observations	1
Number of Detects	2	Number of Non-Detects	1
Number of Distinct Detects	1	Number of Distinct Non-Detects	1

**Warning: Only one distinct data value was detected! ProUCL (or any other software) should not be used on such a data set!  
 It is suggested to use alternative site specific values determined by the Project Team to estimate environmental parameters (e.g., EPC, BTV).**

**The data set for variable Titane was not processed!**

**Vanadium**

**General Statistics**

Total Number of Observations	11	Number of Distinct Observations	3
Number of Detects	6	Number of Non-Detects	5
Number of Distinct Detects	3	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	3	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	0.567	Percent Non-Detects	45.45%
Mean Detects	1.833	SD Detects	0.753
Median Detects	2	CV Detects	0.411
Skewness Detects	0.313	Kurtosis Detects	-0.104
Mean of Logged Detects	0.53	SD of Logged Detects	0.439

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.866	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.788	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.254	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.362	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	1.455	Standard Error of Mean	0.217
SD	0.656	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	1.847	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	1.811	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	2.104	95% KM Chebyshev UCL	2.398
97.5% KM Chebyshev UCL	2.807	99% KM Chebyshev UCL	3.609

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.585	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.698	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.306	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.333	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	6.702	k star (bias corrected MLE)	3.462
Theta hat (MLE)	0.274	Theta star (bias corrected MLE)	0.53
nu hat (MLE)	80.42	nu star (bias corrected)	41.54
MLE Mean (bias corrected)	1.833	MLE Sd (bias corrected)	0.985

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	4.923	nu hat (KM)	108.3
Approximate Chi Square Value (108.31, $\alpha$ )	85.29	Adjusted Chi Square Value (108.31, $\beta$ )	81.96
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	1.847	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	1.922

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	1.103
Maximum	3	Median	1
SD	1.006	CV	0.912
k hat (MLE)	0.639	k star (bias corrected MLE)	0.525
Theta hat (MLE)	1.726	Theta star (bias corrected MLE)	2.099
nu hat (MLE)	14.06	nu star (bias corrected)	11.56
MLE Mean (bias corrected)	1.103	MLE Sd (bias corrected)	1.522
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0278
Approximate Chi Square Value (11.56, $\alpha$ )	4.939	Adjusted Chi Square Value (11.56, $\beta$ )	4.255
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	2.582	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	2.997

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.841	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.788	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.312	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.362	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	1.246	Mean in Log Scale	-0.0131
SD in Original Scale	0.867	SD in Log Scale	0.732
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1.72	95% Percentile Bootstrap UCL	1.675
95% BCA Bootstrap UCL	1.745	95% Bootstrap t UCL	1.818
95% H-UCL (Log ROS)	2.312		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	0.289	95% H-UCL (KM -Log)	1.868
KM SD (logged)	0.397	95% Critical H Value (KM-Log)	2.05
KM Standard Error of Mean (logged)	0.131		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	1.227	Mean in Log Scale	-0.0262
SD in Original Scale	0.876	SD in Log Scale	0.71
95% t UCL (Assumes normality)	1.706	95% H-Stat UCL	2.189

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (t) UCL 1.847 95% KM (Percentile Bootstrap) UCL N/A

**Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!**

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Zinc**

**General Statistics**

Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	17
Number of Detects	16	Number of Non-Detects	8
Number of Distinct Detects	16	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	4	Minimum Non-Detect	3
Maximum Detect	3500	Maximum Non-Detect	3
Variance Detects	758211	Percent Non-Detects	33.33%
Mean Detects	383.4	SD Detects	870.8
Median Detects	70.5	CV Detects	2.271
Skewness Detects	3.461	Kurtosis Detects	12.68
Mean of Logged Detects	4.271	SD of Logged Detects	1.94

**Normal GOF Test on Detects Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.481	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.887	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.332	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.222	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

**Detected Data Not Normal at 5% Significance Level**

**Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs**

Mean	256.6	Standard Error of Mean	150
SD	711.4	<b>95% KM (BCA) UCL</b>	<b>553.7</b>
95% KM (t) UCL	513.7	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	527.6
95% KM (z) UCL	503.3	95% KM Bootstrap t UCL	1287
90% KM Chebyshev UCL	706.5	95% KM Chebyshev UCL	910.3
97.5% KM Chebyshev UCL	1193	99% KM Chebyshev UCL	1749

**Gamma GOF Tests on Detected Observations Only**

A-D Test Statistic	0.789	<b>Anderson-Darling GOF Test</b>
5% A-D Critical Value	0.818	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.203	<b>Kolmogrov-Smirnov GOF</b>
5% K-S Critical Value	0.23	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

**Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Gamma Statistics on Detected Data Only**

k hat (MLE)	0.393	k star (bias corrected MLE)	0.361
Theta hat (MLE)	975	Theta star (bias corrected MLE)	1062
nu hat (MLE)	12.58	nu star (bias corrected)	11.56



MLE Mean (bias corrected) 383.4 MLE Sd (bias corrected) 638

**Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics**

k hat (KM)	0.13	nu hat (KM)	6.247
Approximate Chi Square Value (6.25, $\alpha$ )	1.767	Adjusted Chi Square Value (6.25, $\beta$ )	1.605
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$ )	907.1	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$ )	998.5

**Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects**

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	255.6
Maximum	3500	Median	13
SD	727	CV	2.844
k hat (MLE)	0.177	k star (bias corrected MLE)	0.183
Theta hat (MLE)	1443	Theta star (bias corrected MLE)	1398
nu hat (MLE)	8.505	nu star (bias corrected)	8.776
MLE Mean (bias corrected)	255.6	MLE Sd (bias corrected)	597.8
		Adjusted Level of Significance ( $\beta$ )	0.0392
Approximate Chi Square Value (8.78, $\alpha$ )	3.192	Adjusted Chi Square Value (8.78, $\beta$ )	2.959
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$ )	702.8	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$ )	758.1

**Lognormal GOF Test on Detected Observations Only**

Shapiro Wilk Test Statistic	0.971	<b>Shapiro Wilk GOF Test</b>
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.887	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.112	<b>Lilliefors GOF Test</b>
5% Lilliefors Critical Value	0.222	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

**Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level**

**Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects**

Mean in Original Scale	255.9	Mean in Log Scale	2.626
SD in Original Scale	726.9	SD in Log Scale	2.942
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	510.2	95% Percentile Bootstrap UCL	525.6
95% BCA Bootstrap UCL	717.1	95% Bootstrap t UCL	1154
95% H-UCL (Log ROS)	35035		

**UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed**

KM Mean (logged)	3.214	95% H-UCL (KM -Log)	1707
KM SD (logged)	2.142	95% Critical H Value (KM-Log)	4.33
KM Standard Error of Mean (logged)	0.452		

**DL/2 Statistics**

<b>DL/2 Normal</b>		<b>DL/2 Log-Transformed</b>	
Mean in Original Scale	256.1	Mean in Log Scale	2.983
SD in Original Scale	726.9	SD in Log Scale	2.433
95% t UCL (Assumes normality)	510.4	95% H-Stat UCL	4417

**DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons**

**Nonparametric Distribution Free UCL Statistics**

**Detected Data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level**

**Suggested UCL to Use**

95% KM (BCA) UCL	553.7	95% GROS Adjusted Gamma UCL	758.1
95% Adjusted Gamma KM-UCL	998.5		

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

**Fluorures**

**General Statistics**

Total Number of Observations	10	Number of Distinct Observations	3
Number of Detects	1	Number of Non-Detects	9
Number of Distinct Detects	1	Number of Distinct Non-Detects	2

**Warning: Only one distinct data value was detected! ProUCL (or any other software) should not be used on such a data set!  
It is suggested to use alternative site specific values determined by the Project Team to estimate environmental parameters (e.g., EPC, BTV).**

**The data set for variable Fluorures was not processed!**

## **ANNEXE C**

### **CONCENTRATIONS INITIALES DE MÉTAUX ESTIMÉES PAR MODÉLISATION ET MÉTHODOLOGIE UTILISÉE**



## **CONCENTRATIONS INITIALES DE MÉTAUX ESTIMÉES PAR MODÉLISATION, ET MÉTHODOLOGIE UTILISÉE**

1. Processus de transfert modélisés et sommaire des concentrations .....	2
2. Équations utilisées .....	5
Modélisation de la concentration dans l'air extérieur .....	5
Modélisation de la concentration dans l'air intérieur .....	6
Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été .....	11
Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver .....	13

### **LISTE DES TABLEAUX**

Tableau C-1. Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations initiales dans les milieux environnementaux d'intérêt .....	3
Tableau C-2. Concentrations initiales de métaux estimées par modélisation du transfert multimédia pour le projet Dumont.....	4

## 1. Processus de transfert modélisés et sommaire des concentrations

Les concentrations initiales de métaux dans les milieux environnementaux qui n'ont pas été documentées à l'annexe B ont été estimées par modélisation à partir des concentrations initiales disponibles (voir annexe B) dans l'air, le sol de surface et l'eau potable.

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)<sup>1</sup> et résumés au tableau suivant. Les équations sont présentées à la fin du présent document. Les valeurs des paramètres propres à chaque substance sont les mêmes que celles indiquées à l'annexe F.

Le sommaire des concentrations initiales est fourni au tableau C-2.

---

<sup>1</sup> MEF (1996). Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Groupe d'analyse de risque, Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Rapport. 737 pages.

**Tableau C-1. Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations initiales dans les milieux environnementaux d'intérêt**

Processus impliqué	Caractéristiques du modèle <sup>a</sup>
Transfert air ambiant → air intérieur	Pour les particules et les substances associées à des particules (métaux), la concentration dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration dans l'air ambiant. Pour les substances gazeuses (NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> ), la concentration dans l'air intérieur est égale à la concentration dans l'air ambiant.
Transfert sol de surface → air ambiant <sup>b</sup>	Remise en suspension des particules de sol dans l'air durant la période estivale <sup>c</sup> .
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 <sup>c</sup> .

<sup>a</sup> : Selon les recommandations du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996)

<sup>b</sup> : Modélisation effectuée pour les métaux non documentés dans les sources citées à l'annexe B (Al, B, Cu, Sn, Fe, F, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, Zn) et pour ceux auxquels une concentration initiale annuelle nulle a été attribuée dans les documents du MDDEFP (Be, Co).

<sup>c</sup> : Contribution négligeable des sols en hiver car le sol est gelé et/ou couvert de neige

**Tableau C-2. Concentrations initiales de métaux estimées par modélisation du transfert multimédia pour le projet Dumont**

Médias d'exposition	Air extérieur en été		Air extérieur en hiver		Air intérieur en été		Air intérieur en hiver		Sol de surface		Poussières intérieures en été		Poussières intérieures en hiver		Eau potable	
	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/L	mg/L
<b>SUBSTANCES</b>																
Aluminium	3.44E-05	0.00E+00	2.41E-05	0.00E+00	1.72E+04	7.57E+02	0.00E+00	0.00E+00	1.72E+04	7.57E+02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	8.10E-03	8.10E-03	
Antimoine	7.00E-06	7.00E-06	4.90E-06	4.90E-06	6.00E-01	4.90E+01	4.90E-06	4.90E-06	6.00E-01	4.90E+01	7.00E+01	7.00E+01	7.00E+01	1.40E-03	1.40E-03	
Argent	5.00E-06	5.00E-06	3.50E-06	3.50E-06	2.50E-01	3.50E+01	3.50E-06	3.50E-06	2.50E-01	3.50E+01	5.00E+01	5.00E+01	5.00E+01	1.40E-04	1.40E-04	
Arsenic	2.00E-06	2.00E-06	1.40E-06	1.40E-06	1.20E+00	1.40E+01	1.40E-06	1.40E-06	1.20E+00	1.40E+01	2.00E+01	2.00E+01	2.00E+01	6.40E-04	6.40E-04	
Baryum	2.50E-05	2.50E-05	1.75E-05	1.75E-05	7.80E+01	1.77E+02	1.75E-05	1.75E-05	7.80E+01	1.77E+02	2.50E+02	2.50E+02	2.50E+02	2.70E-02	2.70E-02	
Béryllium	1.00E-09	0.00E+00	7.00E-10	0.00E+00	5.00E-01	2.20E-02	0.00E+00	0.00E+00	5.00E-01	2.20E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.00E-04	5.00E-04	
Bore	2.00E-08	0.00E+00	1.40E-08	0.00E+00	1.00E+01	4.40E-01	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+01	4.40E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-02	1.00E-02	
Cadmium	3.00E-06	3.00E-06	2.10E-06	2.10E-06	2.50E-01	2.10E+01	2.10E-06	2.10E-06	2.50E-01	2.10E+01	3.00E+01	3.00E+01	3.00E+01	3.50E-04	3.50E-04	
Chrome III	1.00E-05	1.00E-05	7.00E-06	7.00E-06	4.00E+01	7.12E+01	7.00E-06	7.00E-06	4.00E+01	7.12E+01	1.00E+02	1.00E+02	1.00E+02	2.70E-04	2.70E-04	
Cobalt	2.20E-08	0.00E+00	1.54E-08	0.00E+00	1.10E+01	4.84E-01	0.00E+00	0.00E+00	1.10E+01	4.84E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.40E-04	6.40E-04	
Cuivre	2.84E-08	0.00E+00	1.99E-08	0.00E+00	1.42E+01	6.25E-01	0.00E+00	0.00E+00	1.42E+01	6.25E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.20E-02	2.20E-02	
Étain, inorganique	1.40E-08	0.00E+00	9.80E-09	0.00E+00	7.00E+00	3.08E-01	0.00E+00	0.00E+00	7.00E+00	3.08E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.00E-04	5.00E-04	
Fer	4.00E-05	0.00E+00	2.80E-05	0.00E+00	2.00E+04	8.80E+02	0.00E+00	0.00E+00	2.00E+04	8.80E+02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.06E+00	1.06E+00	
Fluorure (ion)	6.18E-07	0.00E+00	1.09E-02	1.09E-02	3.09E+02	9.27E+00	1.09E-02	1.09E-02	3.09E+02	9.27E+00	2.39E-03	2.39E-03	2.39E-03	2.00E-01	2.00E-01	
Manganèse	4.00E-06	4.00E-06	2.80E-06	2.80E-06	2.79E+02	3.64E+01	2.80E-06	2.80E-06	2.79E+02	3.64E+01	4.00E+01	4.00E+01	4.00E+01	3.60E+00	3.60E+00	
Mercuré	2.00E-06	2.00E-06	4.60E-06	4.60E-06	4.40E-01	1.87E-02	4.60E-06	4.60E-06	4.40E-01	1.87E-02	7.12E-03	7.12E-03	7.12E-03	5.00E-05	5.00E-05	
Molybdène	1.60E-09	0.00E+00	1.12E-09	0.00E+00	8.00E-01	3.52E-02	0.00E+00	0.00E+00	8.00E-01	3.52E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.80E-04	5.80E-04	
Nickel, métal	5.60E-08	0.00E+00	3.92E-08	0.00E+00	2.80E+01	1.23E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.80E+01	1.23E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.00E-03	1.00E-03	
Plomb	2.50E-05	2.50E-05	1.75E-05	1.75E-05	8.40E+00	1.75E+02	1.75E-05	1.75E-05	8.40E+00	1.75E+02	2.50E+02	2.50E+02	2.50E+02	1.90E-03	1.90E-03	
Sélénium	5.00E-10	0.00E+00	3.50E-10	0.00E+00	2.50E-01	1.10E-02	0.00E+00	0.00E+00	2.50E-01	1.10E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.70E-04	7.70E-04	
Strontium	4.00E-08	0.00E+00	2.80E-08	0.00E+00	2.00E+01	8.80E-01	0.00E+00	0.00E+00	2.00E+01	8.80E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	9.30E-02	9.30E-02	
Thallium	5.00E-05	5.00E-05	3.50E-05	3.50E-05	7.70E-01	3.50E+02	3.50E-05	3.50E-05	7.70E-01	3.50E+02	5.00E+02	5.00E+02	5.00E+02	5.00E-04	5.00E-04	
Titane	2.23E-06	0.00E+00	1.56E-06	0.00E+00	1.12E+03	4.91E+01	0.00E+00	0.00E+00	1.12E+03	4.91E+01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	8.30E-04	8.30E-04	
Uranium, sels très solubles	5.00E-05	5.00E-05	3.50E-05	3.50E-05	1.00E+01	3.50E+02	3.50E-05	3.50E-05	1.00E+01	3.50E+02	5.00E+02	5.00E+02	5.00E+02	5.00E-04	5.00E-04	
Vanadium	1.00E-05	1.00E-05	7.00E-06	7.00E-06	4.20E+01	7.13E+01	7.00E-06	7.00E-06	4.20E+01	7.13E+01	1.00E+02	1.00E+02	1.00E+02	1.80E-03	1.80E-03	
Zinc	9.20E-08	0.00E+00	6.44E-08	0.00E+00	4.60E+01	2.02E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.60E+01	2.02E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+00	1.00E+00	

Les valeurs en caractères gris réfèrent à des concentrations initiales qui n'ont pas été estimées par modélisation (valeurs identifiées à l'annexe B)



## 2. Équations utilisées

### Liste des médias à modéliser :

Air extérieur  
Air intérieur  
Poussières intérieures

Note : dans les tableaux suivants, (-) indique les paramètres propres à chaque substance

### Modélisation de la concentration dans l'air extérieur

Équation pour la concentration dans l'air issue de la resuspension de sol (été seulement)<sup>2</sup>

$$C_{air\_R} = (C_{MES} \times C_{sol} \times 1,0E-09) \times \frac{PC_{sol\_nu}}{100}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{air\_R}$	Concentration dans l'air découlant de la resuspension de sol de surface	--	mg/m <sup>3</sup>
$C_{MES}$	Concentration de matières en suspension provenant du terrain	20.00	µg/m <sup>3</sup>
$C_{sol}$	Concentration initiale dans le sol de surface	--	mg/kg
$PC_{sol\_nu}$	Pourcentage de sol à nu sur le terrain	10	%
1,00E-09	Facteur de conversion d'unités	1.00E-09	kg/µg
100	Facteur de conversion d'unités (de % à fraction)	100.00	-

<sup>2</sup> En hiver, le sol est gelé ou couvert de neige et ne constitue pas une source de poussières dans l'air

## Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

### Équation principale

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{pic} \times TP_m) + C_{us-eau}$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{p_L^o + (c \times S_T)}$$

$$p_L^o = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{pic}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{ai}$	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m <sup>3</sup>
$C_{air}$	Concentration dans l'air extérieur	--	mg/m <sup>3</sup>
$f_{gaz}$	Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur	--	-
$f_{pic}$	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 <sup>3</sup>
$c$	Constante de Junge	1.70E-04	atm.cm
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p_L^o$	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

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 :

$$C_{us\_eau} = \frac{Q_{us\_eau}}{[ Lng_{hab} \times Lrg_{hab} \times ( Htr_{hab} + Prf_{ss} ) ] \times [ TR_{air} \times 24 ]}$$

$$Q_{us\_eau} = Q_{douches} + Q_{bains} + Q_{vaisselle} + Q_{lessive} + Q_{nettoyage} + Q_{cuisine} + Q_{toilettes}$$

$$Q_{douches} = Us_{douches} \times Eff_{douches} \times C_{eau}$$

$$Q_{bains} = Us_{bains} \times Eff_{bains} \times C_{eau}$$

$$Q_{vaisselle} = Us_{vaisselle} \times Eff_{vaisselle} \times C_{eau}$$

$$Q_{lessive} = Us_{lessive} \times Eff_{lessive} \times C_{eau}$$

$$Q_{nettoyage} = Us_{nettoyage} \times Eff_{nettoyage} \times C_{eau}$$

$$Q_{cuisine} = Us_{cuisine} \times Eff_{cuisine} \times C_{eau}$$

$$Q_{toilettes} = Us_{toilettes} \times Eff_{toilettes} \times C_{eau}$$

$$Eff_{douches} = Eff_{Rdn, douches} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Eff_{bains} = Eff_{Rdn, bains} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Eff_{vaisselle} = Eff_{Rdn, vaisselle} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Eff_{lessive} = Eff_{Rdn, lessive} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Eff_{nettoyage} = Eff_{Rdn, nettoyage} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Eff_{cuisine} = Eff_{Rdn, cuisine} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Eff_{toilettes} = Eff_{Rdn, toilettes} \times \frac{Rn}{Rn}$$

$$Rn = \frac{2,5}{De_{Rn}^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da_{Rn}^{0,667} \times H_{Rn}}$$

$$= \frac{2,5}{De^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da^{0,667} \times H}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{us\_eau}$	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation d'eau	--	mg/m <sup>3</sup>
$Q_{us\_eau}$	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	3	m
$Prf_{ss}$	Profondeur du sous-sol de la résidence	1.5	m
$TR_{air}$	Taux de renouvellement de l'air dans la résidence	1	/heure

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$Q_{douches}$	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	-

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$Eff_{Rdn,toilettes}$	Efficacité de transfert du radon pour les toilettes	0.30	-
$De_{Rn}$	Diffusivité du radon dans l'eau	1.40E-09	m <sup>2</sup> /seconde
$Da_{Rn}$	Diffusivité du radon dans l'air	2.00E-05	m <sup>2</sup> /seconde
$De$	Diffusivité du contaminant dans l'eau	--	m <sup>2</sup> /seconde
$Da$	Diffusivité du contaminant dans l'air	--	m <sup>2</sup> /seconde
$R$	Constante des gaz	0.062	torr.m <sup>3</sup> /mole.K
$T$	Température	293.00	K
$H$	Constante de Henry du contaminant	--	torr.m <sup>3</sup> /mole
$H_{Rn}$	Constante de Henry du radon	7.00E+04	torr.m <sup>3</sup> /mole
24	Nombre d'heures dans une journée	24	heures/jour

### Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol} \times f_{sol\_nu}) + (C_{pic} \times f_{MES})$$

$$C_{pic} = \frac{C_{air} \times f_{pic}}{C_{MES} \times 0,0000000001}$$

$$f_{sol} = 0,3$$

$$f_{MES} = 0,10$$

$$C_{MES} = 10 \quad (\text{région isolée})$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{p_L^0 + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

$$p_L^0 = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^0 = \frac{PV}{e^{-6,79}}$$

$$= \left( \frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

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	0.10	-
$C_{pic}$	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 <sup>3</sup>
$f_{pic}$	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
$C_{MES}$	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	10.00	µg/m <sup>3</sup>
$0,0000000001$	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	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p^{\circ}_L$	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



### Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol\_nu}) + (C_{pic} \times f_{MES})$$

$$C_{pic} = \frac{C_{ai} \times f_{pic}}{C_{MES} \times 0,0000000001}$$

$$f_{sol} = 0 \quad (\text{sol gelé})$$

$$f_{MES} = 0,1429$$

$$C_{MES} = 10 \quad (\text{région isolée})$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{P_L^i + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

$$P_L^i = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$P_L^i = \frac{PV}{e^{-6,79}}$$

$$= \left( \frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

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	0.10	-
$C_{pic}$	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 <sup>3</sup>
$f_{pic}$	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
$C_{MES}$	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	10.00	µg/m <sup>3</sup>
$0,0000000001$	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	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p^{\circ}_L$	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

## **ANNEXE D**

### **APPORTS ALIMENTAIRES EN MÉTAUX POUR LA POPULATION GÉNÉRALE**



## APPORTS ALIMENTAIRES EN MÉTAUX POUR LA POPULATION GÉNÉRALE

Substance	Doses d'exposition (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) <sup>a</sup>	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 <sup>b</sup>	Santé Canada (1997)
Argent	2,82E-03	2,14E-03	1,34E-03	7,68E-04	6,70E-04	Adultes : dose estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté dans plusieurs études <sup>c</sup> , Autres tranches d'âge : doses calculées par Sanexen à partir de celle obtenue pour les adultes <sup>b</sup>	Santé Canada (1986)
Arsenic inorganique	2,37E-03	1,80E-03	1,13E-03	6,45E-04	5,63E-04	Adultes : dose d'exposition estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté pour les Canadiens par Santé Canada <sup>c</sup> , Autres tranches d'âge : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes <sup>b</sup>	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) <sup>a</sup>	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) <sup>a</sup>	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 ( <i>Continuing Survey of Food Intakes by Individuals</i> , 1994-1996) <sup>d</sup>	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) <sup>a</sup>	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 (2009)
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) <sup>a</sup>	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) <sup>a</sup>	Santé Canada (2011)
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 (2008)

Substance	Doses d'exposition (mg/kg-pc par jour)						Méthode de détermination	Référence
	0 – 6 mois	>0,5 – 4 ans	>4 – 11 ans	>11 – 19 ans	20 ans+			
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) <sup>e</sup> . 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) <sup>f</sup>	Institute of Medicine (2001)	
Fluorure	8,17E-03	1,55E-02	1,40E-02	1,30E-02	2,92E-02	Estimation de l'apport alimentaire basée sur étude de l'alimentation totale au Canada (aliments et boissons). L'apport additionnel lié à l'utilisation de dentifrice est de l'ordre de 0.02-0.04 mg/kg-pc par jour chez les enfants (0.5-4 ans) et de 0.00114 mg/kg-pc par jour chez les adultes.	Santé Canada (2010)	
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) <sup>a</sup>	Santé Canada (2011)	
Mercur	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) <sup>a</sup>	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) <sup>a</sup>	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)	
Strontium	8,33E-02	6,69E-02	4,40E-02	2,45E-02	1,84E-02	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) <sup>a</sup>	Santé Canada (2011)	
Thallium	6,82E-05	5,29E-05	3,20E-05	1,85E-05	1,74E-05	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) <sup>a</sup>	Santé Canada (2011)	
Titane	4,17E-02	3,17E-02	1,99E-02	1,14E-02	9,90E-03	Adultes : dose d'exposition estimée à partir de l'apport moyen rapporté dans plusieurs études <sup>e</sup> . Autres tranches d'âge : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes <sup>b</sup>	WHO (1982)	
Uranium	2,55E-04	1,24E-04	9,00E-05	6,50E-05	9,90E-05	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) <sup>a</sup>	Santé Canada (2011)	
Vanadium	1,43E-03	1,09E-03	6,82E-04	3,90E-04	3,40E-04	Adultes : dose moyenne rapportée pour la population de certains États américains, 1999 (étude NHEXAS) <sup>h</sup> . Autres tranches d'âge : doses calculées à partir de celle des adultes <sup>g</sup>	ATSDR (2012)	

Substance	Doses d'exposition (mg/kg-pc par jour)				Méthode de détermination	Référence
	0 – 6 mois	>0,5 – 4 ans	>4 – 11 ans	>11 – 19 ans		
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) <sup>a</sup> Santé Canada (2011)

**Notes :**

- <sup>a</sup> : 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 INSPQ (2012) et retenues dans la présente étude (6 mois, 4,5 ans, 7 ans, 8 ans et 50 ans).
- <sup>b</sup> : À partir des taux de consommation d'aliments recommandés par MSSS (2002) et des poids corporels retenus par INSPQ (2012)
- <sup>c</sup> : À partir des poids corporels retenus par INSPQ (2012)
- <sup>d</sup> : 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)
- <sup>e</sup> : 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).
- <sup>f</sup> : 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).
- <sup>g</sup> : Apport moyen calculé d'après 7 valeurs rapportées par WHO
- <sup>h</sup> : Dose alimentaire rapportée par ATSDR pour la population de certains États américains (Indiana, Illinois, Michigan, Minnesota, Ohio et Wisconsin).
- <sup>i</sup> : Aucune donnée disponible dans cette étude auprès de la population du Québec

## RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). Toxicological Profile for Vanadium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2012. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=276&tid=50>.
- Committee on Toxicity of Chemicals in Food, C. P. a. t. E. (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/pdfs/tox200829.pdf>. (This is a background discussion paper. It does not reflect the final views of the Committee and should not be cited).
- 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. Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). Mars 2005. pp. 66 + annexes (553 p.).
- INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Février 2012. <http://www.inspq.gc.ca>.
- 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, Washington, D.C., National Academy Press <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>.
- 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. La Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux, Québec, Canada. Report no. ISBN 2-550-39389-9. pp. 125. Étagère biblio. [www.msss.gouv.qc.ca](http://www.msss.gouv.qc.ca). Étagère biblio.
- Sanexen (2009). Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites. Human Health Effects : Chromium. Scientific Supporting Document (Final). Health Canada, Varennes QC. February 2008. pp. 224.
- Santé Canada (1986). Recommandations pour la qualité de l'eau potable - L'argent. Septembre 1986. [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc\\_sup-appui/silver-argent/index\\_f.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/silver-argent/index_f.html).
- 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/rgep.htm>.
- Santé Canada (2003). Apports alimentaires moyens (µg/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. Santé Canada, Aliments et nutrition. [http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/metal\\_intake-plomb\\_apport\\_93-99\\_f.html](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](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/arsenic/index_f.html).



- Santé Canada (2010). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique. <http://www.hc-sc.gc.ca/lewh-semt/pubs/water-eau/2011-fluoride-fluorure/index-fra.php>.
- 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. 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](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, World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc24.htm>.



## **ANNEXE E**

**SOMMAIRE DES CONCENTRATIONS ADDITIONNELLES ESTIMÉES  
DANS L'AIR AMBIANT DE LA ZONE RIVERAINE DU PROJET PAR  
MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE (WSP)**







**Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant pour le projet Dumont - scénario 1 (année 8)**

Substance	Période	Statistique	Récepteur le plus exposé	Récepteurs																			
				ECO1	ECO2	RES1	RES2	RES3	RES4	RES5	RES6	RES7	RES8	RES9	RES10	RES11	RES12	RES13	RES14	RES15			
Strontium	Annuelle	-	6,49E-05	2,95E-05	3,05E-05	3,09E-05	2,17E-05	2,24E-05	2,32E-05	2,39E-05	2,46E-05	2,54E-05	2,61E-05	2,69E-05	2,77E-05	2,85E-05	2,93E-05	3,01E-05	3,09E-05	3,17E-05			
				1,91E-05	2,95E-05	3,05E-05	3,09E-05	2,17E-05	2,24E-05	2,32E-05	2,39E-05	2,46E-05	2,54E-05	2,61E-05	2,69E-05	2,77E-05	2,85E-05	2,93E-05	2,93E-05	3,01E-05	3,09E-05	3,17E-05	
				3,45E-03	4,71E-04	7,88E-04	8,02E-04	7,96E-04	8,05E-04	8,09E-04	8,18E-04	8,27E-04	8,36E-04	8,45E-04	8,54E-04	8,63E-04	8,72E-04	8,81E-04	8,90E-04	8,99E-04	9,08E-04	9,17E-04	9,26E-04
				1,93E-04	5,46E-05	9,77E-05	1,11E-04	1,16E-04	1,21E-04	1,26E-04	1,31E-04	1,36E-04	1,41E-04	1,46E-04	1,51E-04	1,56E-04	1,61E-04	1,66E-04	1,71E-04	1,76E-04	1,81E-04	1,86E-04	1,91E-04
Thallium	24 heures	1er Maximum	4,46E-04	2,15E-04	2,38E-04	2,62E-04	1,20E-04	1,21E-04	1,33E-04	1,39E-04	1,45E-04	1,51E-04	1,57E-04	1,63E-04	1,69E-04	1,75E-04	1,81E-04	1,87E-04	1,93E-04	1,99E-04			
				1,09E-04	2,15E-04	2,38E-04	1,20E-04	1,21E-04	1,33E-04	1,39E-04	1,45E-04	1,51E-04	1,57E-04	1,63E-04	1,69E-04	1,75E-04	1,81E-04	1,87E-04	1,93E-04	1,99E-04	2,05E-04		
				1,16E-05	5,46E-06	5,63E-06	3,96E-06	4,07E-06	4,18E-06	4,29E-06	4,40E-06	4,51E-06	4,62E-06	4,73E-06	4,84E-06	4,95E-06	5,06E-06	5,17E-06	5,28E-06	5,39E-06	5,50E-06	5,61E-06	
				1,17E+00	1,59E-01	1,43E-01	1,44E-01	1,45E-01	1,46E-01	1,47E-01	1,48E-01	1,49E-01	1,50E-01	1,51E-01	1,52E-01	1,53E-01	1,54E-01	1,55E-01	1,56E-01	1,57E-01	1,58E-01	1,59E-01	
Titane	24 heures	1er Maximum	5,01E-02	1,84E-02	1,99E-02	2,14E-02	1,46E-02	1,49E-02	1,52E-02	1,55E-02	1,58E-02	1,61E-02	1,64E-02	1,67E-02	1,70E-02	1,73E-02	1,76E-02	1,79E-02	1,82E-02				
				2,70E-02	4,20E-02	4,52E-02	2,84E-02	2,86E-02	2,88E-02	2,90E-02	2,92E-02	2,94E-02	2,96E-02	2,98E-02	3,00E-02	3,02E-02	3,04E-02	3,06E-02	3,08E-02	3,10E-02	3,12E-02		
				1,49E-01	2,09E-02	2,09E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	1,46E-02	
				2,02E-03	6,20E-04	9,82E-04	9,82E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04	7,04E-04		
Uranium	1 heure	1er Maximum	8,64E-03	1,96E-03	1,99E-03	2,00E-03	1,24E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03	1,23E-03				
				4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04	4,82E-04			
				1,11E-03	2,72E-04	5,37E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04	3,03E-04			
				2,90E-05	8,78E-06	1,36E-05	9,90E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06	9,89E-06			
Vanadium	24 heures	1er Maximum	4,10E-03	1,25E-02	1,26E-02	1,27E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02	1,35E-02				
				1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02	1,20E-02				
				1,79E-04	3,65E-03	3,94E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,30E-03				
				5,44E-05	8,43E-05	8,69E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05	6,14E-05					
Zinc	1 heure	1er Maximum	6,55E-02	1,29E-02	1,31E-02	1,32E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02	1,31E-02				
				3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03						
				1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03	1,79E-03							
				8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03	8,93E-03							
Zinc	24 heures	1er Maximum	3,17E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03	1,68E-03					
				3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03	3,17E-03							
				1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03	1,84E-03								
				3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03	3,96E-03								
Zinc	8 heures	1er Maximum	8,44E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03					
				4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03	4,09E-03								
				2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03	2,04E-03								
				9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05	9,39E-05								

Source: WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 16 avril 2014)







Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant pour le projet Dumont - scénario 1 (année 8)

Substance	Période	Statistique	Récepteurs																											
			RES16	RES17	RES18	RES19	RES20	RES21	RES22	RES23	RES24	RES25	RES26	RES27	RES28	RES29	RES30													
Strontium	Annuelle	-	4.19E-05	4.28E-05	4.39E-05	4.64E-05	5.19E-05	5.92E-05	6.34E-05	6.49E-05	6.49E-05	4.75E-05	4.54E-05	4.41E-05	4.25E-05	4.25E-05	4.07E-05	3.80E-05												
	1 heure	1er Maximum	1.39E-03	1.65E-03	1.93E-03	2.22E-03	1.30E-03	1.39E-03	2.57E-03	3.45E-03	3.45E-03	7.67E-04	1.03E-03	1.11E-03	1.14E-03	1.18E-03	9.04E-04	1.06E-03												
	24 heures	1er Maximum	1.43E-04	1.52E-04	1.63E-04	1.79E-04	1.33E-04	1.44E-04	1.38E-04	1.51E-04	1.51E-04	1.07E-04	9.93E-05	9.54E-05	1.00E-04	1.05E-04	1.06E-04	1.25E-04												
Thallium	Annuelle	-	7.70E-06	7.86E-06	8.07E-06	8.55E-06	9.45E-06	1.07E-05	1.14E-05	1.18E-05	1.18E-05	8.70E-06	8.35E-06	8.14E-06	7.89E-06	7.54E-06	6.98E-06													
	1 heure	1er Maximum	4.53E-01	5.43E-01	6.37E-01	7.37E-01	4.34E-01	4.67E-01	8.67E-01	1.17E+00	2.61E-01	3.52E-01	3.79E-01	3.86E-01	4.02E-01	3.07E-01	3.61E-01													
	24 heures	1er Maximum	3.76E-02	4.17E-02	4.81E-02	5.00E-02	3.45E-02	2.62E-02	3.75E-02	5.01E-02	2.05E-02	1.88E-02	1.88E-02	2.05E-02	1.99E-02	1.87E-02	2.90E-02													
Titane	Annuelle	-	1.34E-03	1.37E-03	1.40E-03	1.48E-03	1.64E-03	1.86E-03	1.98E-03	2.02E-03	2.02E-03	1.50E-03	1.44E-03	1.41E-03	1.37E-03	1.31E-03	1.22E-03													
	1 heure	1er Maximum	3.48E-03	4.14E-03	4.83E-03	5.56E-03	3.25E-03	3.48E-03	6.42E-03	8.64E-03	1.92E-03	2.58E-03	2.78E-03	2.84E-03	2.96E-03	2.26E-03	2.66E-03													
	24 heures	1er Maximum	3.58E-04	3.81E-04	4.08E-04	4.31E-04	4.82E-04	5.69E-04	6.36E-04	7.09E-04	1.11E-03	1.11E-03	1.11E-03	1.11E-03	1.11E-03	1.11E-03	1.11E-03													
Uranium	Annuelle	-	1.93E-05	1.97E-05	2.02E-05	2.14E-05	2.36E-05	2.67E-05	2.84E-05	2.90E-05	2.90E-05	2.17E-05	2.09E-05	2.04E-05	2.02E-05	1.97E-05	1.88E-05	1.75E-05												
	1 heure	1er Maximum	3.13E-03	3.45E-03	3.79E-03	4.10E-03	3.05E-03	3.29E-03	5.97E-02	7.00E-02	2.11E-02	2.84E-02	2.90E-02	3.06E-02	3.12E-02	3.25E-02	2.48E-02	2.91E-02												
	24 heures	1er Maximum	6.17E-03	7.38E-03	8.64E-03	1.00E-02	5.21E-03	4.83E-03	2.29E-03	3.04E-03	4.05E-03	1.77E-03	1.59E-03	1.54E-03	1.73E-03	1.74E-03	1.74E-03	4.95E-03												
Vanadium	Annuelle	-	1.18E-04	1.21E-04	1.24E-04	1.31E-04	1.46E-04	1.64E-04	1.75E-04	1.79E-04	1.79E-04	1.33E-04	1.28E-04	1.24E-04	1.21E-04	1.16E-04	1.08E-04													
	1 heure	1er Maximum	2.62E-02	3.12E-02	3.64E-02	4.20E-02	2.46E-02	2.64E-02	4.87E-02	6.55E-02	1.46E-02	1.98E-02	2.12E-02	2.12E-02	2.25E-02	1.72E-02	2.02E-02													
	24 heures	1er Maximum	2.55E-03	2.74E-03	2.96E-03	3.12E-03	3.17E-03	2.38E-03	2.30E-03	2.86E-03	1.80E-03	1.68E-03	1.58E-03	1.58E-03	1.68E-03	1.74E-03	1.76E-03	4.23E-03												
Zinc	Annuelle	-	4.48E-03	5.24E-03	6.11E-03	7.05E-03	5.59E-03	4.60E-03	6.33E-03	8.44E-03	3.88E-03	3.58E-03	3.61E-03	4.33E-03	3.89E-03	3.66E-03	4.23E-03													
	1 heure	1er Maximum	1.30E-04	1.33E-04	1.36E-04	1.44E-04	1.60E-04	1.83E-04	1.95E-04	2.00E-04	1.47E-04	1.41E-04	1.37E-04	1.35E-04	1.32E-04	1.26E-04	1.18E-04													

Source: WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 16 avril 2014)





Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant pour le projet Dumont - scénario 2 (année 10)

Substance	Période	Statistique	Récepteur le plus exposé	Récepteurs																		
				ECO1	ECO2	RES1	RES2	RES3	RES4	RES5	RES6	RES7	RES8	RES9	RES10	RES11	RES12	RES13	RES14	RES15		
Strontium	24 heures	1er Maximum	1,11E-03	8,63E-04	8,08E-04	7,78E-04	7,69E-04	7,69E-04	3,60E-04	3,85E-04	3,86E-04	3,86E-04	4,55E-04	4,68E-04	4,68E-04	5,39E-04	5,43E-04	5,43E-04	5,59E-04	7,18E-04	7,23E-04	
	8 heures	1er Maximum	1,98E-03	1,53E-03	1,38E-03	1,28E-03	1,25E-03	1,25E-03	8,49E-04	8,74E-04	8,74E-04	9,01E-04	9,19E-04	9,19E-04	1,15E-03	1,16E-03	1,16E-03	1,20E-03	1,36E-03	1,36E-03	1,34E-03	
Strontium	Annuelle	-	7,43E-05	4,34E-05	4,40E-05	4,30E-05	4,30E-05	4,30E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	2,34E-05	
	1 heure	1er Maximum	1,16E-03	6,09E-04	6,04E-04	6,12E-04	6,25E-04	6,44E-04	3,98E-04	4,02E-04	4,14E-04	3,88E-04	4,00E-04	4,00E-04	4,48E-04	4,51E-04	4,51E-04	4,65E-04	4,65E-04	4,65E-04	4,65E-04	4,65E-04
Thallium	24 heures	1er Maximum	2,02E-04	5,94E-05	1,45E-04	2,35E-04	2,35E-04	2,35E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	
	8 heures	1er Maximum	3,67E-04	1,17E-04	2,52E-04	2,35E-04	2,35E-04	2,35E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	1,43E-04	
Thallium	Annuelle	-	1,25E-05	7,47E-06	7,63E-06	7,47E-06	7,51E-06	7,51E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	4,83E-06	
	1 heure	1er Maximum	3,81E-01	1,16E-01	1,12E-01	1,14E-01	1,17E-01	1,20E-01	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	9,41E-02	
Titane	24 heures	1er Maximum	3,81E-02	2,95E-02	2,72E-02	2,62E-02	2,62E-02	2,62E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	1,27E-02	
	8 heures	1er Maximum	6,61E-02	5,24E-02	4,68E-02	4,41E-02	4,31E-02	4,28E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	3,19E-02	
Titane	Annuelle	-	2,22E-03	1,31E-03	1,33E-03	1,30E-03	1,30E-03	1,30E-03	6,97E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	7,23E-04	
	1 heure	1er Maximum	2,90E-03	1,32E-03	1,31E-03	1,33E-03	1,33E-03	1,33E-03	1,04E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	1,03E-03	
Uranium	24 heures	1er Maximum	3,08E-04	1,48E-04	3,16E-04	3,48E-04	3,48E-04	3,48E-04	1,60E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	1,63E-04	
	8 heures	1er Maximum	9,18E-04	2,93E-04	6,30E-04	5,88E-04	5,72E-04	5,98E-04	3,57E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	3,73E-04	
Uranium	Annuelle	-	3,12E-05	8,47E-06	1,91E-05	1,87E-05	1,88E-05	1,88E-05	9,64E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	9,95E-06	
	1 heure	1er Maximum	3,08E-02	6,93E-03	1,01E-02	9,85E-03	9,87E-03	9,87E-03	7,76E-03	8,04E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	8,19E-03	
Vanadium	24 heures	1er Maximum	3,28E-03	9,78E-04	2,37E-03	2,28E-03	2,25E-03	2,25E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	1,05E-03	
	8 heures	1er Maximum	5,70E-03	4,56E-03	4,07E-03	3,81E-03	3,71E-03	3,75E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	2,48E-03	
Vanadium	Annuelle	-	1,91E-04	5,19E-05	1,16E-04	1,13E-04	1,14E-04	1,15E-04	5,93E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	6,12E-05	
	1 heure	1er Maximum	2,18E-02	6,10E-03	1,00E-02	1,02E-02	1,05E-02	1,07E-02	6,60E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	6,92E-03	
Zinc	24 heures	1er Maximum	3,40E-03	2,62E-03	2,33E-03	2,38E-03	2,35E-03	2,35E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	1,08E-03	
	8 heures	1er Maximum	6,05E-03	4,72E-03	4,21E-03	3,94E-03	3,83E-03	3,92E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	2,47E-03	
Zinc	Annuelle	-	2,20E-04	6,00E-05	1,30E-04	1,32E-04	1,30E-04	1,30E-04	6,88E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	7,11E-05	

Source: WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 16 avril 2014)



Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant pour le projet Dumont - scénario 2 (année 10)

Table with columns: Substance, Période, Statistique, and 20 Recepteurs (RES16 to RES29). Rows include various metals (Etain, Plomb, Fer, etc.) and compounds (Nickel, Phosphore, etc.).

Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) additionnelles estimées dans l'air ambiant pour le projet Dumont - scénario 2 (année 10)

Substance	Période	Statistique	Récepteurs																
			RES16	RES17	RES18	RES19	RES20	RES21	RES22	RES23	RES24	RES25	RES26	RES27	RES28	RES29	RES30		
Strontium	24 heures	1er Maximum	7,12E-04	7,04E-04	7,75E-04	9,37E-04	1,11E-03	8,43E-04	8,14E-04	7,01E-04	8,33E-04	7,01E-04	5,98E-04	5,43E-04	5,33E-04	5,64E-04	5,33E-04	5,87E-04	
	8 heures	1er Maximum	1,40E-03	1,54E-03	1,67E-03	1,93E-03	1,96E-03	1,47E-03	1,35E-03	1,09E-03	1,30E-03	1,35E-03	1,13E-03	1,08E-03	1,04E-03	1,26E-03	1,04E-03	1,31E-03	
Strontium	Annuelle	-	5,12E-05	5,18E-05	5,27E-05	5,53E-05	6,42E-05	6,94E-05	7,30E-05	6,30E-05	7,43E-05	6,30E-05	5,97E-05	5,70E-05	5,67E-05	5,44E-05	5,12E-05	5,12E-05	
	1 heure	1er Maximum	7,79E-04	8,01E-04	8,32E-04	9,62E-04	1,16E-03	6,54E-04	5,96E-04	1,13E-03	5,90E-04	1,13E-03	7,78E-04	4,53E-04	3,79E-04	3,86E-04	3,79E-04	5,28E-04	
Thallium	24 heures	1er Maximum	1,23E-04	1,31E-04	1,46E-04	1,77E-04	2,02E-04	1,47E-04	1,44E-04	1,17E-04	1,48E-04	1,17E-04	9,90E-05	9,43E-05	9,54E-05	9,98E-05	1,04E-04	1,04E-04	
	8 heures	1er Maximum	2,57E-04	2,87E-04	3,15E-04	3,67E-04	3,59E-04	2,77E-04	2,46E-04	1,82E-04	2,34E-04	1,82E-04	2,00E-04	1,91E-04	1,86E-04	2,23E-04	2,42E-04	2,42E-04	
Thallium	Annuelle	-	8,52E-06	8,62E-06	8,82E-06	9,44E-06	1,09E-05	1,18E-05	1,22E-05	1,09E-05	1,25E-05	1,09E-05	1,03E-05	9,89E-06	9,76E-06	9,43E-06	8,86E-06	8,86E-06	
	1 heure	1er Maximum	2,29E-01	2,37E-01	2,49E-01	2,99E-01	3,79E-01	2,18E-01	1,56E-01	1,61E-01	1,61E-01	3,81E-01	2,54E-01	1,50E-01	9,13E-02	1,16E-01	9,43E-02	1,71E-01	
Titane	24 heures	1er Maximum	2,80E-02	2,76E-02	2,74E-02	3,14E-02	3,81E-02	2,92E-02	2,81E-02	2,88E-02	3,11E-02	2,88E-02	2,50E-02	1,94E-02	1,88E-02	2,01E-02	2,01E-02	2,08E-02	
	8 heures	1er Maximum	4,71E-02	5,14E-02	5,55E-02	6,44E-02	6,61E-02	4,90E-02	4,55E-02	4,37E-02	5,42E-02	4,94E-02	4,04E-02	3,81E-02	3,66E-02	4,50E-02	4,50E-02	4,57E-02	
Titane	Annuelle	-	1,55E-03	1,57E-03	1,60E-03	1,69E-03	1,95E-03	2,03E-03	2,18E-03	1,90E-03	2,22E-03	1,90E-03	1,81E-03	1,72E-03	1,72E-03	1,65E-03	1,55E-03	1,55E-03	
	1 heure	1er Maximum	1,98E-03	2,00E-03	2,08E-03	2,41E-03	2,90E-03	1,69E-03	1,49E-03	2,84E-03	1,48E-03	2,84E-03	1,94E-03	1,33E-03	1,01E-03	8,68E-04	9,47E-04	1,32E-03	
Uranium	24 heures	1er Maximum	3,08E-04	3,28E-04	3,64E-04	4,43E-04	5,10E-04	3,67E-04	3,60E-04	3,70E-04	2,93E-04	2,93E-04	2,47E-04	2,49E-04	2,38E-04	2,49E-04	2,49E-04	2,60E-04	
	8 heures	1er Maximum	6,43E-04	7,19E-04	7,87E-04	9,18E-04	8,97E-04	6,93E-04	6,75E-04	5,80E-04	4,54E-04	5,80E-04	5,00E-04	4,77E-04	4,52E-04	4,68E-04	5,57E-04	6,04E-04	
Uranium	Annuelle	-	2,19E-05	2,19E-05	2,21E-05	2,38E-05	2,72E-05	2,90E-05	3,06E-05	2,73E-05	2,73E-05	2,98E-05	2,47E-05	2,47E-05	2,44E-05	2,35E-05	2,22E-05	2,22E-05	
	1 heure	1er Maximum	1,87E-02	1,94E-02	2,04E-02	2,43E-02	3,08E-02	1,76E-02	1,27E-02	3,08E-02	1,31E-02	2,08E-02	2,08E-02	1,22E-02	7,41E-03	9,31E-03	7,69E-03	1,37E-02	
Vanadium	24 heures	1er Maximum	2,34E-03	2,30E-03	2,29E-03	2,79E-03	3,28E-03	2,45E-03	2,38E-03	2,45E-03	2,45E-03	2,56E-03	2,04E-03	1,62E-03	1,60E-03	1,66E-03	1,66E-03	1,73E-03	
	8 heures	1er Maximum	4,12E-03	4,53E-03	4,81E-03	5,70E-03	5,69E-03	4,31E-03	3,93E-03	4,41E-03	3,74E-03	3,18E-03	2,94E-03	2,84E-03	3,09E-03	3,79E-03	3,79E-03	3,97E-03	
Vanadium	Annuelle	-	1,31E-04	1,33E-04	1,35E-04	1,44E-04	1,67E-04	1,67E-04	1,87E-04	1,65E-04	1,91E-04	1,57E-04	1,50E-04	1,50E-04	1,49E-04	1,43E-04	1,35E-04	1,35E-04	
	1 heure	1er Maximum	1,43E-02	1,47E-02	1,53E-02	1,79E-02	2,18E-02	1,23E-02	9,67E-03	9,60E-03	2,15E-02	1,46E-02	8,54E-03	7,11E-03	6,83E-03	6,65E-03	9,98E-03	9,98E-03	
Zinc	24 heures	1er Maximum	2,15E-03	2,17E-03	2,22E-03	2,93E-03	3,40E-03	2,53E-03	2,47E-03	2,09E-03	2,53E-03	2,09E-03	1,77E-03	1,66E-03	1,62E-03	1,69E-03	1,78E-03	1,78E-03	
	8 heures	1er Maximum	4,33E-03	4,79E-03	5,22E-03	6,05E-03	6,01E-03	4,58E-03	4,15E-03	3,99E-03	3,20E-03	3,41E-03	3,25E-03	3,05E-03	3,15E-03	3,82E-03	4,06E-03	4,06E-03	
Zinc	Annuelle	-	1,51E-04	1,53E-04	1,55E-04	1,65E-04	1,91E-04	2,06E-04	2,16E-04	2,20E-04	1,90E-04	1,71E-04	1,71E-04	1,70E-04	1,63E-04	1,54E-04	1,54E-04		

Source: WSP (communication personnelle de M. Pascal Rhéaume, 16 avril 2014)



## **ANNEXE F**

**CONCENTRATIONS ADDITIONNELLES ESTIMÉES DANS LES  
MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX, ET MÉTHODOLOGIE UTILISÉE**



### Concentrations additionnelles de métaux modélisées dans les milieux d'exposition à partir des concentrations annuelles maximales (scénario 1)<sup>a</sup>

Médias d'exposition	Air ext. (été)		Air ext. (hiver)		Air int. (été)		Air int. (hiver)		Poussières (été)		Poussières (hiver)		Lait/Pr.laitie rs		Viande-Boeuf		Viande-Poulet		Viande-Porc		Viande (global)		Oeufs		Fruits		Légumes racines		Autres légumes		Lait maternel		Foin	
	Unités	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/L	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
Aluminium	1.09E-04	1.09E-04	1.09E-04	7.63E-05	7.63E-05	1.01E-08	1.01E-08	3.41E-09	3.41E-09	3.41E-02	4.87E-02	1.09E-03	8.56E-04	6.23E-03	5.31E-11	1.19E-09	2.34E-03	5.31E-11	7.60E-02	5.96E-02	8.30E-02	8.30E-02	6.95E-06	7.80E-01										
Antimoine	1.44E-08	1.44E-08	1.44E-08	1.01E-08	1.01E-08	1.01E-01	1.44E-01	5.86E-07	5.86E-07	5.86E-07	4.79E-15	1.05E-13	5.65E-08	4.68E-15	1.05E-13	2.06E-07	4.68E-15	1.00E-05	7.87E-06	1.10E-05	1.10E-05	4.57E-10	1.03E-04											
Argent	4.87E-09	4.87E-09	4.87E-09	3.41E-09	3.41E-09	3.41E-02	4.87E-02	3.82E-06	3.82E-06	3.82E-06	4.79E-15	1.05E-13	5.65E-08	4.68E-15	1.05E-13	2.06E-07	4.79E-15	3.40E-06	2.66E-06	3.71E-06	3.71E-06	4.31E-08	3.49E-05											
Arsenic	6.76E-08	6.76E-08	6.76E-08	4.73E-08	4.73E-08	4.73E-01	6.76E-01	5.15E-06	5.15E-06	5.15E-06	4.39E-14	9.82E-13	1.19E-07	9.82E-13	9.82E-13	1.95E-06	4.39E-14	3.72E-05	3.69E-05	5.15E-05	5.15E-05	1.41E-09	4.84E-04											
Baryum	5.38E-08	5.38E-08	5.38E-08	3.77E-08	3.77E-08	3.77E-01	5.38E-01	3.07E-07	3.07E-07	3.07E-07	2.62E-15	2.94E-05	2.94E-05	2.62E-15	2.62E-15	1.15E-07	2.62E-15	3.75E-05	2.94E-05	4.10E-05	4.10E-05	6.00E-09	3.85E-04											
Béryllium	3.95E-09	3.95E-09	3.95E-09	2.77E-09	2.77E-09	2.77E-02	3.95E-02	3.95E-02	3.95E-02	3.95E-02	1.28E-15	2.76E-06	1.50E-07	1.28E-15	2.76E-06	5.64E-08	1.28E-15	2.76E-06	2.16E-06	3.01E-06	3.01E-06	1.13E-12	2.83E-05											
Bore	6.29E-08	6.29E-08	6.29E-08	4.40E-08	4.40E-08	4.40E-01	6.29E-01	6.29E-01	6.29E-01	6.29E-01	1.07E-13	4.33E-15	1.64E-14	1.07E-13	4.33E-15	3.65E-13	1.64E-14	4.39E-05	3.44E-05	4.79E-05	4.79E-05	3.08E-08	4.50E-04											
Cadmium	3.12E-09	3.12E-09	3.12E-09	2.18E-09	2.18E-09	2.18E-02	3.12E-02	2.18E-02	2.18E-02	2.18E-02	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	1.71E-06	9.79E-10	2.23E-05											
Chromium III	1.73E-06	1.73E-06	1.73E-06	1.21E-06	1.21E-06	1.21E+01	1.73E+01	1.73E+01	1.73E+01	1.73E+01	3.09E-12	3.09E-12	3.09E-12	3.09E-12	3.09E-12	1.36E-04	3.09E-12	1.21E-03	9.45E-04	1.32E-03	1.32E-03	8.57E-07	1.24E-02											
Cobalt	2.51E-07	2.51E-07	2.51E-07	1.76E-07	1.76E-07	1.76E+00	2.51E+00	1.91E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.63E-12	3.64E-11	7.17E-05	1.63E-12	3.64E-11	7.17E-05	1.63E-12	1.75E-04	1.37E-04	1.91E-04	1.91E-04	1.74E-07	1.80E-03											
Cuivre	1.06E-06	1.06E-06	1.06E-06	7.42E-07	7.42E-07	7.42E+00	1.06E+01	6.24E-05	6.24E-05	6.24E-05	3.45E-12	7.70E-11	1.51E-04	3.45E-12	7.70E-11	1.51E-04	3.45E-12	7.39E-04	5.79E-04	8.07E-04	8.07E-04	5.32E-07	7.59E-03											
Étain, inorganique	2.50E-08	2.50E-08	2.50E-08	1.75E-08	1.75E-08	1.75E-01	2.50E-01	7.62E-05	7.62E-05	7.62E-05	6.50E-13	1.45E-11	2.86E-05	6.50E-13	1.45E-11	2.86E-05	6.50E-13	1.74E-05	1.37E-05	1.90E-05	1.90E-05	9.84E-09	1.79E-04											
Fer	1.95E-04	1.95E-04	1.95E-04	1.37E-04	1.37E-04	1.37E+03	1.95E+03	1.49E-01	1.49E-01	1.49E-01	1.27E-09	2.83E-08	5.57E-02	1.27E-09	2.83E-08	5.57E-02	1.27E-09	1.36E-01	1.07E-01	1.48E-01	1.48E-01	1.64E-05	1.40E-00											
Fluore	2.35E-08	2.35E-08	2.35E-08	2.35E-08	2.35E-08	3.69E-09	5.17E-09	1.11E-06	1.11E-06	1.11E-06	4.89E-05	4.17E-13	9.32E-12	4.89E-05	4.17E-13	9.32E-12	4.89E-05	1.97E-05	1.54E-05	2.15E-05	2.15E-05	1.02E-08	2.02E-04											
Manganèse	3.21E-06	3.21E-06	3.21E-06	2.25E-06	2.25E-06	2.25E+01	3.21E+01	3.21E+01	3.21E+01	3.21E+01	1.63E-12	3.64E-11	7.17E-05	1.63E-12	3.64E-11	7.17E-05	1.63E-12	2.24E-03	1.75E-03	2.44E-03	2.44E-03	3.58E-07	2.30E-02											
Mercur	1.25E-10	1.25E-10	1.25E-10	1.25E-10	1.25E-10	1.48E-07	1.93E-07	1.93E-07	1.93E-07	1.93E-07	1.02E-14	2.27E-13	5.36E-07	1.02E-14	2.27E-13	5.36E-07	1.02E-14	1.05E-07	8.20E-08	1.14E-07	1.14E-07	3.01E-11	1.07E-06											
Molybdène	1.54E-08	1.54E-08	1.54E-08	1.08E-08	1.08E-08	1.08E-01	1.54E-01	9.07E-07	9.07E-07	9.07E-07	3.00E-14	6.71E-13	1.32E-06	3.00E-14	6.71E-13	1.32E-06	3.00E-14	1.07E-05	8.42E-06	1.17E-05	1.17E-05	7.64E-09	1.10E-04											
Nickel, métal	1.89E-06	1.89E-06	1.89E-06	1.32E-06	1.32E-06	1.32E+01	1.89E+01	4.32E-04	4.32E-04	4.32E-04	3.69E-12	8.23E-11	1.62E-04	3.69E-12	8.23E-11	1.62E-04	3.69E-12	1.32E-03	1.03E-03	1.44E-03	1.44E-03	6.76E-07	1.35E-02											
Plomb	9.07E-08	9.07E-08	9.07E-08	6.35E-08	6.35E-08	6.35E-01	9.07E-01	8.90E-07	8.90E-07	8.90E-07	8.84E-15	1.98E-13	3.89E-07	8.84E-15	1.98E-13	3.89E-07	8.84E-15	6.33E-05	4.96E-05	6.91E-05	6.91E-05	7.21E-09	6.49E-04											
Sélénium	6.24E-09	6.24E-09	6.24E-09	4.37E-09	4.37E-09	4.37E-02	6.24E-02	6.24E-02	6.24E-02	6.24E-02	2.29E-12	5.18E-05	5.18E-05	2.29E-12	5.18E-05	5.18E-05	2.29E-12	4.35E-06	3.41E-06	4.75E-06	4.75E-06	8.84E-09	4.47E-05											
Strontium	7.43E-08	7.43E-08	7.43E-08	5.20E-08	5.20E-08	5.20E-01	7.43E-01	4.38E-06	4.38E-06	4.38E-06	8.49E-07	7.24E-15	1.62E-13	8.49E-07	7.24E-15	1.62E-13	8.49E-07	5.18E-05	4.06E-05	5.66E-05	5.66E-05	3.63E-08	5.32E-04											
Thallium	1.25E-08	1.25E-08	1.25E-08	8.75E-09	8.75E-09	8.75E-02	1.25E-02	1.25E-02	1.25E-02	1.25E-02	1.63E-13	3.64E-11	7.17E-05	1.63E-13	3.64E-11	7.17E-05	1.63E-13	8.72E-06	6.83E-06	9.52E-06	9.52E-06	9.10E-09	8.95E-05											
Titane	2.22E-06	2.22E-06	2.22E-06	1.55E-06	1.55E-06	1.55E+01	2.22E+01	2.22E+01	2.22E+01	2.22E+01	2.16E-11	4.84E-10	9.51E-04	2.16E-11	4.84E-10	9.51E-04	2.16E-11	1.55E-03	1.21E-03	1.69E-03	1.69E-03	8.99E-06	1.59E-02											
Uranium, sels très solubles	3.12E-08	3.12E-08	3.12E-08	2.18E-08	2.18E-08	2.18E-01	3.12E-01	7.35E-07	7.35E-07	7.35E-07	2.03E-15	4.53E-14	8.91E-08	2.03E-15	4.53E-14	8.91E-08	2.03E-15	2.18E-05	1.71E-05	2.38E-05	2.38E-05	5.99E-09	2.23E-04											
Vanadium	1.91E-07	1.91E-07	1.91E-07	1.34E-07	1.34E-07	1.34E+00	1.91E+00	1.92E-05	1.92E-05	1.92E-05	1.55E-13	3.47E-12	6.82E-06	1.55E-13	3.47E-12	6.82E-06	1.55E-13	1.33E-04	1.04E-04	1.45E-04	1.45E-04	1.22E-09	1.37E-03											
Zinc	2.20E-07	2.20E-07	2.20E-07	1.54E-07	1.54E-07	1.54E+00	2.20E+00	8.64E-05	8.64E-05	8.64E-05	6.26E-13	2.04E-13	3.14E-04	6.26E-13	2.04E-13	3.14E-04	6.26E-13	1.53E-04	1.20E-04	1.68E-04	1.68E-04	1.03E-06	1.58E-03											

a. Sur une base annuelle, le scénario 1 conduit à des concentrations additionnelles dans l'air ambiant plus élevées que le scénario 2



## Équations utilisées pour modéliser le transfert multimédia des métaux afin de déterminer les concentrations additionnelles dans différents milieux environnementaux

### Liste des médias à modéliser :

- Air intérieur
- Poussières intérieures
- Végétaux (fruits, légumes racines, autres légumes, foin, grain de provende)
- Produits animaux (lait + produits laitiers, viande de bœuf, de poulet et de porc, viande (global), œufs)

Note : dans les tableaux suivants, (-) indique les paramètres propres à chaque substance

### Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

#### Équation principale

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{ptic} \times TP_m) + C_{us-eau}$$

$$f_{ptic} = \frac{c \times S_T}{p_L^0 + (c \times S_T)}$$

$$p_L^0 = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{ptic}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{ai}$	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m <sup>3</sup>
$C_{air}$	Concentration dans l'air extérieur	--	mg/m <sup>3</sup>
$f_{gaz}$	Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur	--	-
$f_{ptic}$	Fraction adsorbée du contaminant dans l'air extérieur	--	-

$TP_m$	Taux de pénétration des particules dans la résidence	0.70	-
$C_{IS-eau}$	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation domestique de de l'eau	--	mg/m <sup>3</sup>
$C$	Constante de Junge	1.70E-04	atm.cm
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p^{\circ}_L$	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

**Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été**

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,0000000001}$$

$$f_{sol} = 0,3$$

$$f_{MES} = 0,10$$

$$C_{MES} = 10 \quad (\text{région isolée})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{P_L^o + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

$$P_L^o = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$P_L^o = \frac{PV}{e^{-6,79}}$$

$$= \left( \frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{pou}$	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
$C_{sol}$	Concentration dans le sol de surface <sup>1</sup>	0	mg/kg
$f_{sol}$	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0.30	-
$C_{pic}$	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 <sup>3</sup>
$f_{pic}$	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
$C_{MES}$	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	10.00	µg/m <sup>3</sup>
$0,0000000001$	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	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p^{\circ}_L$	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
$PV$	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{fusion}$	Température de fusion du contaminant	--	°Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	298.00	°Kelvin

<sup>1</sup> 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.



### Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{pic} \times f_{MES})$$

$$C_{pic} = \frac{C_{ai} \times f_{pic}}{C_{MES} \times 0,0000000001}$$

$$f_{sol} = 0 \quad (\text{sol gelé})$$

$$f_{MES} = 0,1429$$

$$C_{MES} = 10 \quad (\text{région isolée})$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{PL^{\circ} + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

$$PL^{\circ} = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$PL^{\circ} = \frac{PV}{e^{-6,79}}$$

$$= \left( \frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{pou}$	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
$C_{sol}$	Concentration dans le sol de surface <sup>2</sup>	0	mg/kg
$f_{sol}$	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0	-
$C_{pic}$	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 <sup>3</sup>
$f_{pic}$	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
$C_{MES}$	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	10.00	µg/m <sup>3</sup>
$0,0000000001$	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	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p^{\circ}_L$	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

<sup>2</sup> 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.

### Modélisation de la concentration dans les fruits

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^3$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left( 1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t^{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^4$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{pic})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{pic}$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{P_L^2 + (c \times S_T)}$$

$$P_L^2 = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

où

<sup>3</sup> 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.

<sup>4</sup> 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 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	--	µg/m <sup>2</sup> /an
$FI_v$	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0.050	-
$k_i$	Coefficient de pertes de surface	18.05	/an
$P_v$	Productivité du végétal (partie consommée)	110.00	g/m <sup>2</sup>
$T_v$	Période de croissance avant récolte	0.16	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600.00	m/jour
$Cair_g$	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	µg/m <sup>3</sup>
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500.00	m/jour
$Cair_p$	Concentration dans l'air adsorbée aux particules	--	µg/m <sup>3</sup>
$t_{1/2atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
$Cair$	Concentration dans l'air en été	--	µg/m <sup>3</sup>
$f_{pic}$	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
$c$	Constante de Junge	1.70E-04	atm.cm
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	cm <sup>2</sup> /cm <sup>3</sup>
$p^{\circ}_L$	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	273.00	°Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

### Modélisation de la concentration dans les racines et tubercules

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^5$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left( 1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t^{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^6$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{pic})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{pic}$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{P_L^2 + (c \times S_T)}$$

$$P_L^2 = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

où

<sup>5</sup> 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.

<sup>6</sup> Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante ( $Bap_p$ ) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_v$	Concentration dans les racines et tubercules (poids frais)	--	mg/kg
$P_{rv}$	Concentration décollant de l'absorption par les racines	0.00	mg/kg
$P_{dv}$	Concentration décollant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
$P_{av}$	Concentration décollant 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	-
$k_i$	Coefficient de pertes de surface	18.05	/an
$P_v$	Productivité du végétal (partie consommée)	108.00	$\text{g}/\text{m}^2$
$T_v$	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	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$f_{pic}$	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
$c$	Constante de Junge	1.70E-04	atm.cm
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	$\text{cm}^2/\text{cm}^3$
$p^{\circ}_L$	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
$PV$	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$Pt_{fusion}$	Température de fusion du contaminant	--	$^{\circ}\text{Kelvin}$
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	273.00	$^{\circ}\text{Kelvin}$
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

### Modélisation de la concentration dans les légumes à feuilles

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^7$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left( 1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t^{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^8$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{pic})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{pic}$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{P_L^i + (c \times S_T)}$$

$$P_L^i = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

où

<sup>7</sup> 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.

<sup>8</sup> Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante ( $Bap_p$ ) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_v$	Concentration dans les légumes à feuilles (poids frais)	--	mg/kg
$P_{rv}$	Concentration décollant de l'absorption par les racines	0.00	mg/kg
$P_{dv}$	Concentration décollant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
$P_{av}$	Concentration décollant 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	-
$k_i$	Coefficient de pertes de surface	18.05	/an
$P_v$	Productivité du végétal (partie consommée)	180.00	$\text{g}/\text{m}^2$
$T_v$	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	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{1/2atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
$C_{air}$	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$f_{pic}$	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
$c$	Constante de Junge	1.70E-04	atm.cm
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	$\text{cm}^2/\text{cm}^3$
$p^{\circ}_L$	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
$PV$	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$Pt_{fusion}$	Température de fusion du contaminant	--	$^{\circ}\text{Kelvin}$
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	273.00	$^{\circ}\text{Kelvin}$
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an



### Modélisation de la concentration dans le foin

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^9$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left( 1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{cv} = 0 \quad (Bap_v = 0)^{10}$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^2 + (c \times S_T)}$$

$$p_L = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

où

<sup>9</sup> 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.

<sup>10</sup> Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air- plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante ( $Bap_p$ ) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_v$	Concentration dans le foin (poids frais)	--	mg/kg
$Pr_v$	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0.00	mg/kg
$Pd_v$	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
$Pa_v$	Concentration découlant du transfert air-plante	0.00	mg/kg
$F_{cv}$	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0.50	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
$FI_v$	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0.47	-
$k_i$	Coefficient de pertes de surface	18.05	/an
$P_v$	Productivité du végétal (partie consommée)	310.00	$\text{g}/\text{m}^2$
$T_v$	Période de croissance avant récolte	0.15	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600.00	m/jour
$Ca_{ir_g}$	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500.00	m/jour
$Ca_{ir_p}$	Concentration dans l'air adsorbée aux particules	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{1/2,atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
$C_{air}$	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$f_{pic}$	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
$C$	Constante de Junge	1.70E-04	atm.cm
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	$\text{cm}^2/\text{cm}^3$
$p^{\circ}_L$	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

### Modélisation de la concentration dans les grains de provende

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^{11}$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times \left( 1 - e^{(-k_t \times T_v)} \right)$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^{12}$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^2 + (c \times S_T)}$$

$$p_L = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 4,2 \times 10^{-7} \quad (\text{région isolée})$$

où

<sup>11</sup> 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.

<sup>12</sup> Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air- plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante ( $Bap_p$ ) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_v$	Concentration dans les grains de provende (poids frais)	--	mg/kg
$Pr_v$	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0.00	mg/kg
$Pd_v$	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	0.00	mg/kg
$Pa_v$	Concentration découlant du transfert air-plante	0.00	mg/kg
$F_{cv}$	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0.90	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
$FI_v$	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0.00	-
$k_i$	Coefficient de pertes de surface	18.05	/an
$P_v$	Productivité du végétal (partie consommée)	300.00	$\text{g}/\text{m}^2$
$T_v$	Période de croissance avant récolte	0.27	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600.00	$\text{m}/\text{jour}$
$Ca_{ir_g}$	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500.00	$\text{m}/\text{jour}$
$Ca_{ir_p}$	Concentration dans l'air 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	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$f_{pic}$	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
$C$	Constante de Junge	1.70E-04	$\text{atm}\cdot\text{cm}$
$S_T$	Surface moyenne des particules	4.20E-07	$\text{cm}^2/\text{cm}^3$
$p^{\circ}_L$	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

**Modélisation de la concentration dans la viande de bœuf**

$$C_{boeuf} = \left[ \begin{array}{l} (Q_f \times C_f) + (Q_g \times C_g) \\ + (Q_{sol} \times C_{sol}) + (Q_{eau} \times C_{eau}) \\ + (Q_{air} \times C_{air}) \end{array} \right] \times FBT_{boeuf}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{boeuf}$	Concentration dans la viande de bœuf (poids frais)	--	mg/kg
$C_f$	Concentration dans le foin (poids sec)	--	mg/kg
$C_g$	Concentration dans le grain de provende (poids sec)	0.00	mg/kg
$C_{sol}$	Concentration dans le sol	0.00	mg/kg
$C_{eau}$	Concentration dans l'eau d'abreuvement	0.00	mg/L
$C_{air}$	Concentration dans l'air	--	mg/m <sup>3</sup>
$Q_f$	Quantité ingérée de foin (poids sec)	2.66	kg/jour
$Q_g$	Quantité ingérée de grain de provende (poids sec)	5.00	kg/jour
$Q_{sol}$	Quantité ingérée de sol	0.080	kg/jour
$Q_{eau}$	Quantité ingérée d'eau d'abreuvement	17.30	L/jour
$Q_{air}$	Quantité d'air inhalée	59.30	m <sup>3</sup> /jour
$FBT_{boeuf}$	Facteur de biotransfert pour la viande de bœuf	--	jour/kg

**Modélisation de la concentration dans la viande de poulet**

$$C_{poulet} = \left[ \begin{array}{l} (Q_g \times C_g) \\ + (Q_{sol} \times C_{sol}) + (Q_{eau} \times C_{eau}) \\ + (Q_{air} \times C_{air}) \end{array} \right] \times FBT_{poulet}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{poulet}$	Concentration dans la viande de poulet (poids frais)	--	mg/kg
$C_g$	Concentration dans le grain de provende (poids sec)	0.00	mg/kg
$C_{sol}$	Concentration dans le sol	0.00	mg/kg
$C_{eau}$	Concentration dans l'eau d'abreuvement	0.00	mg/L
$C_{air}$	Concentration dans l'air	--	mg/m <sup>3</sup>
$Q_g$	Quantité ingérée de grain de provende (poids sec)	0.70	kg/jour
$Q_{sol}$	Quantité ingérée de sol	7.00E-04	kg/jour
$Q_{eau}$	Quantité ingérée d'eau d'abreuvement	0.28	L/jour
$Q_{air}$	Quantité d'air inhalée	0.33	m <sup>3</sup> /jour
$FBT_{poulet}$	Facteur de biotransfert pour la viande de poulet	--	jour/kg

**Modélisation de la concentration dans la viande de porc**

$$C_{porc} = \left[ \begin{array}{l} (Q_g \times C_g) \\ + (Q_{sol} \times C_{sol}) + (Q_{eau} \times C_{eau}) \\ + (Q_{air} \times C_{air}) \end{array} \right] \times FBT_{porc}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{porc}$	Concentration dans la viande de porc (poids frais)	--	mg/kg
$C_g$	Concentration dans le grain de provende (poids sec)	0.00	mg/kg
$C_{sol}$	Concentration dans le sol	0.00	mg/kg
$C_{eau}$	Concentration dans l'eau d'abreuvement	0.00	mg/L
$C_{air}$	Concentration dans l'air	--	mg/m <sup>3</sup>
$Q_g$	Quantité ingérée de grain de provende (poids sec)	3.50	kg/jour
$Q_{sol}$	Quantité ingérée de sol	0.035	kg/jour
$Q_{eau}$	Quantité ingérée d'eau d'abreuvement	5.65	L/jour
$Q_{air}$	Quantité d'air inhalée	7.26	m <sup>3</sup> /jour
$FBT_{porc}$	Facteur de biotransfert pour la viande de porc	--	jour/kg

### Modélisation de la concentration dans les œufs

$$C_{\text{œufs}} = \left[ \begin{array}{l} (Q_g \times C_g) \\ + (Q_{\text{sol}} \times C_{\text{sol}}) + (Q_{\text{eau}} \times C_{\text{eau}}) \\ + (Q_{\text{air}} \times C_{\text{air}}) \end{array} \right] \times FBT_{\text{œufs}}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{\text{œufs}}$	Concentration dans les œufs (poids frais)	--	mg/kg
$C_g$	Concentration dans le grain de provende (poids sec)	0.00	mg/kg
$C_{\text{sol}}$	Concentration dans le sol	0.00	mg/kg
$C_{\text{eau}}$	Concentration dans l'eau d'abreuvement	0.00	mg/L
$C_{\text{air}}$	Concentration dans l'air	--	mg/m <sup>3</sup>
$Q_g$	Quantité ingérée de grain de provende (poids sec)	0.70	kg/jour
$Q_{\text{sol}}$	Quantité ingérée de sol	7.00E-04	kg/jour
$Q_{\text{eau}}$	Quantité ingérée d'eau d'abreuvement	0.28	L/jour
$Q_{\text{air}}$	Quantité d'air inhalée	0.33	m <sup>3</sup> /jour
$FBT_{\text{œufs}}$	Facteur de biotransfert pour les œufs	--	jour/kg



### Modélisation de la concentration globale dans la viande

$$C_{viande} = \frac{(C_{boeuf} \times f_{boeuf}) + (C_{porc} \times f_{porc}) + (C_{poulet} \times f_{poulet})}{(f_{boeuf} + f_{porc} + f_{poulet})}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{viande}$	Concentration globale dans la viande	--	mg/kg
$C_{boeuf}$	Concentration dans la viande de boeuf	--	mg/kg
$f_{boeuf}$	Proportion de viande de boeuf dans la consommation globale de viande et oeufs	0.30	-
$C_{porc}$	Concentration dans la viande de porc	--	mg/kg
$f_{porc}$	Proportion de viande de porc dans la consommation globale de viande et oeufs	0.20	-
$C_{poulet}$	Concentration dans la viande de poulet	--	mg/kg
$f_{poulet}$	Proportion de viande de poulet dans la consommation globale de viande et oeufs	0.30	-

### Modélisation de la concentration dans le lait

$$C_{\text{lait}} = \left[ \begin{array}{l} (Q_f \times C_f) + (Q_g \times C_g) \\ + (Q_{\text{sol}} \times C_{\text{sol}}) + (Q_{\text{eau}} \times C_{\text{eau}}) \\ + (Q_{\text{air}} \times C_{\text{air}}) \end{array} \right] \times FBT_{\text{lait}} \times \text{lait}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$C_{\text{lait}}$	Concentration dans le lait (poids frais)	--	mg/L
$C_f$	Concentration dans le foin (poids sec)	--	mg/kg
$C_g$	Concentration dans le grain de provende (poids sec)	0.00	mg/kg
$C_{\text{sol}}$	Concentration dans le sol	0.00	mg/kg
$C_{\text{eau}}$	Concentration dans l'eau d'abreuvement	0.00	mg/L
$C_{\text{air}}$	Concentration dans l'air	--	mg/m <sup>3</sup>
$Q_f$	Quantité ingérée de foin (poids sec)	2.66	kg/jour
$Q_g$	Quantité ingérée de grain de provende (poids sec)	5.00	kg/jour
$Q_{\text{sol}}$	Quantité ingérée de sol	0.080	kg/jour
$Q_{\text{eau}}$	Quantité ingérée d'eau d'abreuvement	17.30	L/jour
$Q_{\text{air}}$	Quantité d'air inhalée	59.30	m <sup>3</sup> /jour
$FBT_{\text{lait}}$	Facteur de biotransfert pour le lait	--	jour/kg
$\rho_{\text{lait}}$	Densité du lait	1.03	kg/L

## **ANNEXE G**

### **DOSES D'EXPOSITION ADDITIONNELLES ESTIMÉES POUR UNE EXPOSITION CHRONIQUE**



**Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles maximales estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 1)**

Voies d'exposition	Inhalation d'air extérieur en été	Inhalation d'air intérieur en été	Contact cutané avec l'air en été	Contact cutané avec poussières en été	Ingestion de poussières en été	Ingestion de fruits	Ingestion de légumes	Ingestion de viande	Ingestion d'œufs	Ingestion de lait/produits laitiers	Inhalation d'air extérieur en hiver	Inhalation d'air intérieur en hiver	Contact cutané avec l'air en hiver	Contact cutané avec poussières en hiver	Ingestion de poussières en hiver
Aluminium	5.72E-06	3.49E-05	0.00E+00	3.99E-05	1.14E-03	2.04E-04	1.99E-04	1.39E-07	7.93E-16	2.94E-06	1.27E-06	3.80E-05	0.00E+00	2.28E-05	1.63E-03
Antimoine	7.56E-10	4.61E-09	0.00E+00	5.27E-09	1.50E-07	2.70E-08	2.64E-08	1.23E-11	6.99E-20	1.94E-10	1.68E-10	5.02E-09	0.00E+00	3.01E-09	2.15E-07
Argent	2.56E-10	1.56E-09	0.00E+00	1.78E-09	5.09E-08	9.13E-09	8.91E-09	1.25E-11	7.09E-20	1.31E-08	5.69E-11	1.70E-09	0.00E+00	1.02E-09	7.27E-08
Arsenic	3.55E-09	2.16E-08	0.00E+00	9.89E-08	7.06E-07	1.27E-07	1.24E-07	1.15E-10	6.56E-19	5.47E-10	7.90E-10	2.86E-08	0.00E+00	5.65E-08	1.01E-06
Baryum	2.82E-09	1.72E-08	0.00E+00	1.97E-08	5.62E-07	1.01E-07	9.84E-08	6.88E-12	3.91E-20	2.54E-09	6.29E-10	1.89E-09	0.00E+00	1.12E-08	8.03E-07
Béryllium	2.07E-10	1.27E-09	0.00E+00	1.44E-09	4.13E-08	7.40E-09	7.23E-09	3.37E-12	1.92E-20	4.79E-13	4.62E-11	1.38E-09	0.00E+00	8.26E-10	5.90E-08
Bore	3.30E-09	2.01E-08	0.00E+00	2.30E-08	6.57E-07	1.18E-07	1.15E-07	4.29E-11	2.44E-19	1.27E-08	7.35E-10	2.19E-09	0.00E+00	1.31E-08	9.39E-07
Cadmium	1.64E-10	9.99E-10	0.00E+00	1.14E-10	3.26E-08	5.85E-09	5.71E-09	8.11E-09	4.62E-17	3.50E-07	2.02E-08	6.03E-07	0.00E+00	3.62E-07	2.58E-05
Chrome trivalent (Cr III)	9.08E-08	5.54E-07	0.00E+00	6.33E-07	1.81E-05	3.24E-06	3.17E-06	4.28E-09	2.44E-17	6.77E-08	2.93E-09	1.84E-08	0.00E+00	5.25E-08	3.75E-06
Cobalt	1.32E-08	8.04E-08	0.00E+00	9.18E-08	2.62E-06	4.70E-07	4.59E-07	9.04E-09	5.14E-17	2.14E-07	1.24E-08	3.70E-07	0.00E+00	2.22E-07	1.58E-05
Cuivre	5.56E-08	3.39E-07	0.00E+00	3.88E-07	1.11E-05	1.99E-06	1.94E-06	9.04E-09	5.14E-17	2.14E-07	1.24E-08	3.70E-07	0.00E+00	2.22E-07	1.58E-05
Étain, inorganique	1.31E-09	8.01E-09	0.00E+00	9.14E-09	2.61E-07	4.68E-08	4.57E-08	1.71E-09	9.70E-18	3.37E-09	2.92E-10	8.72E-09	0.00E+00	5.23E-09	3.73E-07
Fer	1.02E-05	6.25E-05	0.00E+00	7.13E-05	2.04E-03	3.65E-04	3.57E-04	3.33E-06	1.89E-14	6.57E-06	2.28E-06	6.80E-05	0.00E+00	4.08E-05	2.91E-03
Fluore (ion)	1.23E-09	1.08E-08	4.20E-13	1.93E-16	5.51E-15	5.28E-08	5.16E-08	3.61E-09	1.71E-17	3.80E-09	2.75E-10	1.17E-08	1.75E-14	1.08E-16	7.72E-15
Manganèse	1.88E-07	1.03E-06	0.00E+00	1.17E-06	3.35E-05	6.02E-06	5.87E-06	1.09E-09	6.23E-18	1.51E-07	3.78E-08	1.12E-06	0.00E+00	6.71E-07	4.79E-05
Mercur	6.56E-12	5.72E-11	2.11E-15	7.74E-15	2.21E-13	2.81E-10	2.74E-10	3.20E-11	1.52E-19	9.10E-12	1.46E-12	6.23E-11	8.78E-17	4.04E-15	2.89E-13
Molybdène	8.08E-10	4.93E-09	0.00E+00	5.63E-09	1.61E-07	2.89E-08	2.82E-08	7.88E-11	4.48E-19	3.11E-09	1.80E-10	5.37E-09	0.00E+00	3.22E-09	2.30E-07
Nickel, métal	9.92E-08	6.05E-07	0.00E+00	2.76E-06	1.97E-05	3.54E-06	3.46E-06	9.67E-09	5.50E-17	2.55E-07	2.21E-08	6.59E-07	0.00E+00	1.58E-06	2.82E-05
Plomb	4.76E-09	2.90E-08	0.00E+00	3.32E-08	9.48E-07	1.70E-07	1.66E-07	2.32E-11	1.32E-19	3.06E-09	1.06E-09	3.16E-08	0.00E+00	1.90E-08	1.35E-06
Sélénium	3.28E-10	2.00E-09	0.00E+00	2.28E-09	6.52E-08	1.17E-08	1.14E-08	7.98E-11	3.42E-17	3.36E-09	7.29E-11	2.18E-09	0.00E+00	1.30E-09	9.32E-08
Strontium	3.90E-09	2.38E-08	0.00E+00	2.72E-08	7.76E-07	1.39E-07	1.36E-07	1.90E-11	1.08E-19	1.50E-08	8.68E-10	2.59E-08	0.00E+00	1.55E-08	1.11E-06
Thallium	6.56E-10	4.00E-09	0.00E+00	4.57E-09	1.31E-07	2.34E-08	2.29E-08	4.26E-10	2.43E-18	3.37E-09	1.46E-10	4.36E-09	0.00E+00	2.61E-09	1.87E-07
Titane	1.17E-07	7.11E-07	0.00E+00	8.12E-07	2.32E-05	4.16E-06	4.06E-06	5.68E-08	3.23E-16	2.99E-06	2.59E-08	7.74E-07	0.00E+00	4.64E-07	3.31E-05
Uranium, sels très solubles	1.64E-09	9.99E-09	0.00E+00	1.14E-08	3.26E-07	5.85E-08	5.71E-08	5.32E-12	3.03E-20	2.52E-09	3.65E-10	1.09E-08	0.00E+00	6.52E-09	4.66E-07
Vanadium	1.00E-08	6.12E-08	0.00E+00	6.98E-08	2.00E-06	3.58E-07	3.50E-07	4.07E-10	2.32E-18	1.29E-10	2.23E-09	6.66E-08	0.00E+00	3.99E-08	2.85E-06
Zinc	1.15E-08	7.05E-08	0.00E+00	8.04E-08	2.30E-06	4.12E-07	4.03E-07	1.88E-08	9.34E-18	2.97E-07	2.57E-09	7.67E-08	0.00E+00	4.60E-08	3.28E-06

Doses estimées à partir des concentrationnelles maximales estimées sur une base annuelle

**Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles maximales estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 1)**

Voies d'exposition	Inhalation d'air extérieur en été	Inhalation d'air intérieur en été	Contact cutané avec l'air en été	Contact cutané avec des poussières en été	Ingestion de poussières en été	Ingestion de fruits	Ingestion de légumes	Ingestion de viande	gestion d'œufs	Ingestion de lait/produits laitiers	Ingestion de lait maternel	Inhalation d'air extérieur en hiver	Inhalation d'air intérieur en hiver	Contact cutané avec l'air en hiver	Contact cutané avec des poussières en hiver	Ingestion de poussières en hiver
Aluminium	6.75E-06	3.04E-05	0.00E+00	2.82E-05	2.18E-03	7.66E-04	2.56E-04	4.55E-06	2.67E-14	1.49E-05	0.00E+00	1.50E-06	3.40E-05	0.00E+00	1.61E-05	3.11E-03
Antimoine	8.91E-10	4.01E-09	0.00E+00	3.72E-09	2.88E-07	1.01E-07	3.39E-08	4.00E-10	2.36E-18	9.87E-10	0.00E+00	1.99E-10	4.50E-09	0.00E+00	2.13E-09	4.11E-07
Argent	3.01E-10	1.36E-09	0.00E+00	1.26E-09	9.72E-08	3.42E-08	1.14E-08	4.06E-10	2.39E-18	6.67E-08	0.00E+00	6.72E-11	1.52E-09	0.00E+00	7.19E-10	1.39E-07
Arsenic	4.19E-09	1.88E-08	0.00E+00	6.99E-08	1.35E-06	4.75E-07	1.59E-07	3.76E-09	2.12E-17	2.78E-09	0.00E+00	9.33E-10	2.11E-08	0.00E+00	3.99E-08	1.93E-06
Barium	3.33E-09	1.50E-08	0.00E+00	1.02E-09	1.07E-06	3.78E-07	1.29E-07	2.24E-10	1.32E-18	1.29E-08	0.00E+00	7.42E-10	1.68E-08	0.00E+00	7.95E-09	1.54E-06
Béryllium	2.45E-10	1.10E-09	0.00E+00	1.02E-09	7.89E-08	2.77E-08	9.29E-09	1.10E-10	6.46E-19	2.44E-12	0.00E+00	5.45E-11	1.23E-09	0.00E+00	5.83E-10	1.13E-07
Bore	3.89E-09	1.75E-08	0.00E+00	1.63E-08	1.26E-06	4.42E-07	1.48E-07	1.40E-09	8.23E-18	6.47E-08	0.00E+00	8.68E-10	1.96E-08	0.00E+00	9.29E-09	1.79E-06
Cadmium	1.93E-10	8.69E-10	0.00E+00	8.06E-11	6.23E-08	2.19E-08	7.33E-09	4.77E-11	1.28E-18	2.14E-09	0.00E+00	4.31E-11	9.75E-10	0.00E+00	4.61E-11	8.90E-08
Chrome trivalent (Cr III)	1.07E-07	4.82E-07	0.00E+00	4.47E-07	3.45E-05	1.21E-05	4.07E-06	2.65E-07	1.56E-15	1.78E-06	0.00E+00	2.39E-08	5.40E-07	0.00E+00	2.56E-07	4.94E-05
Cobalt	1.55E-08	6.99E-08	0.00E+00	6.49E-08	5.01E-06	1.76E-06	5.90E-07	1.40E-07	8.21E-16	3.44E-07	0.00E+00	3.46E-09	7.84E-08	0.00E+00	3.71E-08	7.16E-06
Cuivre	6.56E-08	2.95E-07	0.00E+00	2.74E-07	2.12E-05	7.44E-06	2.49E-06	2.95E-07	1.73E-15	1.09E-06	0.00E+00	1.46E-08	3.31E-07	0.00E+00	1.57E-07	3.02E-05
Étain, inorganique	1.55E-09	6.97E-09	0.00E+00	6.46E-09	4.99E-07	1.76E-07	5.88E-08	5.56E-08	3.27E-16	1.71E-08	0.00E+00	3.45E-10	7.81E-09	0.00E+00	3.69E-09	7.13E-07
Fer	1.21E-05	5.43E-05	0.00E+00	5.04E-05	3.89E-03	1.37E-03	4.58E-04	1.08E-04	6.38E-13	3.34E-05	0.00E+00	2.69E-06	6.09E-05	0.00E+00	2.88E-05	5.56E-03
Fluorure (ion)	1.45E-09	9.36E-09	2.97E-13	1.36E-16	1.05E-14	1.98E-07	6.63E-08	1.18E-07	5.77E-16	1.93E-08	0.00E+00	3.24E-10	1.05E-08	1.24E-14	7.64E-17	1.48E-14
Manganèse	1.99E-07	8.95E-07	0.00E+00	8.29E-07	6.41E-05	2.25E-05	7.55E-06	3.57E-08	2.10E-16	7.70E-07	0.00E+00	4.43E-08	1.00E-06	0.00E+00	4.74E-07	9.16E-05
Mercure	7.74E-12	4.98E-11	1.49E-15	5.47E-15	4.23E-13	1.05E-09	3.53E-10	1.04E-09	5.11E-18	4.63E-11	0.00E+00	1.73E-12	5.58E-11	6.17E-17	2.86E-15	5.52E-13
Molybdène	9.53E-10	4.29E-09	0.00E+00	3.98E-09	3.07E-07	1.08E-07	3.62E-08	2.57E-09	1.51E-17	1.58E-08	0.00E+00	2.13E-10	4.81E-09	0.00E+00	2.27E-09	4.39E-07
Nickel, métal	1.17E-07	5.27E-07	0.00E+00	1.95E-06	3.77E-05	1.33E-05	4.44E-06	3.15E-07	1.86E-15	1.30E-06	0.00E+00	2.61E-09	5.90E-07	0.00E+00	1.12E-06	5.39E-05
Plomb	5.62E-09	2.53E-08	0.00E+00	2.34E-08	1.81E-06	6.37E-07	2.13E-07	7.56E-10	4.45E-18	1.55E-08	0.00E+00	1.25E-09	2.83E-08	0.00E+00	1.34E-08	2.59E-06
Sélénium	3.86E-10	1.74E-09	0.00E+00	1.61E-09	1.25E-07	4.38E-08	1.47E-08	6.20E-09	1.15E-15	1.71E-08	0.00E+00	8.61E-11	1.95E-09	0.00E+00	9.22E-10	1.78E-07
Strontium	4.60E-09	2.07E-08	0.00E+00	1.92E-08	1.48E-06	5.22E-07	1.75E-07	6.20E-10	3.65E-18	7.64E-08	0.00E+00	1.03E-09	2.32E-08	0.00E+00	1.10E-08	2.12E-06
Thallium	7.74E-10	3.48E-09	0.00E+00	3.23E-09	2.50E-07	8.78E-08	2.94E-08	1.39E-08	8.18E-17	1.71E-08	0.00E+00	1.73E-10	3.90E-09	0.00E+00	1.85E-09	3.57E-07
Titane	1.37E-07	6.19E-07	0.00E+00	5.74E-07	4.43E-05	1.56E-05	5.22E-06	1.85E-06	1.09E-14	1.52E-05	0.00E+00	3.06E-08	6.93E-07	0.00E+00	3.28E-07	6.33E-05
Uranium, sels très solubles	1.93E-09	8.69E-09	0.00E+00	8.06E-09	6.23E-07	2.19E-07	7.33E-08	1.73E-10	1.02E-18	1.28E-08	0.00E+00	4.31E-10	9.75E-09	0.00E+00	4.61E-09	8.90E-07
Vanadium	1.18E-08	5.32E-08	0.00E+00	4.94E-08	3.81E-06	1.34E-06	4.49E-07	1.33E-08	7.81E-17	2.62E-09	0.00E+00	2.64E-09	5.97E-08	0.00E+00	2.82E-08	5.45E-06
Zinc	1.36E-08	6.13E-08	0.00E+00	5.68E-08	4.39E-06	1.54E-06	5.17E-07	6.12E-07	3.15E-16	1.51E-06	0.00E+00	3.04E-09	6.87E-08	0.00E+00	3.25E-08	6.28E-06

Doses estimées à partir des concentrations maximales estimées sur une base annuelle

Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles maximales estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 1)

Voies d'exposition	Inhalation d'air extérieur en été	Inhalation d'air intérieur en été	Contact cutané avec l'air en été	Contact cutané avec des poussières en été	Ingestion de poussières en été	Ingestion de fruits	Ingestion de légumes	Ingestion de viande	Ingestion d'œufs	Ingestion de lait/produits laitiers	Ingestion de lait maternel	Inhalation d'air extérieur en hiver	Inhalation d'air intérieur en hiver	Contact cutané avec l'air en hiver	Contact cutané avec des poussières en hiver	Ingestion de poussières en hiver
Aluminium	5,57E-06	2,51E-05	0,00E+00	2,46E-05	4,39E-04	4,25E-04	2,49E-04	3,84E-06	2,18E-14	6,76E-06	0,00E+00	1,24E-06	2,81E-05	0,00E+00	1,41E-05	6,28E-04
Antimoine	7,36E-10	3,31E-09	0,00E+00	3,25E-09	5,62E-08	5,62E-08	3,29E-08	3,38E-10	1,92E-10	4,46E-10	0,00E+00	1,64E-10	3,72E-09	0,00E+00	1,86E-09	8,29E-08
Argent	2,49E-10	1,12E-09	0,00E+00	1,10E-09	1,96E-08	1,90E-08	1,11E-08	3,43E-10	1,95E-18	3,02E-08	0,00E+00	5,55E-11	1,28E-09	0,00E+00	6,28E-10	2,80E-08
Arsenic	3,46E-09	1,56E-08	0,00E+00	6,10E-08	2,72E-07	2,64E-07	1,54E-07	3,18E-09	1,81E-17	1,26E-09	0,00E+00	7,71E-10	1,74E-08	0,00E+00	3,49E-08	3,89E-07
Baryum	2,75E-09	1,24E-08	0,00E+00	1,21E-08	2,17E-07	2,10E-07	1,23E-07	1,90E-10	1,08E-18	5,84E-09	0,00E+00	6,13E-10	1,39E-08	0,00E+00	6,94E-09	3,10E-07
Béryllium	2,02E-10	9,09E-10	0,00E+00	8,91E-10	1,59E-08	1,54E-08	9,02E-09	9,28E-11	5,28E-19	1,10E-12	0,00E+00	4,50E-11	1,02E-09	0,00E+00	5,09E-10	2,27E-08
Bore	3,22E-09	1,45E-08	0,00E+00	1,42E-08	2,53E-07	2,45E-07	1,44E-07	1,18E-09	6,72E-18	2,93E-08	0,00E+00	7,17E-10	1,62E-08	0,00E+00	8,11E-09	3,62E-07
Cadmium	1,60E-10	7,18E-10	0,00E+00	7,04E-11	1,26E-08	1,22E-08	7,13E-09	4,03E-11	1,04E-18	9,67E-10	0,00E+00	3,56E-11	8,05E-10	0,00E+00	4,02E-11	1,80E-08
Chromite trivalent (Cr III)	8,85E-08	3,98E-07	0,00E+00	3,90E-07	6,97E-06	6,75E-06	3,95E-06	2,24E-07	1,27E-15	8,05E-07	0,00E+00	1,97E-08	4,48E-07	0,00E+00	2,23E-07	9,96E-06
Cobalt	1,28E-08	5,78E-08	0,00E+00	5,66E-08	1,01E-06	9,79E-07	5,73E-07	1,18E-07	6,71E-16	1,56E-07	0,00E+00	2,86E-09	6,48E-08	0,00E+00	3,24E-08	1,45E-06
Cuivre	5,42E-08	2,44E-07	0,00E+00	2,39E-07	4,27E-06	4,13E-06	2,42E-06	2,49E-07	1,42E-15	4,93E-07	0,00E+00	1,21E-08	2,74E-07	0,00E+00	1,37E-07	6,10E-06
Étain, inorganique	1,28E-09	5,76E-09	0,00E+00	5,64E-09	1,01E-07	9,79E-08	5,71E-08	4,70E-08	2,67E-16	7,75E-09	0,00E+00	2,85E-10	6,49E-09	0,00E+00	3,22E-09	1,44E-07
Fer	9,97E-06	4,49E-05	0,00E+00	4,40E-05	7,86E-04	7,61E-04	4,45E-04	9,16E-05	5,21E-13	1,51E-05	0,00E+00	2,22E-06	5,03E-05	0,00E+00	2,52E-05	1,12E-03
Fluore (ion)	1,20E-09	7,73E-09	2,59E-13	1,19E-16	2,13E-15	1,10E-07	6,44E-08	9,94E-08	4,71E-16	8,74E-09	0,00E+00	2,68E-10	8,66E-09	1,08E-14	6,67E-17	2,98E-15
Manganèse	1,64E-07	7,39E-07	0,00E+00	7,24E-07	1,29E-05	1,28E-05	7,33E-06	3,02E-08	1,72E-16	3,48E-07	0,00E+00	3,66E-08	8,28E-07	0,00E+00	4,14E-07	1,88E-05
Mercurie	6,39E-12	4,11E-11	1,30E-15	4,78E-15	8,53E-14	8,85E-10	3,43E-10	8,81E-10	4,18E-18	2,09E-11	0,00E+00	1,43E-12	4,61E-11	5,39E-17	2,49E-15	1,11E-13
Molybdène	7,88E-10	3,55E-09	0,00E+00	3,48E-09	6,21E-08	6,01E-08	3,52E-08	2,17E-09	1,23E-17	7,16E-09	0,00E+00	1,76E-10	3,97E-09	0,00E+00	1,99E-09	8,87E-08
Nickel, métal	9,67E-08	4,35E-07	0,00E+00	1,71E-06	7,62E-06	7,37E-06	4,32E-06	2,66E-07	1,52E-15	5,86E-07	0,00E+00	2,15E-08	4,88E-07	0,00E+00	9,75E-07	1,09E-05
Plomb	4,64E-09	2,09E-08	0,00E+00	2,05E-08	3,65E-07	3,54E-07	2,07E-07	6,39E-10	3,64E-18	7,03E-09	0,00E+00	1,03E-09	2,34E-08	0,00E+00	1,17E-08	5,22E-07
Sélénium	3,19E-10	1,44E-09	0,00E+00	1,41E-09	2,51E-08	2,43E-08	1,43E-08	2,20E-09	9,42E-16	7,74E-09	0,00E+00	7,11E-11	1,61E-09	0,00E+00	8,05E-10	3,59E-08
Strontium	3,80E-09	1,71E-08	0,00E+00	1,68E-08	2,99E-07	2,90E-07	1,70E-07	5,24E-10	2,98E-18	3,46E-08	0,00E+00	8,47E-08	1,92E-08	0,00E+00	9,98E-09	4,28E-07
Thallium	6,39E-10	2,88E-09	0,00E+00	2,82E-09	5,04E-08	4,88E-08	1,17E-08	6,68E-17	6,68E-17	7,75E-09	0,00E+00	1,43E-10	3,23E-09	0,00E+00	1,61E-09	7,20E-08
Titane	1,14E-07	5,11E-07	0,00E+00	5,01E-07	8,95E-06	8,66E-06	5,07E-06	1,56E-06	8,90E-15	6,88E-06	0,00E+00	2,53E-08	5,73E-07	0,00E+00	2,86E-07	1,28E-05
Uranium, sels très solubles	1,60E-09	7,18E-09	0,00E+00	7,04E-09	1,26E-07	1,22E-07	7,13E-08	1,47E-10	8,34E-19	5,80E-09	0,00E+00	3,56E-10	8,05E-09	0,00E+00	4,02E-09	1,80E-07
Vanadium	9,77E-09	4,40E-08	0,00E+00	4,31E-08	7,70E-07	7,45E-07	4,36E-07	1,12E-08	6,38E-17	1,18E-09	0,00E+00	2,18E-09	4,93E-08	0,00E+00	2,46E-08	1,10E-06
Zinc	1,13E-08	5,06E-08	0,00E+00	4,96E-08	8,87E-07	8,58E-07	5,03E-07	5,17E-07	2,57E-16	6,82E-07	0,00E+00	2,51E-09	5,68E-08	0,00E+00	2,84E-08	1,27E-06

Doses estimées à partir des concentrations maximales estimées sur une base annuelle

**Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles maximales estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 1)**

Voies d'exposition	Inhalation d'air extérieur en été	Inhalation d'air intérieur en été	Contact cutané avec l'air en été	Contact cutané avec des poussières en été	Ingestion de poussières en été	Ingestion de fruits	Ingestion de légumes	Ingestion de viande	Ingestion d'œufs	Ingestion de lait/produits laitiers	Ingestion de lait maternel	Inhalation d'air extérieur en hiver	Inhalation d'air intérieur en hiver	Contact cutané avec l'air en hiver	Contact cutané avec des poussières en hiver	Ingestion de poussières en hiver
Aluminium	5.29E-06	1.92E-05	0.00E+00	2.02E-05	1.26E-04	2.13E-04	1.41E-04	2.50E-06	1.40E-14	3.17E-06	0.00E+00	7.90E-07	2.23E-05	0.00E+00	1.16E-05	1.79E-04
Antimoine	6.98E-10	2.54E-09	0.00E+00	2.67E-09	1.66E-08	2.81E-08	1.87E-08	2.20E-10	1.23E-18	2.09E-10	0.00E+00	1.04E-10	2.95E-09	0.00E+00	1.53E-09	2.37E-08
Argent	2.36E-10	8.57E-10	0.00E+00	9.03E-10	5.61E-09	9.51E-09	6.31E-09	2.23E-10	1.25E-18	1.42E-08	0.00E+00	3.53E-11	9.98E-10	0.00E+00	5.16E-10	8.02E-09
Arsenic	3.28E-09	1.19E-08	0.00E+00	5.02E-08	7.79E-08	1.32E-07	8.76E-08	2.07E-09	1.16E-17	5.90E-10	0.00E+00	4.90E-10	1.39E-08	0.00E+00	2.87E-08	1.11E-07
Baryum	2.61E-09	9.47E-09	0.00E+00	9.98E-09	6.20E-08	1.08E-08	6.97E-08	1.23E-10	6.91E-19	2.74E-09	0.00E+00	3.90E-10	1.10E-08	0.00E+00	5.70E-09	8.86E-08
Béryllium	1.92E-10	6.95E-10	0.00E+00	7.33E-10	4.55E-09	7.71E-09	5.12E-09	6.04E-11	3.38E-19	5.17E-13	0.00E+00	2.86E-11	8.09E-10	0.00E+00	4.19E-10	6.50E-09
Bore	3.05E-09	1.11E-08	0.00E+00	1.17E-08	7.25E-08	1.23E-07	8.15E-08	7.69E-10	4.31E-18	1.37E-08	0.00E+00	4.56E-10	1.29E-08	0.00E+00	6.67E-09	1.04E-07
Cadmium	1.51E-10	5.49E-10	0.00E+00	5.79E-11	3.60E-09	6.09E-09	4.04E-09	2.62E-11	6.68E-19	4.54E-10	0.00E+00	2.26E-11	6.39E-10	0.00E+00	3.31E-11	5.14E-09
Chromium trivalent (Cr III)	8.39E-08	3.05E-07	0.00E+00	3.21E-07	1.99E-06	3.38E-06	2.24E-06	1.45E-07	8.14E-16	3.77E-07	0.00E+00	1.25E-08	3.55E-07	0.00E+00	1.83E-07	2.86E-06
Cobalt	1.22E-08	4.42E-08	0.00E+00	4.66E-08	2.89E-07	4.90E-07	3.25E-07	7.67E-08	4.30E-16	7.30E-08	0.00E+00	1.82E-09	5.14E-08	0.00E+00	2.66E-08	4.13E-07
Cuivre	5.14E-08	1.87E-07	0.00E+00	1.97E-07	1.22E-06	2.07E-06	1.37E-06	1.62E-07	9.07E-16	2.31E-07	0.00E+00	7.69E-09	2.17E-07	0.00E+00	1.12E-07	1.75E-06
Étain, inorganique	1.21E-09	4.40E-09	0.00E+00	4.64E-09	2.88E-08	4.88E-08	3.24E-08	3.06E-08	1.71E-16	3.64E-09	0.00E+00	1.81E-10	5.12E-09	0.00E+00	2.65E-09	4.12E-08
Fer	9.46E-06	3.43E-05	0.00E+00	3.62E-05	2.25E-04	3.81E-04	2.53E-04	5.96E-05	3.34E-13	7.09E-06	0.00E+00	1.41E-06	4.00E-05	0.00E+00	2.07E-05	3.21E-04
Fluorure (ion)	1.14E-09	5.91E-09	2.13E-13	9.79E-17	6.08E-16	5.50E-08	3.65E-08	6.46E-08	3.02E-16	4.10E-09	0.00E+00	1.70E-10	6.88E-09	8.88E-15	5.48E-17	8.51E-16
Manganèse	1.56E-07	5.65E-07	0.00E+00	5.96E-07	3.70E-06	6.27E-06	4.16E-06	1.96E-08	1.10E-16	1.63E-07	0.00E+00	2.33E-08	6.58E-07	0.00E+00	3.40E-07	5.29E-06
Mercure	6.06E-12	3.14E-11	1.07E-15	3.93E-15	2.44E-14	2.93E-10	1.94E-10	5.73E-10	2.67E-18	9.82E-12	0.00E+00	9.06E-13	3.66E-11	4.43E-17	2.05E-15	3.18E-14
Molybdène	7.47E-10	2.71E-09	0.00E+00	2.86E-09	1.77E-08	3.01E-08	2.00E-08	1.41E-09	7.91E-18	3.36E-09	0.00E+00	1.12E-10	3.16E-09	0.00E+00	1.63E-09	2.54E-08
Nickel, métal	9.17E-08	3.33E-07	0.00E+00	1.40E-06	2.18E-06	3.69E-06	2.45E-06	1.73E-07	9.71E-16	2.75E-07	0.00E+00	1.37E-08	3.87E-07	0.00E+00	8.02E-07	3.11E-06
Plomb	4.40E-09	1.60E-08	0.00E+00	1.68E-08	1.05E-07	1.77E-07	1.17E-07	4.16E-10	2.33E-18	3.30E-09	0.00E+00	6.58E-10	1.86E-08	0.00E+00	9.62E-09	1.49E-07
Sélénium	3.03E-10	1.10E-09	0.00E+00	1.16E-09	7.19E-09	1.22E-08	8.08E-09	1.43E-09	6.04E-16	3.63E-09	0.00E+00	4.52E-11	1.28E-09	0.00E+00	6.62E-10	1.03E-08
Strontium	3.60E-09	1.31E-08	0.00E+00	1.38E-08	8.56E-08	1.45E-07	9.63E-08	3.41E-10	1.91E-18	1.62E-08	0.00E+00	5.39E-10	1.52E-08	0.00E+00	7.88E-09	1.22E-07
Thallium	6.06E-10	2.20E-09	0.00E+00	2.32E-09	1.44E-08	2.44E-08	1.62E-08	7.64E-09	4.28E-17	3.64E-09	0.00E+00	9.06E-11	2.56E-09	0.00E+00	1.33E-09	2.06E-08
Titane	1.08E-07	3.91E-07	0.00E+00	4.12E-07	2.56E-06	4.33E-06	2.88E-06	1.02E-06	5.70E-15	3.23E-06	0.00E+00	1.61E-08	4.55E-07	0.00E+00	2.35E-07	3.66E-06
Uranium, sels très solubles	1.51E-09	5.49E-09	0.00E+00	5.79E-09	3.60E-08	6.09E-08	4.04E-11	9.54E-11	5.34E-19	2.72E-09	0.00E+00	2.26E-10	6.39E-09	0.00E+00	3.31E-09	5.14E-08
Vanadium	9.26E-09	3.36E-08	0.00E+00	3.54E-08	2.20E-07	3.73E-07	2.47E-07	7.30E-09	4.09E-17	5.56E-10	0.00E+00	1.38E-09	3.91E-08	0.00E+00	2.03E-08	3.14E-07
Zinc	1.07E-08	3.87E-08	0.00E+00	4.08E-08	2.53E-07	4.29E-07	2.85E-07	3.36E-07	1.65E-16	3.20E-07	0.00E+00	1.60E-09	4.51E-08	0.00E+00	2.33E-08	3.62E-07

Doses estimées à partir des concentrationnelles maximales estimées sur une base annuelle



**Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles maximales estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 1)**

Voies d'exposition	Inhalation d'air extérieur en été	Inhalation d'air intérieur en été	Contact cutané avec l'air en été	Contact cutané avec des poussières en été	Ingestion de poussières en été	Ingestion de fruits	Ingestion de légumes	Ingestion de viande	Ingestion d'œufs	Ingestion de lait/produits laitiers	Ingestion de lait maternel	Inhalation d'air extérieur en hiver	Inhalation d'air intérieur en hiver	Contact cutané avec l'air en hiver	Contact cutané avec des poussières en hiver	Ingestion de poussières en hiver
Aluminium	2.47E-06	1.51E-05	0.00E+00	1.02E-04	1.42E-04	1.07E-14	1.87E-06	1.07E-14	1.79E-06	0.00E+00	5.50E-07	1.64E-05	0.00E+00	0.00E+00	1.09E-05	1.46E-04
Antimoine	3.26E-10	1.99E-09	0.00E+00	1.35E-08	1.89E-08	9.39E-19	1.65E-10	9.39E-19	1.17E-10	0.00E+00	7.26E-11	2.17E-09	0.00E+00	0.00E+00	1.43E-09	1.93E-08
Argent	1.10E-10	6.73E-10	0.00E+00	4.56E-09	6.30E-09	9.53E-19	6.60E-09	1.68E-10	7.93E-09	0.00E+00	2.46E-11	7.33E-10	0.00E+00	0.00E+00	4.85E-10	6.52E-09
Arsenic	1.53E-09	9.34E-09	0.00E+00	6.33E-08	8.83E-08	8.82E-18	9.16E-08	1.55E-09	3.30E-10	0.00E+00	3.41E-10	1.02E-08	0.00E+00	0.00E+00	2.69E-08	9.05E-08
Baryum	1.22E-09	7.43E-09	0.00E+00	9.37E-09	7.03E-08	9.25E-11	7.29E-08	9.25E-11	1.53E-09	0.00E+00	2.71E-10	8.10E-09	0.00E+00	0.00E+00	5.36E-09	7.20E-08
Béryllium	8.94E-11	5.46E-10	0.00E+00	6.88E-10	3.70E-09	5.16E-09	5.35E-09	4.53E-11	2.58E-19	0.00E+00	1.99E-10	5.94E-10	0.00E+00	0.00E+00	3.93E-10	5.29E-08
Bore	1.42E-09	8.69E-09	0.00E+00	1.10E-08	8.22E-08	8.22E-08	8.52E-08	5.77E-10	3.28E-18	0.00E+00	3.17E-10	9.46E-09	0.00E+00	0.00E+00	6.26E-09	8.42E-08
Cadmium	7.06E-11	4.31E-10	0.00E+00	5.43E-11	2.92E-09	4.08E-09	4.23E-09	1.97E-11	5.09E-19	0.00E+00	1.57E-11	4.69E-10	0.00E+00	0.00E+00	3.11E-11	4.18E-09
Chromium trivalent (Cr III)	3.92E-08	2.39E-07	0.00E+00	3.01E-07	1.62E-06	2.26E-06	2.34E-06	1.09E-07	6.21E-16	2.11E-07	0.00E+00	8.72E-09	0.00E+00	0.00E+00	1.72E-07	2.32E-06
Cobalt	5.68E-09	3.47E-08	0.00E+00	4.37E-08	2.35E-07	3.28E-07	3.40E-07	5.76E-08	3.27E-16	4.09E-08	0.00E+00	3.78E-08	0.00E+00	0.00E+00	2.50E-08	3.36E-07
Cuivre	2.40E-08	1.46E-07	0.00E+00	1.85E-07	9.93E-07	1.38E-06	1.44E-06	1.22E-07	6.91E-16	1.29E-07	0.00E+00	5.34E-09	0.00E+00	0.00E+00	1.06E-07	1.42E-06
Étain, inorganique	5.66E-10	3.45E-09	0.00E+00	4.35E-09	2.34E-08	3.27E-08	3.39E-08	2.29E-08	1.30E-16	2.04E-09	0.00E+00	1.26E-10	0.00E+00	0.00E+00	2.49E-09	3.35E-08
Fer	4.42E-06	2.69E-05	0.00E+00	3.40E-05	1.83E-04	2.55E-04	2.64E-04	4.47E-05	2.54E-13	3.97E-06	0.00E+00	9.83E-07	0.00E+00	0.00E+00	1.94E-05	2.61E-04
Fluorure (ion)	5.32E-10	4.64E-09	2.00E-13	9.19E-17	4.94E-16	3.68E-08	3.82E-08	4.85E-08	2.30E-16	2.30E-06	0.00E+00	1.18E-10	5.05E-09	8.34E-15	5.15E-17	6.92E-16
Manganèse	7.27E-08	4.43E-07	0.00E+00	5.59E-07	3.01E-06	4.19E-06	4.35E-06	1.47E-08	8.37E-17	9.15E-08	0.00E+00	1.62E-08	4.83E-07	0.00E+00	3.20E-07	4.30E-06
Mercure	2.83E-12	2.47E-11	1.00E-15	3.69E-15	1.98E-14	1.96E-10	2.03E-10	4.30E-10	2.04E-18	5.50E-12	0.00E+00	2.69E-11	2.32E-09	4.16E-17	1.92E-15	2.59E-14
Molybdène	3.49E-10	2.13E-09	0.00E+00	2.68E-09	1.44E-08	2.01E-08	2.09E-08	1.06E-09	6.03E-18	1.88E-09	0.00E+00	7.70E-11	2.32E-09	0.00E+00	1.53E-09	2.06E-08
Nickel, métal	4.28E-08	2.61E-07	0.00E+00	1.32E-06	1.77E-06	2.47E-06	2.56E-06	1.30E-07	7.40E-16	1.54E-07	0.00E+00	9.53E-09	2.84E-07	0.00E+00	7.53E-07	2.53E-06
Plomb	2.05E-09	1.25E-08	0.00E+00	1.58E-08	8.49E-08	1.18E-07	1.23E-07	3.12E-10	1.77E-18	1.85E-09	0.00E+00	4.57E-10	1.36E-08	0.00E+00	9.03E-09	1.21E-07
Sélénium	1.41E-10	8.62E-10	0.00E+00	1.09E-09	5.84E-09	8.15E-09	8.46E-09	1.07E-09	4.60E-16	2.03E-09	0.00E+00	3.15E-11	9.39E-10	0.00E+00	6.21E-10	8.35E-09
Strontium	1.68E-09	1.03E-08	0.00E+00	1.29E-08	6.96E-08	9.71E-08	1.01E-07	2.56E-10	1.45E-18	9.08E-09	0.00E+00	3.75E-10	1.12E-08	0.00E+00	7.40E-09	9.94E-08
Thallium	2.83E-10	1.73E-09	0.00E+00	2.18E-09	1.17E-08	1.63E-08	1.69E-08	5.73E-09	3.26E-17	2.04E-09	0.00E+00	1.88E-09	6.30E-11	0.00E+00	1.24E-09	1.67E-08
Titane	5.03E-08	3.07E-07	0.00E+00	3.87E-07	2.08E-06	2.90E-06	3.01E-06	7.64E-07	4.34E-15	1.81E-06	0.00E+00	3.34E-07	0.00E+00	0.00E+00	2.21E-07	2.97E-06
Uranium, sels très solubles	7.06E-10	4.31E-09	0.00E+00	5.43E-09	2.92E-08	4.08E-08	4.23E-08	7.15E-11	4.07E-19	1.52E-09	0.00E+00	1.57E-10	4.69E-09	0.00E+00	3.11E-09	4.18E-08
Vanadium	4.32E-09	2.64E-08	0.00E+00	3.35E-08	1.79E-07	2.50E-07	2.59E-07	5.47E-09	3.11E-17	3.11E-10	0.00E+00	9.63E-10	2.87E-08	0.00E+00	1.90E-08	2.56E-07
Zinc	4.98E-09	3.04E-08	0.00E+00	3.83E-08	2.06E-07	2.87E-07	2.98E-07	2.52E-07	1.26E-16	1.79E-07	0.00E+00	3.31E-08	3.31E-08	0.00E+00	2.19E-08	2.94E-07

Doses estimées à partir des concentrations maximales estimées sur une base annuelle



## **ANNEXE H**

### **INDICES DE RISQUES ESTIMÉS POUR UNE EXPOSITION CHRONIQUE *VIA* PLUSIEURS VOIES**



**Indices de risque correspondant à l'exposition bruit de fond (non attribuable au projet Dumont)**

Voies d'exposition	0-6 mois			0,5-4 ans			5-11 ans			12-19 ans			20 ans+		
	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation
Aluminium	6.4E-06	0.06	0.06	5.9E-06	0.30	0.30	4.8E-06	0.38	0.38	3.86E-06	0.31	0.31	2.77E-06	0.16	0.16
Antimoine	0.013	2.08	2.10	0.012	2.00	2.01	0.010	0.90	0.91	0.008	0.49	0.49	0.006	0.45	0.45
Argent		0.58			0.45			0.27			0.16			0.14	
Arsenic	0.21	703	703	0.19	540	540	0.16	333	333	0.12	190	190	0.09	167	167
Baryum		0.11			0.12			0.08			0.05			0.04	
Béryllium		0.03			0.02			0.013			0.008			0.008	
Bore		6.46			3.34			1.58			0.86			0.89	
Cadmium		3.25			6.12			4.99			2.88			2.07	
Chrome III		0.0001			0.0007			0.0004			0.0002			0.0002	
Cobalt		0.66			0.56			0.40			0.24			0.16	
Cuivre	5.3E-07	0.70	0.70	4.8E-07	0.55	0.55	3.1E-07	0.37	0.37	2.1E-07	0.20	0.20	1.3E-07	0.16	0.16
Étain	8.7E-08	3.90	3.90	7.9E-08	2.97	2.97	6.6E-08	1.60	1.60	5.2E-08	1.60	1.60	3.8E-08	0.77	0.77
Fer	1.1E-06	0.32	0.32	2.1E-06	0.25	0.25	3.5E-06	0.30	0.30	5.5E-06	0.33	0.33	4.5E-06	0.30	0.30
Fluore		0.70			0.69			0.55			0.45			0.86	
Manganèse		3.16			2.36			1.84			0.98			0.95	
Mercur		0.46			0.47			0.35			0.22			0.21	
Molybdène	6.0E-08	2.23	2.23	5.45E-08	1.66	1.66	4.5E-08	1.20	1.20	3.6E-08	0.68	0.68	2.6E-08	0.50	0.50
Nickel, métal		1.21			0.86			0.58			0.34			0.28	
Plomb		0.24			0.28			0.11			0.06			0.06	
Sélénium	1.9E-08	1.12	1.12	1.7E-08	1.31	1.31	1.4E-08	1.04	1.04	1.1E-08	0.62	0.62	8.0E-09	0.47	0.47
Strontium	1.2E-08	0.15	0.15	1.1E-08	0.12	0.12	9.4E-09	0.08	0.08	7.5E-09	0.04	0.04	5.4E-09	0.03	0.03
Thallium	6.11	255	262	5.56	435	441	4.59	102	106	3.64	36	40	2.64	31	34
Titane	1.4E-07	0.014	0.014	1.3E-07	0.011	0.011	1.0E-07	0.007	0.007	8.4E-08	0.004	0.004	6.0E-08	0.003	0.003
Uranium		4.77			6.90			1.82			0.77			0.88	
Vanadium		1.74			1.45			0.81			0.45			0.40	
Zinc	3.5E-08	1.66	1.66	3.3E-08	1.23	1.23	2.7E-08	0.84	0.84	1.9E-08	0.48	0.48	1.3E-08	0.35	0.35

**Indices de risque correspondant à l'exposition additionnelle (attribuable au projet Dumont)**

Voies d'exposition	0-6 mois			5-11 ans			12-19 ans			20 ans+					
	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation			
Aluminium	4.0E-05	0.002	0.002	3.6E-05	0.004	0.004	3.0E-05	0.0012	0.0013	2.4E-05	5.3E-04	5.5E-04	1.7E-05	4.3E-04	4.5E-04
Antimoine	2.6E-05	0.001	0.001	2.4E-05	0.002	0.002	2.0E-05	8.1E-04	8.3E-04	1.6E-05	3.5E-04	3.6E-04	1.1E-05	2.8E-04	3.0E-04
Argent		2.0E-05			4.6E-05			1.7E-05			7.5E-06			5.5E-06	
Arsenic	0.007	0.34	0.35	0.006	0.67	0.67	0.005	0.23	0.23	0.004	0.10	0.11	0.003	0.08	0.09
Baryum		4.5E-06			9.2E-06			3.1E-06			1.3E-06			1.1E-06	
Béryllium		3.3E-05			6.7E-05			2.2E-05			9.5E-06			7.8E-06	
Bore		6.1E-05			1.3E-04			4.2E-05			1.8E-05			1.5E-05	
Cadmium		5.2E-04			3.6E-04			3.6E-04			1.5E-04			1.2E-04	
Chrome trivalent (		2.0E-05			4.0E-05			1.4E-05			5.9E-06			4.8E-06	
Cobalt		0.004			0.009			0.003			0.001			0.001	
Cuivre	3.9E-05	2.0E-04	2.4E-04	3.5E-05	4.1E-04	4.4E-04	2.2E-05	1.2E-04	1.4E-04	1.5E-05	4.3E-05	5.9E-05	9.9E-06	3.1E-05	4.1E-05
Étain	3.1E-07	1.4E-05	1.4E-05	2.8E-07	3.1E-05	3.1E-05	2.3E-07	1.1E-05	1.1E-05	1.8E-07	5.1E-06	5.3E-06	1.3E-07	4.1E-06	4.2E-06
Fer	1.1E-05	4.9E-04	5.0E-04	2.0E-05	0.002	2.1E-03	3.4E-05	0.001	0.001	5.2E-05	0.001	0.001	4.3E-05	0.0011	0.0012
Fluore		2.8E-06			1.0E-05			7.1E-06			4.0E-06			3.1E-06	
Manganèse		4.0E-04			8.0E-04			3.0E-04			1.1E-04			8.2E-05	
Mercur		2.0E-06			8.3E-06			6.1E-06			3.6E-06			2.8E-06	
Molybdène	1.1E-06	5.2E-05	5.3E-05	1.0E-06	1.1E-04	1.1E-04	8.5E-07	3.7E-05	3.7E-05	6.7E-07	1.6E-05	1.6E-05	4.9E-07	1.3E-05	1.3E-05
Nickel, métal		0.003			0.006			0.002			9.4E-04			7.7E-04	
Plomb		4.2E-04			8.6E-04			2.9E-04			1.2E-04			1.0E-04	
Sélénium	4.6E-07	2.2E-05	2.2E-05	4.2E-07	4.6E-05	4.7E-05	3.4E-07	1.6E-05	1.6E-05	2.7E-07	7.0E-06	7.3E-06	2.0E-07	5.5E-06	5.7E-06
Strontium	4.5E-08	2.1E-06	2.1E-06	4.1E-08	4.3E-06	4.4E-06	3.4E-08	1.5E-06	1.5E-06	2.7E-08	6.2E-07	6.5E-07	2.0E-08	5.0E-07	5.2E-07
Thallium	0.0015	0.07	0.07	0.0014	0.15	0.15	0.0011	0.053	0.05	0.0009	0.024	0.025	0.0007	0.019	0.020
Titane	2.7E-07	1.4E-05	1.4E-05	2.5E-07	3.1E-05	3.1E-05	2.0E-07	1.1E-05	1.1E-05	1.6E-07	5.0E-06	5.1E-06	1.2E-07	3.8E-06	3.9E-06
Uranium		0.003			0.005			1.8E-03			7.6E-04			6.2E-04	
Vanadium		0.003			0.006			2.2E-03			9.2E-04			7.6E-04	
Zinc	1.6E-07	8.4E-06	8.5E-06	1.5E-07	2.0E-05	2.0E-05	1.3E-07	7.7E-06	7.8E-06	8.9E-08	3.2E-06	3.3E-06	6.1E-08	2.3E-06	2.3E-06

Risque estimé à partir des concentrations annuelles les plus élevées pour le récepteur le plus exposé

**Indices de risque correspondant à l'exposition totale**

Voies d'exposition	0-6 mois			0,5-4 ans			5-11 ans			12-19 ans			20 ans+		
	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation	Inhalation	Ingestion + contact cutané	Ingestion + contact cutané + inhalation
Aluminium	4.6E-05	0.07	0.07	4.2E-05	0.30	0.30	3.5E-05	0.38	0.38	2.77E-05	0.31	0.31	2.00E-05	0.16	0.16
Antimoine	0.013	2.09	2.10	0.012	2.00	2.01	0.010	0.90	0.91	0.008	0.49	0.49	0.006	0.45	0.45
Argent	0.58	0.58	7.04	0.20	0.45	541	0.16	0.27	334	0.13	0.16	190	0.09	0.14	167
Arsenic	0.22	703	704	0.20	541	541	0.16	334	334	0.13	190	190	0.09	167	167
Baryum		0.11			0.12			0.08			0.05			0.04	
Béryllium		0.03			0.02			0.013			0.008			0.008	
Bore		6.46			3.34			1.58			0.86			0.89	
Cadmium		3.25			6.12			4.99			2.88			2.07	
Chrome trivalent		0.0001			0.0007			0.0004			0.0002			0.0002	
Cobalt		0.66			0.56			0.40			0.24			0.16	
Cuivre	3.9E-05	0.70	0.70	3.6E-05	0.55	0.55	2.3E-05	0.37	0.37	1.6E-05	0.20	0.20	1.0E-05	0.16	0.16
Étain	3.9E-07	3.90	3.90	3.6E-07	2.97	2.97	3.0E-07	1.60	1.60	2.3E-07	1.60	1.60	1.7E-07	0.77	0.77
Fer	1.2E-05	0.32	0.32	2.2E-05	0.26	0.26	3.7E-05	0.30	0.30	5.7E-05	0.34	0.34	4.7E-05	0.30	0.30
Fluorure		0.70			0.69			0.55			0.45			0.86	
Manganèse		3.16			2.36			1.84			0.98			0.95	
Mercurure		0.46			0.47			0.35			0.22			0.21	
Molybdène	1.2E-06	2.23	2.23	1.08E-06	1.66	1.66	8.9E-07	1.20	1.20	7.1E-07	0.68	0.68	5.1E-07	0.50	0.50
Nickel, métal		1.21			0.86			0.58			0.34			0.28	
Plomb		0.24			0.28			0.11			0.06			0.06	
Sélénium	4.8E-07	1.12	1.12	4.3E-07	1.31	1.31	3.6E-07	1.04	1.04	2.8E-07	0.62	0.62	2.1E-07	0.47	0.47
Strontium	5.8E-08	0.15	0.15	5.3E-08	0.12	0.12	4.3E-08	0.08	0.08	3.5E-08	0.04	0.04	2.5E-08	0.03	0.03
Thallium	6.11	256	262	5.56	436	441	4.59	102	106	3.64	36	40	2.64	31	34
Titane	4.1E-07	0.014	0.014	3.7E-07	0.011	0.011	3.1E-07	0.007	0.007	2.5E-07	0.004	0.004	1.8E-07	0.003	0.003
Uranium		4.77			6.90			1.82			0.78			0.88	
Vanadium		1.74			1.46			0.81			0.45			0.40	
Zinc	2.0E-07	1.66	1.66	1.9E-07	1.23	1.23	1.5E-07	0.84	0.84	1.1E-07	0.48	0.48	7.4E-08	0.35	0.35





## **ANNEXE I**

**DISCUSSION DU DEGRÉ DE PRUDENCE (CONSERVATISME) DE  
LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE (WSP)**





Trois-Rivières, le 8 mai 2014

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

**No/Réf. : 111-15275-01**

**Objet : Évaluation du conservatisme de la modélisation de la dispersion atmosphérique des particules, métaux et composés gazeux**  
Royal Nickel Corporation (RNC) - Projet Dumont

Madame Fouchécourt,

Dans le cadre de l'étude des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques du projet Dumont, nous vous transmettons notre évaluation du conservatisme relativement aux résultats des particules, des métaux et des composés gazeux, présentés dans la révision 1 du rapport de la Modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, Novembre 2013).

## CONTEXTE

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

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

## SCÉNARIOS MODÉLISÉS

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

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

## PARTICULES

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

D'autre part, suivant les directives du MDDEFP, la déposition des particules n'est pas prise en compte dans les modélisations. Or, la déposition contribue à réduire de façon considérable les concentrations de particules totales dans l'air, particulièrement par vent faible, alors que la dispersion est faible. Les concentrations maximales modélisées pour les particules totales sur une période de 24 heures sont en effet obtenues lors de vents faibles. Il est donc évident que celles-ci sont surestimées en négligeant la déposition. Il faut par contre préciser que la déposition est un phénomène de plus faible amplitude en ce qui a trait aux particules fines. La surestimation due à la déposition s'applique donc principalement aux particules totales. De plus, étant donné que la déposition n'est pas prise en compte, la resuspension des particules déposées n'est également pas considérée. Cette resuspension d'une fraction des particules déposées serait cependant observée lors de conditions météorologiques différentes, soit spécifiquement par vents forts. Or, comme la resuspension n'est que partielle et que les vents forts sont moins fréquents et entretiennent une meilleure dispersion, il est possible que les concentrations annuelles soient également surestimées par des modélisations qui négligent l'effet de la gravité sur les composés particulaires. Malgré tout, il est important de spécifier qu'une analyse spécifique incluant la déposition et la resuspension devrait tout d'abord être effectuée avant de pouvoir quantifier l'effet de ces phénomènes relativement aux résultats de modélisation actuels.



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

## MÉTAUX

Dans le contexte du projet Dumont, les différents métaux sont émis principalement via les sources diffuses de poussières. Les concentrations dans l'air pour chacun des métaux sont ainsi calculées en fonction des concentrations modélisées dans l'air pour les particules totales et de la teneur en métaux dans ces particules; à l'exception du nickel pour lequel les concentrations modélisées en  $PM_{10}$  sont plutôt utilisées étant donné la mise à jour du RAA via le décret 1228-2013. Par conséquent, l'incertitude discutée précédemment sur les concentrations de particules modélisées a donc un impact direct sur les résultats pour les métaux. Par exemple, la surestimation des moyennes annuelles de particules implique également une surestimation des moyennes annuelles modélisées pour les métaux.

En deuxième lieu, la teneur en métaux mesurée dans les différents types de matériaux manipulés (minerai, mort-terrain, stériles, concentré) est utilisée afin d'estimer la teneur en métaux dans les particules. Or, afin de déterminer la concentration en métaux dans les particules, la composition des émissions spécifiques à chacune des sources d'émission ont été considérées. Les sources ont d'abord été combinées en groupe pour chaque type d'activité. Puis, la composition par lithologie, déterminée à partir du tonnage annuel, a été considérée pour chacun de ces groupes. Les tableaux 6 présentés dans la révision 1 du rapport de la Modélisation de la dispersion atmosphérique du projet Dumont présentent cette composition par lithologie pour les scénarios modélisés. Finalement, il faut préciser que la concentration en métaux des émissions annuelles de chacun des groupes est déterminée par la moyenne pondérée de chaque lithologie associée, tandis que la concentration en métaux des émissions journalières et horaires est déterminée par le maximum des teneurs de chacune des lithologies associées, afin d'être conservateur étant donné la variabilité des opérations d'une journée à l'autre au cours d'une même année. Les tableaux LET-004.1 et LET-004.2, annexés à la présente, listent quant à eux les teneurs en métaux obtenues pour chacune des différentes sources d'émissions considérées, et ce, puisque les tableaux 7 du rapport de modélisation présentent seulement les teneurs ayant une norme ou un critère selon le RAA et les exigences du MDDEFP.

Bref, la méthodologie employée dans le cadre du projet Dumont permet de calculer la concentration en métaux des émissions annuelles plus justement, alors que l'utilisation du maximum de chaque lithologie, peu importe les sources d'émission, surestime la concentration en métaux des émissions journalières et horaires.

## COMPOSÉS GAZEUX (CO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>)

Les gaz d'échappement de la machinerie et les émissions lors des sautages sont les sources de composés gazeux (CO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>) considérées dans le contexte du projet Dumont. Règle générale, pour le type de sources et d'opérations typiquement rencontrées dans les projets miniers, les concentrations modélisées s'approchent des normes de façon plus importante sur de plus courtes périodes. En effet, comme la machinerie se déplace sur l'ensemble du site, les émissions sont plutôt diffuses sur de longues périodes.

Or, dans le contexte de la modélisation de la dispersion atmosphérique, comme le RAA prescrit des normes sur une période de 1 heure pour ces composés, le « scénario pire cas » pour les gaz d'échappement de la machinerie est ainsi évalué sur une période horaire. Ce scénario horaire typique est ensuite testé sur l'ensemble de l'échantillon météorologique de cinq ans considéré. C'est donc dire que, dans les modélisations, cette heure typique du « scénario pire cas » a lieu à chaque heure de l'année. Par conséquent, bien qu'adéquate pour évaluer le respect des normes du RAA, cette façon de procéder surestime les concentrations 24 heures et annuelles obtenues.

Pour illustrer de façon plus concrète, l'exemple d'une niveleuse qui ne serait utilisée en réalité que 10% du temps (876h par année) représente bien la situation. En effet, comme il est possible que cette niveleuse soit en opération pendant la totalité d'une heure quelconque au courant de l'année, l'heure « pire cas » inclut un taux d'émission de 100% pour cette niveleuse. Ainsi, puisque ce scénario est dupliqué sur l'ensemble des heures de l'année, les émissions annuelles dues à cet équipement seraient surestimées par un facteur 10. Il en va de même pour l'ensemble de la flotte et pour toutes les concentrations modélisées qui en résultent.

Pour sa part, le sautage est considéré une heure par jour, sur l'ensemble de l'échantillon météorologique de cinq ans considéré, alors que dans les faits, il n'y aura pas de sautage tous les jours. Par conséquent, tel que mentionné précédemment, cette façon de procéder pour établir un « scénario pire cas » surestime les concentrations annuelles.

Concernant l'estimation des concentrations de NO<sub>2</sub> dans l'air ambiant, la méthode de Hanrahan (PVMRM - Plume Volume Molar Ratio Method) a été utilisée. Cette méthode permet de calculer la conversion du NO en NO<sub>2</sub>, en fonction du ratio NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> à la source et de l'ozone disponible dans l'air ambiant. Or, bien que la méthode de Hanrahan ait été utilisée, il a été démontré que les normes du RAA seraient également respectées aux récepteurs sensibles, et ce, même avec l'utilisation d'une méthode plus conservatrice telle que la méthode OLM (Ozone Limiting Method).

Finalement, il faut noter qu'un ratio à la source de NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> (in-stack ratio) de 20 % a été utilisé. Or, le ratio de 20 % a été sélectionné puisque représentatif des émissions provenant des gaz d'échappement de la machinerie, et conservateur par rapport aux émissions lors des sautages. En effet, il est conservateur de considérer un tel ratio

lors de la détonation du mélange explosif utilisé pour les sautages puisque le ratio de  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$  produit par les explosifs composés principalement de nitrate d'ammonium est, selon les données actuellement disponibles, évalué à environ 4 % [Attalla et al., *NOx Emissions from Blasting Operations in Open-Cut Coal Mining, Atmospheric Environment* 42 (2008) 7874–7883].

Bref, comme pour les particules et conséquemment les métaux, puisque les méthodes utilisées pour évaluer les taux d'émissions des composés gazeux sont conservatrices et que les concentrations modélisées respectent les normes du RAA, une investigation plus poussée n'a pas eu lieu d'être entreprise lors de l'étude de la dispersion atmosphérique.

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

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



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

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

[www.wspgroup.com](http://www.wspgroup.com)

Nous étions GENIVAR. Nous sommes aujourd'hui WSP.

PR/nl



Tableau LET-004.1 : Teneurs en métaux [ppm] pour chaque groupe de source pour l'année 8

Group ID	Ag	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	F	Fe	Hg	K	Li
ORE	4.00E-01	4.29E+03	5.80E+00	6.40E+01	2.50E+00	2.50E+00	3.50E+00	2.22E+03	2.50E-01	1.20E+02	1.45E+03	1.30E+01	5.00E-01	5.38E+04	1.00E-02	6.30E+01	1.00E+01
ROUT	4.00E-01	8.97E+03	5.50E+00	2.50E+00	2.50E+00	2.50E-01	3.50E+00	3.74E+03	2.50E-01	1.40E+01	6.40E+01	9.20E+01	2.00E+00	1.31E+04	1.00E-02	1.10E+02	5.00E+00
WASTE	8.00E-01	1.59E+04	5.80E+00	6.40E+01	1.70E+01	2.50E+00	7.00E+00	2.48E+04	5.00E-01	1.20E+02	1.45E+03	9.20E+01	4.00E+00	5.36E+04	2.00E-02	1.16E+02	3.40E+01
BCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	1.04E+01
PBCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
GCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
AROCKWB	8.00E-01	1.59E+04	5.80E+00	6.40E+01	1.70E+01	2.50E+00	7.00E+00	2.48E+04	5.00E-01	1.20E+02	1.45E+03	9.20E+01	4.00E+00	5.36E+04	2.00E-02	5.16E+02	1.04E+01
BLASTS	8.00E-01	1.59E+04	5.80E+00	6.40E+01	1.70E+01	2.50E+00	7.00E+00	2.48E+04	5.00E-01	1.20E+02	1.45E+03	9.20E+01	4.00E+00	5.36E+04	2.00E-02	5.16E+02	1.04E+01
CONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.00E+03	0.00E+00	7.00E+03	0.00E+00	8.89E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
AORE	3.70E-01	2.47E+03	5.32E+00	5.60E+01	2.50E+00	2.05E+00	3.50E+00	1.42E+03	2.50E-01	1.16E+02	1.37E+03	1.14E+01	5.00E-01	5.17E+04	1.00E-02	6.28E+01	6.00E+00
AROUT	4.00E-01	8.97E+03	5.50E+00	2.50E+00	2.50E+00	2.50E-01	3.50E+00	3.74E+03	2.50E-01	1.40E+01	6.40E+01	9.20E+01	2.00E+00	1.31E+04	1.00E-02	1.10E+02	5.00E+00
AWASTE	3.12E-01	6.67E+03	4.96E+00	1.19E+01	5.71E+00	2.88E-01	3.59E+00	3.79E+03	2.52E-01	4.78E+01	4.57E+02	4.00E+01	1.19E+00	2.60E+04	1.01E-02	1.81E+02	8.07E+00
ABCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
APBCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
AGCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
AAROCKWB	3.59E-01	4.66E+03	5.46E+00	3.52E+01	2.55E+00	1.22E+00	3.52E+00	2.34E+03	2.51E-01	8.46E+01	9.41E+02	3.26E+01	9.30E-01	3.97E+04	1.01E-02	7.80E+01	6.49E+00
ABLASTS	1.53E-01	1.99E+03	2.33E+00	1.50E+01	1.09E+00	5.20E-01	1.50E+00	9.98E+02	1.07E-01	3.62E+01	4.02E+02	1.39E+01	3.98E-01	1.70E+04	4.30E-03	3.33E+01	2.77E+00
ACONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.00E+03	0.00E+00	7.00E+03	0.00E+00	8.89E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

Group ID	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Ti	Tl	U	V	Zn
ORE	2.80E+05	8.68E+02	5.00E-01	2.00E+01	2.43E+03	3.60E+01	3.50E+00	5.00E-01	8.48E+02	2.00E+00	1.30E+01	1.10E+02	1.00E+00	2.50E+00	1.30E+01	3.30E+01
ROUT	9.15E+03	2.13E+02	1.30E+00	6.40E+01	3.10E+01	4.50E+01	1.00E+00	5.00E-01	5.41E+02	2.00E+00	5.00E+00	1.66E+02	1.00E+00	2.50E+00	1.50E+01	1.60E+01
WASTE	2.80E+05	8.68E+02	1.30E+00	1.57E+02	2.43E+03	3.39E+02	3.50E+00	1.00E+00	8.48E+02	4.00E+00	1.30E+01	6.81E+02	2.00E+00	5.00E+00	5.50E+01	3.80E+01
BCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
PBCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
GCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
AROCKWB	2.80E+05	8.68E+02	1.30E+00	1.57E+02	2.43E+03	3.39E+02	3.50E+00	1.00E+00	8.48E+02	4.00E+00	1.30E+01	6.81E+02	2.00E+00	5.00E+00	5.50E+01	3.80E+01
BLASTS	2.80E+05	8.68E+02	1.30E+00	1.57E+02	2.43E+03	3.39E+02	3.50E+00	1.00E+00	8.48E+02	4.00E+00	1.30E+01	6.81E+02	2.00E+00	5.00E+00	5.50E+01	3.80E+01
CONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.00E+05	1.00E+02	0.00E+00	0.00E+00	2.00E+03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
AORE	2.64E+05	8.60E+02	5.00E-01	2.00E+01	2.23E+03	2.64E+01	3.28E+00	5.00E-01	7.90E+02	2.00E+00	1.14E+01	6.68E+01	1.00E+00	2.50E+00	1.14E+01	3.24E+01
AROUT	9.15E+03	2.13E+02	1.30E+00	6.40E+01	3.10E+01	4.50E+01	1.00E+00	5.00E-01	5.41E+02	2.00E+00	5.00E+00	1.66E+02	1.00E+00	2.50E+00	1.50E+01	1.60E+01
AWASTE	8.70E+04	4.67E+02	9.29E-01	6.69E+01	6.18E+02	1.06E+02	4.44E+00	5.04E-01	7.28E+02	2.02E+00	9.79E+00	2.00E+02	1.01E+00	2.52E+00	1.60E+01	2.34E+01
ABCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
APBCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
AGCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
AAROCKWB	1.81E+05	6.77E+02	7.21E-01	3.27E+01	1.47E+03	3.51E+01	2.69E+00	5.03E-01	7.33E+02	2.01E+00	9.96E+00	1.05E+02	1.01E+00	2.51E+00	1.29E+01	2.75E+01
ABLASTS	7.72E+04	2.89E+02	3.08E-01	1.40E+01	6.28E+02	1.50E+01	1.68E+00	2.15E-01	3.13E+02	8.60E-01	4.26E+00	4.51E+01	4.30E-01	1.07E+00	5.53E+00	1.18E+01
ACONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.00E+05	1.00E+02	0.00E+00	0.00E+00	2.00E+03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

Note: Les groupes précédés d'un A (ex. AORE) correspondent aux teneurs utilisées pour les moyennes annuelles, alors que les autres groupes sont utilisés pour les périodes 1h, 8h et 24h.





Tableau LET-004.2 : Teneurs en métaux [ppm] pour chaque groupe de source pour l'année 10

Group ID	Ag	Al	As	B	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	F	Fe	Hg	K	Li
ORE	4.00E-01	4.29E+03	5.80E+00	6.40E+00	2.50E+00	2.50E+00	3.50E+00	2.22E+03	2.50E-01	1.20E+02	1.45E+03	1.30E+01	5.00E-01	5.36E+04	1.00E-02	6.30E+01	1.00E+01
ROUT	4.00E-01	8.97E+03	5.50E+00	2.50E+00	2.50E-01	2.50E-01	3.50E+00	3.74E+03	2.50E-01	1.40E+01	6.40E+01	9.20E+01	2.00E+00	1.31E+04	1.00E-02	1.10E+02	5.00E+00
WASTE	8.00E-01	1.59E+04	5.80E+00	6.40E+01	1.70E+01	2.50E+00	7.00E+00	2.48E+04	5.00E-01	1.20E+02	1.45E+03	9.20E+01	4.00E+00	5.36E+04	2.00E-02	5.16E+02	1.04E+01
BCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
PBCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
GCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
AROCKWB	8.00E-01	1.59E+04	5.80E+00	6.40E+01	1.70E+01	2.50E+00	7.00E+00	2.48E+04	5.00E-01	1.20E+02	1.45E+03	9.20E+01	4.00E+00	5.36E+04	2.00E-02	5.16E+02	1.04E+01
BLASTS	8.00E-01	1.59E+04	5.80E+00	6.40E+01	1.70E+01	2.50E+00	7.00E+00	2.48E+04	5.00E-01	1.20E+02	1.45E+03	9.20E+01	4.00E+00	5.36E+04	2.00E-02	5.16E+02	1.04E+01
CONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.00E+03	0.00E+00	7.00E+03	0.00E+00	3.83E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
AORE	3.60E-01	2.62E+03	5.36E+00	5.34E+01	2.50E+00	1.91E+00	3.50E+00	1.48E+03	2.50E-01	1.15E+02	1.34E+03	1.09E+01	5.00E-01	5.11E+04	1.00E-02	6.27E+01	6.32E+00
AROUT	4.00E-01	8.97E+03	5.50E+00	2.50E+00	2.50E+00	2.50E-01	3.50E+00	3.74E+03	2.50E-01	1.40E+02	6.40E+01	9.20E+01	2.00E+00	1.31E+04	1.00E-02	1.10E+02	5.00E+00
AWASTE	4.75E-01	1.02E+04	5.39E+00	2.79E+00	4.34E+00	2.61E-01	4.17E+00	7.78E+03	2.98E-01	1.58E+01	6.77E+01	8.80E+01	2.36E+00	1.75E+04	1.19E-02	1.85E+02	6.09E+00
ABCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
APBCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
AGCLAY	2.50E-01	1.95E+04	2.50E+00	2.50E+00	1.32E+02	5.40E-01	3.50E+00	1.43E+04	2.50E-01	1.10E+01	6.40E+01	2.90E+01	2.00E+00	2.59E+04	1.00E-02	3.90E+03	3.40E+01
AAOCKWB	4.15E-01	6.20E+03	5.39E+00	2.98E+01	3.29E+00	1.14E+00	3.82E+00	4.43E+03	2.73E-01	6.85E+01	7.45E+02	1.38E+01	1.38E+00	3.54E+04	1.09E-02	1.18E+02	6.19E+00
ABLASTS	1.77E-01	2.65E+03	2.30E+00	1.27E+01	1.40E+00	4.86E-01	1.63E+00	1.90E+03	1.17E-01	2.93E+01	3.18E+02	2.02E+01	5.89E-01	1.51E+04	4.66E-03	5.04E+01	2.65E+00
ACONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.00E+03	0.00E+00	7.00E+03	0.00E+00	3.83E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

Group ID	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	PTotal	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Ti	Tl	U	V	Zn
ORE	2.80E+05	8.68E+02	5.00E-01	2.00E+01	2.43E+03	3.60E+01	2.50E+00	3.50E+00	5.00E-01	8.48E+02	2.00E+00	1.30E+01	1.10E+02	1.00E+00	2.50E+00	1.30E+01	3.30E+01
ROUT	9.15E+03	2.13E+02	1.30E+00	6.40E+01	3.10E+01	4.50E+01	7.70E+00	1.00E+00	5.00E-01	5.41E+02	2.00E+00	5.00E+00	1.66E+02	1.00E+00	2.50E+00	1.50E+01	1.60E+01
WASTE	2.80E+05	8.68E+02	1.30E+00	1.57E+02	2.43E+03	3.39E+02	7.70E+00	3.50E+00	1.00E+00	8.48E+02	4.00E+00	1.30E+01	6.81E+02	2.00E+00	5.00E+00	5.50E+01	3.80E+01
BCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	7.30E+00	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
PBCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	7.30E+00	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
GCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	7.30E+00	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
AROCKWB	2.80E+05	8.68E+02	1.30E+00	1.57E+02	2.43E+03	3.39E+02	7.70E+00	3.50E+00	1.00E+00	8.48E+02	4.00E+00	1.30E+01	6.81E+02	2.00E+00	5.00E+00	5.50E+01	3.80E+01
BLASTS	2.80E+05	8.68E+02	1.30E+00	1.57E+02	2.43E+03	3.39E+02	7.70E+00	3.50E+00	1.00E+00	8.48E+02	4.00E+00	1.30E+01	6.81E+02	2.00E+00	5.00E+00	5.50E+01	3.80E+01
CONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.00E+05	1.00E+02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.00E+03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
AORE	2.58E+05	8.58E+02	5.00E-01	2.00E+01	2.17E+03	2.72E+01	2.50E+00	3.28E+00	5.00E-01	7.95E+02	2.00E+00	1.15E+01	7.03E+01	1.00E+00	2.50E+00	1.15E+01	3.22E+01
AROUT	9.15E+03	2.13E+02	1.30E+00	6.40E+01	3.10E+01	4.50E+01	7.70E+00	1.00E+00	5.00E-01	5.41E+02	2.00E+00	5.00E+00	1.66E+02	1.00E+00	2.50E+00	1.50E+01	1.60E+01
AWASTE	1.10E+04	3.15E+02	1.24E+00	8.02E+01	4.32E+01	1.05E+02	7.10E+00	1.20E+00	5.96E-01	5.87E+02	2.38E+00	6.64E+00	1.24E+03	1.19E+00	2.98E+00	2.27E+01	2.04E+01
ABCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	7.30E+00	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
APBCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	7.30E+00	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
AGCLAY	1.39E+04	4.09E+02	5.00E-01	6.59E+02	3.50E+01	5.03E+02	7.30E+00	1.00E+00	5.00E-01	1.45E+03	2.00E+00	3.60E+01	1.24E+03	1.00E+00	2.50E+00	4.30E+01	6.10E+01
AAOCKWB	6.10E+04	6.05E+02	8.45E-01	4.77E+01	1.17E+03	6.20E+01	4.67E+00	2.31E+00	5.45E-01	6.97E+02	2.18E+00	9.22E+00	1.61E+02	1.09E+00	2.73E+00	1.68E+01	2.67E+01
ABLASTS	6.10E+04	2.59E+02	3.61E-01	2.04E+01	5.02E+01	2.65E+01	2.00E+00	9.87E-01	2.33E-01	2.98E+02	9.32E-01	3.94E+00	6.90E+01	4.66E-01	1.17E+00	7.16E+00	1.14E+01
ACONC	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	6.00E+05	1.00E+02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.00E+03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

Note: Les groupes précédés d'un A (ex. AORE) correspondent aux teneurs utilisées pour les moyennes annuelles, alors que les autres groupes sont utilisés pour les périodes 1h, 8h et 24h.