

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION
DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES**

**Projet d'exploitation d'une mine d'apatite
(Sept-Îles, Québec)**

Présentée à



Mine Arnaud

555, boulevard René-Lévesque Ouest
Montréal (Québec) H2Z 1B1

Novembre 2013

N/Réf. : RA13-212-1



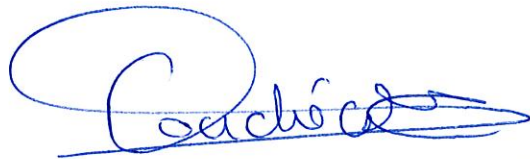
**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
POUR LA SANTÉ HUMAINE POSÉS PAR LA DISPERSION
DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES**

**Projet d'exploitation d'une mine d'apatite
(Sept-Îles, Québec)**

Document présenté à

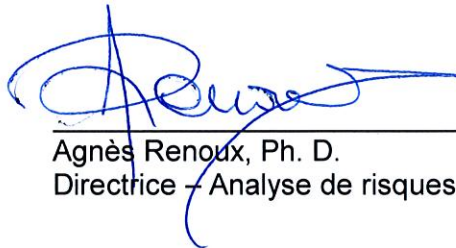
MINE ARNAUD INC.

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.

Novembre 2013

N/Réf. : RA13-212-1

ÉQUIPE DE TRAVAIL

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

Analyse de l'information
Caractérisation toxicologique
Estimation et évaluation des risques
Rédaction

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

Analyse de l'information
Caractérisation toxicologique
Rédaction

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

Contrôle qualité

RÉSUMÉ

Le projet à l'étude vise l'exploitation d'un gisement d'apatite (un minéral phosphaté servant à la fabrication de fertilisants agricoles) projetée par Mine Arnaud inc. (Mine Arnaud). Le gisement est situé dans le secteur du Canton-Arnaud, à environ 15 km à l'ouest du centre-ville de Sept-Îles (Québec), dans la région administrative Côte-Nord. Le projet inclut notamment une fosse à ciel ouvert, et l'exploitation du gisement est prévue pour une période de 28 ans.

Mine Arnaud a présenté une étude d'impact sur l'environnement (ÉIE) au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) en mars 2012 dans le but d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation de la mine d'apatite. Dans le cadre de l'ÉIE, GENIVAR inc. (GENIVAR) a été mandatée par Mine Arnaud pour effectuer la modélisation de la dispersion atmosphérique et comparer les résultats de concentrations modélisées dans l'air aux critères du *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère* (RAA). Les audiences du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) ont été tenues à Sept-Îles en août et septembre 2013.

Afin de répondre aux préoccupations exprimées par certains citoyens quant aux impacts sur leur santé et bien qu'elle n'y soit pas tenue par le MDDEFP, Mine Arnaud 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 Mine Arnaud pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine.

L'objectif de la présente étude était d'estimer (calculer) et d'évaluer les risques pour la santé de la population riveraine du projet posés par les émissions atmosphériques de l'exploitation projetée du gisement d'apatite de Mine Arnaud. Les substances visées par la présente étude incluent les poussières (particules et métaux) et les 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 GENIVAR, ont servi de base à l'analyse. Cette modélisation a été réalisée à partir d'une combinaison d'hypothèses prudentes afin d'identifier les concentrations maximales pouvant survenir pendant toute la durée de vie du projet. Ces concentrations maximales sont donc vraisemblablement surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées durant le projet d'exploitation minière.

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 donc 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 GENIVAR. Les risques ont ensuite été évalués selon les critères d'acceptabilité de

l'INSPQ. Selon ces 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 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 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, dans la mesure du possible, sur des données locales.

Les risques ont été estimés pour deux types de récepteurs qui représentent des individus de tout âge localisés dans la zone riveraine du projet : le récepteur potentiellement le plus exposé dans les secteurs habités¹ (récepteur dit sensible), et le récepteur le plus exposé de la zone d'étude, localisé à la limite d'application du règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (récepteur le plus exposé).

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, voire irréalistes, et en supposant que les récepteurs pourraient y être exposés en permanence, directement (par inhalation et contact cutané) et indirectement (par ingestion), durant les 28 années 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, pour l'ensemble de la zone riveraine :

- Les concentrations maximales de métaux et de dioxyde de soufre (SO₂) estimées dans l'air ambiant 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;

¹ Secteur résidentiel, fermes, chalets et camping.

- Les concentrations maximales de dioxyde d'azote (NO₂ sur 1 heure et annuelle) et de particules fines (PM_{2.5} sur 24 heures) estimées dans l'air ambiant sont proches des concentrations associées à la survenue d'effets sur la santé liés à une exposition par inhalation. Considérant que les risques ont été estimés à partir de données et d'hypothèses prudentes, il est peu vraisemblable que ces concentrations soient rencontrées dans la réalité. Cependant, il conviendra de s'en assurer par des mesures de suivi de la qualité de l'air et par la mise en place de mesures correctives, au besoin.
- Les concentrations annuelles de métaux, de SO₂ et de PM_{2.5} 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 d'exploitation du gisement d'apatite Arnaud ne présentera aucun risque significatif pour la santé de la population de la zone riveraine du projet et des secteurs plus éloignés, comme par exemple, le parc de maisons mobiles de Place Ferland (situé à environ 5 km à l'est du projet minier) et le noyau urbain de Sept-Îles.

Cette conclusion est valide dans la mesure où i) les concentrations réelles restent en deçà de celles utilisées pour estimer les risques et où 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 |
|--|-------------|
| ÉQUIPE DE TRAVAIL | I |
| RÉSUMÉ | III |
| TABLE DES MATIÈRES | VII |
| LISTE DES ANNEXES | IX |
| LISTE DES TABLEAUX | X |
| LISTE DES FIGURES | XI |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES | XII |
| 1 INTRODUCTION | 1 |
| 1.1 Mise en contexte | 1 |
| 1.2 Objectifs de l'étude..... | 2 |
| 1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques | 3 |
| 1.4 Limites d'interprétation de l'étude | 5 |
| 2 IDENTIFICATION DU DANGER | 7 |
| 2.1 Description sommaire du projet Mine Arnaud..... | 7 |
| 2.2 Zone d'étude | 9 |
| 2.3 Identification et caractérisation des sources d'émissions atmosphériques | 12 |
| 2.3.1 Sources de particules et de métaux..... | 12 |
| 2.3.2 Sources d'émanations gazeuses | 13 |
| 2.4 Sélection des substances d'intérêt | 14 |
| 2.4.1 Substances retenues pour l'évaluation des risques | 14 |
| 2.4.2 Substance non retenue – Silice cristalline | 15 |
| 3 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE | 16 |
| 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 | 24 |
| 3.3 Valeurs toxicologiques de référence retenues..... | 25 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 4 | CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION..... | 31 |
| 4.1 | Estimation de l'exposition bruit de fond | 31 |
| 4.1.1 | Approche utilisée..... | 31 |
| 4.1.2 | Concentrations bruit de fond utilisées..... | 31 |
| 4.1.3 | Doses d'exposition bruit de fond estimées | 34 |
| 4.2 | Estimation de l'exposition additionnelle | 37 |
| 4.2.1 | Approche utilisée..... | 37 |
| 4.2.1.1 | <i>Caractérisation des récepteurs.....</i> | <i>37</i> |
| 4.2.1.2 | <i>Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique</i> | <i>39</i> |
| 4.2.1.3 | <i>Scénarios et voies d'exposition des récepteurs</i> | <i>42</i> |
| 4.2.1.4 | <i>Modélisation des concentrations multimédia.....</i> | <i>44</i> |
| 4.2.2 | Niveaux d'exposition additionnelle utilisés..... | 44 |
| 4.2.2.1 | <i>Concentrations estimées pour une exposition aiguë.....</i> | <i>45</i> |
| 4.2.2.2 | <i>Concentrations estimées pour une exposition chronique</i> | <i>47</i> |
| 4.2.2.3 | <i>Doses d'exposition aux métaux estimées pour une exposition chronique.....</i> | <i>48</i> |
| 4.2.2.4 | <i>Niveaux d'exposition moyens estimés sur la durée de vie.....</i> | <i>52</i> |
| 6 | ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES | 54 |
| 6.1 | Estimation du risque..... | 54 |
| 6.1.1 | Niveaux de risque estimés pour une exposition aiguë par inhalation..... | 54 |
| 6.1.2 | Niveaux de risque (effets autres que le cancer) estimés pour une exposition chronique | 56 |
| 6.1.3 | Niveaux de risque additionnel de cancer estimés sur la durée de vie..... | 63 |
| 6.2 | Analyse de l'incertitude | 64 |
| 6.2.1 | Identification du danger..... | 64 |
| 6.2.2 | Caractérisation toxicologique | 64 |
| 6.2.3 | Caractérisation de l'exposition | 66 |
| 6.2.3.1 | <i>Exposition bruit de fond.....</i> | <i>66</i> |
| 6.2.3.2 | <i>Modélisation de la dispersion atmosphérique</i> | <i>68</i> |
| 6.2.3.3 | <i>Exposition additionnelle.....</i> | <i>69</i> |
| 6.3 | Évaluation du risque..... | 72 |
| 6.3.1 | Risques toxicologiques posés par les métaux..... | 72 |
| 6.3.1.1 | <i>Risque additionnel de cancer</i> | <i>72</i> |
| 6.3.1.2 | <i>Risque d'autres effets liés à une exposition aiguë ou chronique</i> | <i>72</i> |
| 6.3.2 | Risques toxicologiques posés par les particules fines..... | 80 |
| 6.3.3 | Risques toxicologiques posés par les émanations gazeuses (NO ₂ et SO ₂)..... | 81 |
| 6.3.3.1 | <i>Dioxyde de soufre.....</i> | <i>81</i> |
| 6.3.3.2 | <i>Dioxyde d'azote</i> | <i>81</i> |
| 7 | CONCLUSION | 84 |
| 8 | RÉFÉRENCES..... | 86 |

LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE A : Lettre d'expert attestant de l'absence de silice cristalline dans le minerai du projet de Mine Arnaud
- ANNEXE B : Caractérisation toxicologique des substances d'intérêt
- ANNEXE C : Apports alimentaires en métaux
- ANNEXE D : Sommaire des concentrations additionnelles estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet par modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR)
- ANNEXE E : Concentrations multimédia estimées, et équations et valeurs des paramètres utilisés
- ANNEXE F : Doses d'exposition additionnelles estimées pour une exposition chronique
- ANNEXE G : Niveaux d'exposition moyenne à vie estimés
- ANNEXE H : Indices de risques estimés pour une exposition chronique via plusieurs voies
- ANNEXE I : Discussion du conservatisme de la modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR)

LISTE DES TABLEAUX

| | PAGE |
|---|-------------|
| Tableau 1. Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques | 14 |
| 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. Concentrations initiales retenues dans les milieux environnementaux | 34 |
| Tableau 7. Doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition bruit de fond retenues..... | 35 |
| Tableau 8. Concentrations (mg/kg) de métaux dans les sources surfaciques | 41 |
| Tableau 9. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans un contexte résidentiel | 42 |
| Tableau 10. Voies d'exposition retenues | 43 |
| Tableau 11. Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux d'intérêt | 44 |
| Tableau 12. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition aiguë de 1 heure - scénario 2 (année 10) | 45 |
| Tableau 13. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition aiguë de 8 heures - scénario 2 (année 10) | 46 |
| Tableau 14. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition aiguë de 24 heures - scénario 2 (année 10)..... | 47 |
| Tableau 15. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles estimées dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition chronique (concentrations annuelles) | 48 |
| Tableau 16. Doses d'exposition additionnelles (mg/kg-pc par jour) estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé – scénario 2 (année 10)..... | 50 |
| Tableau 17. Doses d'exposition additionnelles (mg/kg-pc par jour) estimées pour le récepteur le plus exposé – scénario 2 (année 10) | 51 |
| Tableau 18. Estimation du niveau d'exposition moyen sur la durée de vie..... | 52 |
| Tableau 19. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles moyennes sur la durée de vie utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer par inhalation | 53 |
| Tableau 20. 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 | 53 |
| Tableau 21. Indices de risque par inhalation pour une exposition aiguë – récepteur dit sensible le plus exposé | 55 |

| | |
|---|----|
| Tableau 22. Indices de risque par inhalation pour une exposition aiguë - récepteur le plus exposé | 56 |
| Tableau 23. Indices de risque par inhalation pour une exposition chronique - récepteur dit sensible le plus exposé | 59 |
| Tableau 24. Indices de risque totaux liés à plusieurs voies d'exposition - récepteur dit sensible le plus exposé | 60 |
| Tableau 25. Indices de risque par inhalation pour une exposition chronique - récepteur le plus exposé | 61 |
| Tableau 26. Indices de risque totaux liés à plusieurs voies d'exposition - récepteur le plus exposé | 62 |
| Tableau 27. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie | 63 |
| Tableau 28. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – récepteur dit sensible le plus exposé | 73 |
| Tableau 29. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – récepteur le plus exposé..... | 74 |

LISTE DES FIGURES

| | PAGE |
|---|-------------|
| Figure 1. Localisation régionale du projet minier Arnaud..... | 2 |
| Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation | 4 |
| Figure 3. Localisation prévue des infrastructures du projet minier Arnaud | 9 |
| Figure 4. Zone d'étude (zone riveraine du projet)..... | 11 |
| Figure 5. Localisation des récepteurs dans la zone d'étude | 38 |

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 |
| ÉIE | Étude d'impact sur l'environnement |
| Fe | Fer |
| Hg | Mercure |
| HSDB | Hazardous Substances Data Bank |
| INSPQ | Institut national de Santé publique du Québec |
| IR | Indice de risque |
| IR _{Add} | Indice de risque lié à l'exposition additionnelle (liée au projet) |
| IR _{BF} | Indice de risque lié à l'exposition bruit de fond |
| IRIS | <i>Integrated Risk Information System</i> (base de données) |
| IR _{Tot} | Indice de risque lié 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 |
| MDDEP | Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs |
| mg | Milligramme (1 mg = 0,001 g) |
| Mn | Manganèse |
| MRC | Municipalité régionale de comté |
| Mt | mégatonne (1 million de tonnes) |
| Ni | Nickel |
| NO ₂ | Dioxyde d'azote |

| | |
|-------------------------------|---|
| NOAEL | Dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé (<i>No Observed Adverse Effect Level</i>) |
| NO _x | Oxydes d'azote |
| OMS | Organisation mondiale de la santé |
| Pb | Plomb |
| PM _{2.5} | 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 ₂ | Dioxyde de soufre |
| SO _x | 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 ₂ O ₅ | Pentoxyde de vanadium |
| VTR | Valeur toxicologique de référence |
| zec | Zone d'exploitation contrôlée |
| Zn | Zinc |

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le projet à l'étude vise l'exploitation d'un gisement d'apatite, un minerai phosphaté servant à la fabrication de fertilisants agricoles, sur une période de 28 ans. La mine projetée par Mine Arnaud inc. (Mine Arnaud) se situe dans le secteur du Canton-Arnaud, à environ 15 km à l'ouest du centre-ville de Sept-Îles (Québec), dans la région administrative Côte-Nord (figure 1). La propriété minière Arnaud est située sur le territoire de la ville de Sept-Îles excepté une partie du futur parc à résidus (dans la portion nord), située sur le territoire non organisé (TNO) de Lac-Walker. La propriété est bordée au sud par la baie des Sept Îles et recoupe en bonne partie le territoire de la zone d'exploitation contrôlée (zec) Matimek (Roche Ltée, 2012b). La route 138 traverse la propriété, à environ 1 km de la limite prévue de la fosse.

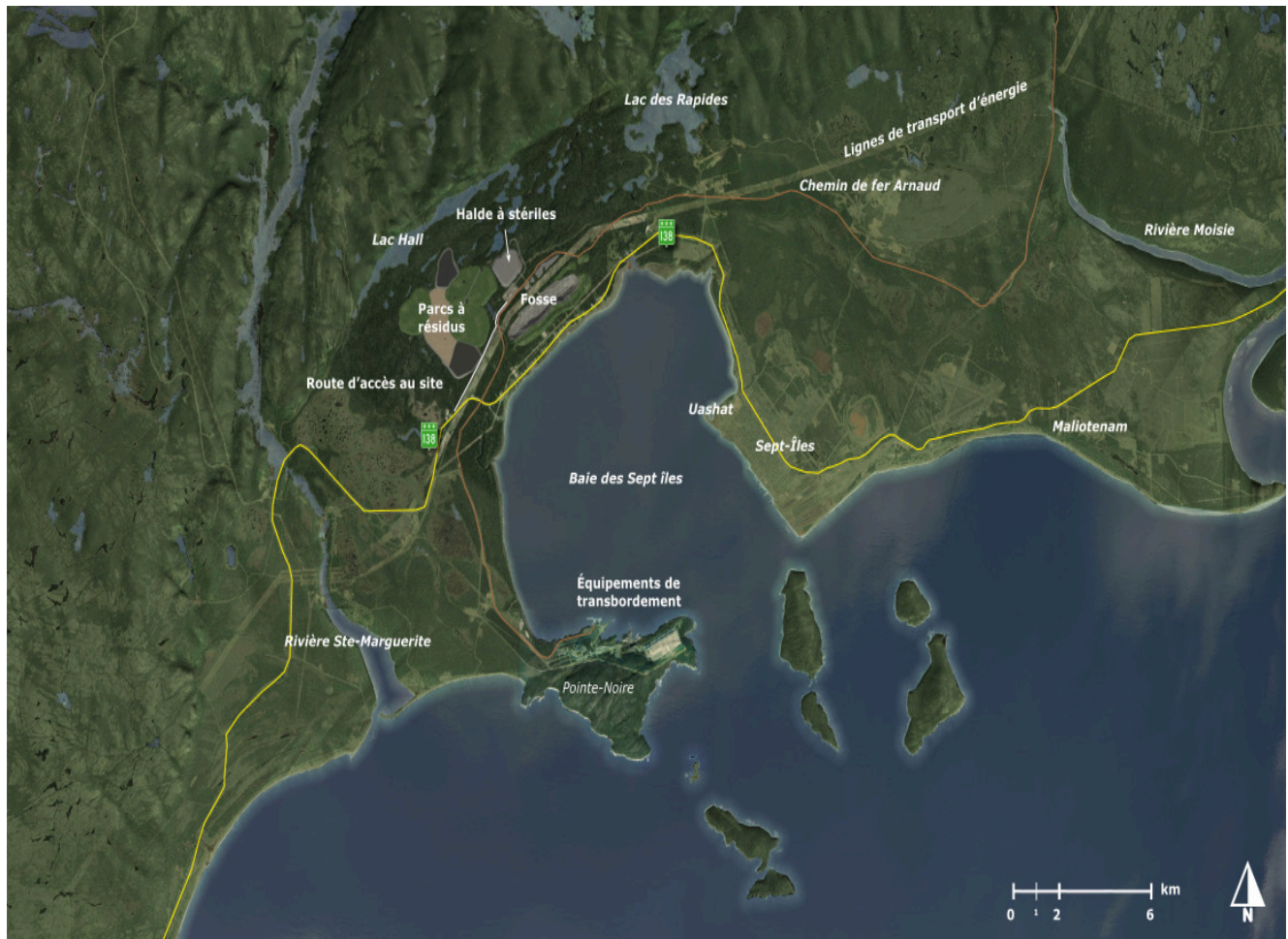
Le projet inclut notamment une fosse à ciel ouvert pour l'exploitation du gisement (environ 800 m de largeur par 3 500 m de longueur), des installations pour le concassage et le traitement du minerai, des aires d'accumulation pour le mort-terrain et le minerai, une halde à stériles et un parc à résidus. Ce dernier comprendra plusieurs cellules permettant la ségrégation de différents types de résidus, notamment des résidus magnétiques (concentré de magnétite) pouvant éventuellement présenter un intérêt commercial (Roche Ltée, 2012b).

L'exploitation du gisement est prévue à raison de 23,7 Mt par année permettant la production de 1,3 Mt de concentré, qui sera acheminé par train jusqu'au port de Sept-Îles puis par bateau jusqu'à une usine de production de fertilisant située en Norvège (Roche Ltée, 2012b).

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation de la mine d'apatite, Mine Arnaud a mandaté la firme Roche Ltée pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement (ÉIE) devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), conformément à la directive émise par la Direction des évaluations environnementales (MDDEP, 2011). Cette ÉIE a été présentée au MDDEP (aujourd'hui le MDDEFP²) en mars 2012. Dans le cadre de l'ÉIE, GENIVAR inc. (GENIVAR) a été mandatée par Mine Arnaud pour effectuer la modélisation de la dispersion atmosphérique et comparer les résultats aux critères du *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère* (RAA). GENIVAR s'est également vu confier la poursuite de l'étude d'impact et du processus d'obtention du certificat d'autorisation pour l'exploitation de la mine d'apatite et, dans le cadre de ce mandat, a participé en août et septembre 2013 aux représentations de Mine Arnaud auprès du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE).

² Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, depuis septembre 2012

Afin de répondre aux préoccupations exprimées par certains citoyens quant aux impacts sur leur santé et bien qu'elle n'y soit pas tenue par le MDDEFP, Mine Arnaud souhaitait connaître les risques pour la santé humaine posés par les émissions atmosphériques du projet d'exploitation de la mine d'apatite. Dans ce contexte, Sanexen Services Environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par Mine Arnaud pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé de la population riveraine du projet.



Source : Mine Arnaud, 2013

Figure 1. Localisation régionale du projet minier Arnaud

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 du gisement d'apatite de Mine Arnaud. Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, réalisée par GENIVAR, ont servi de base à

l'analyse. Tel que dans l'étude d'impact, les substances visées par l'étude incluaient donc les poussières (particules fines et éléments minéraux), les oxydes d'azote (NO_x) et les oxydes de soufre (SO_x).

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 GENIVAR, 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.

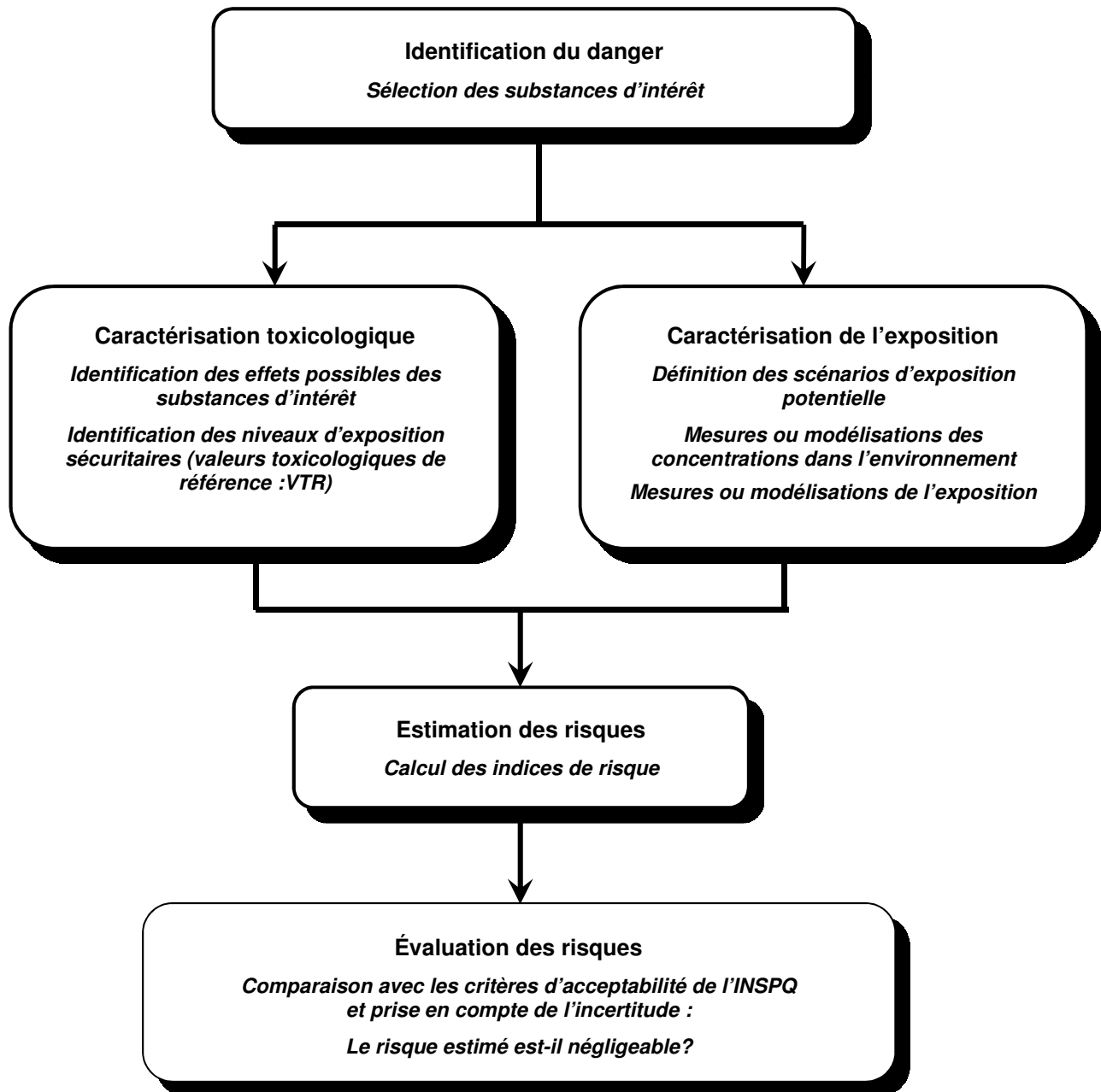


Figure 2. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

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 Arnaud; 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 GENIVAR, 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.

En effet, la modélisation réalisée par GENIVAR combinait différentes hypothèses très prudentes, voire irréalistes, ce qui a conduit à des concentrations dans l'air vraisemblablement surestimées par rapport aux concentrations réelles attendues. Par exemple, la procédure du MDDEFP recommande que les particules soient considérées comme des gaz parfaits et non comme des particules en suspension dans l'air. En d'autres termes, la modélisation considère que les particules ne retombent jamais au sol et restent indéfiniment dans l'air, ce qui conduit à une surestimation des concentrations de particules dans l'air; cette surestimation est particulièrement importante pour les particules totales. Les concentrations de métaux dans l'air étant estimées à partir des concentrations de particules totales, la procédure de modélisation implique donc également une surestimation des concentrations de métaux dans l'air.

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. La prudence appliquée à toutes les étapes de cette analyse permet donc d'affirmer que 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.

Par ailleurs, le dépôt des particules au sol n'étant pas considéré, 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.

Finalement, 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 semblent indiquer que tel est le cas.

2 IDENTIFICATION DU DANGER

2.1 Description sommaire du projet Mine Arnaud

Les informations figurant à la présente section et décrivant le projet minier Arnaud sont tirées de l'étude d'impact sur l'environnement (ÉIE) (Roche ltée, 2012a) et d'information plus à jour présentée lors des audiences du BAPE (Mine Arnaud, 2013). La zone d'étude retenue pour l'ÉIE (illustrée à la carte 1.1.1 de Roche ltée, 2012a) s'étend sur une superficie d'environ 35 km x 25 km qui comprend une partie du territoire de la municipalité de Sept-Îles, la réserve innue de Uashat, une portion du TNO de Lac-Walker (au nord) et une petite portion de la municipalité de Port-Cartier (à l'ouest).

Le projet minier comportera un secteur d'exploitation (fosse à ciel ouvert), des installations pour le traitement du minerai, des aires d'accumulation, une halde à stériles et un parc à résidus (figure 3). Ces composantes sont décrites sommairement ci-dessous, à partir de la description détaillée disponible dans l'étude d'impact (Roche ltée, 2012a).

Le site à l'étude fait partie de la région géologique du Bouclier canadien, dans la province géologique du Grenville. Le gisement, situé au nord-ouest de la baie des Sept Îles, constitue l'affleurement d'un complexe mafique lité d'environ 80 km de diamètre et dont la majorité est située sous le golfe du Saint-Laurent.

L'exploitation proposée de ce gisement implique une fosse à ciel ouvert d'environ 800 m de largeur et 3 500 m de longueur dans le secteur du Canton-Arnaud, à proximité de la route 138. La profondeur maximale de la fosse serait de 250 m par rapport à la surface la plus élevée (environ 150 m sous le niveau de la mer). Le complexe minier sera construit au nord-ouest de la fosse, en s'éloignant des populations. Il comprendra un concasseur muni d'un dépoussiéreur, un système de convoyeurs fermés et un concentrateur d'une capacité d'environ 11,25 Mt de minerai par an. Il est prévu qu'environ 1,3 Mt de concentré d'apatite soit produit annuellement, sur une période de 28 ans (Mine Arnaud, 2013).

Différentes aires d'accumulation (piles) de matériaux seront aménagées à proximité des infrastructures. En périphérie de la fosse, deux aires serviront à l'entreposage du mort-terrain (50 Mt) qui recouvre le gisement et qui sera retiré pour atteindre le roc et extraire l'apatite. Le reste du mort-terrain permettra de constituer une butte servant d'écran visuel qui atténuera aussi le bruit associé à l'exploitation de la mine.

Une zone d'entreposage temporaire, aménagée à l'est du concasseur, permettra d'accumuler le minerai extrait de la fosse. Pendant la préparation du site précédant le début de la mise en opération de la mine, jusqu'à 3 Mt de minerai seront accumulés dans cette zone, et jusqu'à 15 Mt pendant la vie du projet. Le minerai à faible teneur en apatite sera entreposé dans une

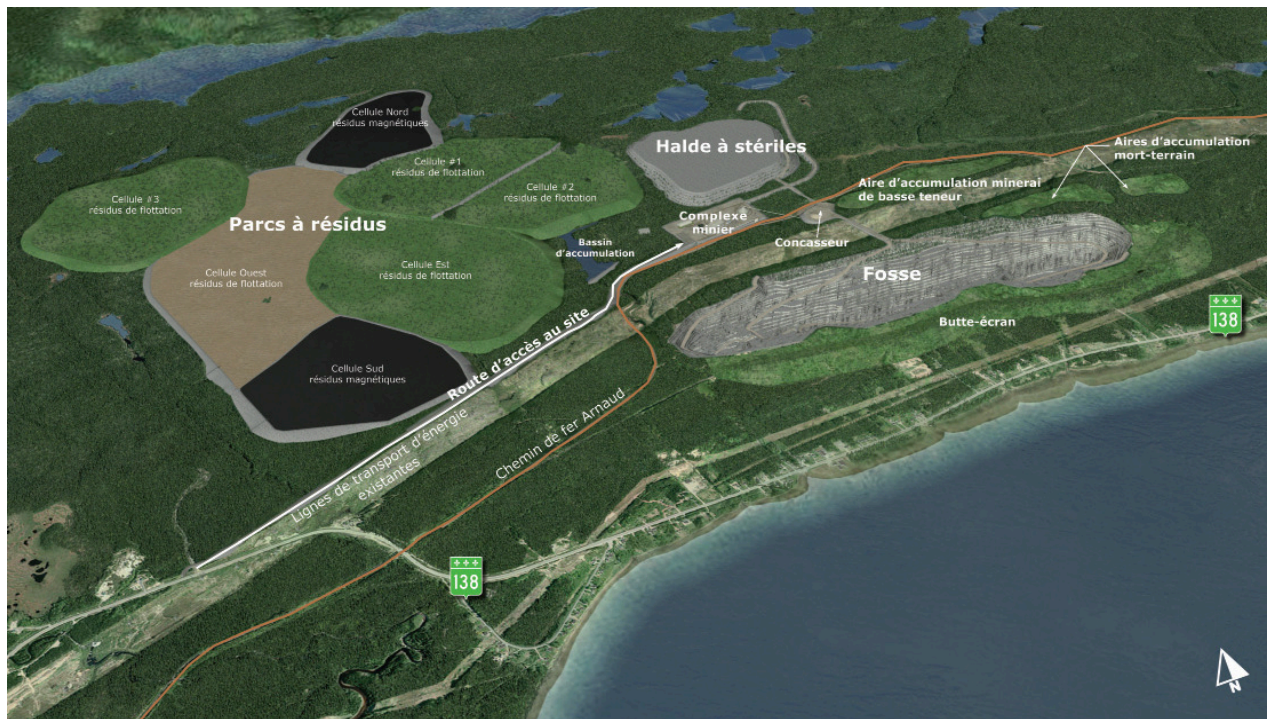
aire distincte, au nord de la fosse, afin de favoriser initialement le traitement du minerai à haute teneur, plus rentable; le minerai entreposé dans cette aire sera toutefois entièrement utilisé pendant la durée d'exploitation de la mine.

La halde à stériles sera construite au nord du concentrateur. Mine Arnaud souhaite utiliser une partie des stériles pour construire les digues du parc à résidus, et valoriser les stériles dans des ouvrages civils dans la région.

Enfin, les résidus produits lors du traitement seront de deux types soit, d'une part, les résidus de flottation de l'apatite et, d'autre part, des résidus à forte teneur en magnétite. Ces résidus seront entreposés dans des zones séparées situées au nord-ouest de la propriété Arnaud, afin de faciliter la revente éventuelle des résidus magnétiques. Au total, le parc à résidus comprendra 5 cellules de résidus de flottation et 2 cellules de résidus magnétiques.

Un bassin de polissage d'une longueur de 700 m et d'une largeur de 100-400 m sera aménagé en aval du parc à résidus, à proximité de la cellule #2 de résidus de flottation. Toutes les eaux susceptibles d'être affectées par les opérations minières (eaux usées industrielles, eaux de ruissellement, eaux d'exhaure pompées de la fosse pour la maintenir à sec, eaux de drainage des aires d'accumulation) seront dérivées ou pompées vers le bassin de polissage, aménagé afin de favoriser la sédimentation des particules. L'eau sera ensuite acheminée à une usine de traitement d'eau installée par Mine Arnaud, puis rejetée dans le ruisseau Clet.

À la fin de l'exploitation de la mine, les structures et les bâtiments seront démantelés. Toutes les aires d'accumulation de minerai, de stériles et de résidus seront végétalisées, et la fosse deviendra un plan d'eau.



Source : Mine Arnaud, 2013

Figure 3. Localisation prévue des infrastructures du projet minier Arnaud

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 4. Cette zone correspond au domaine de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013), en excluant le secteur ceinturé par les limites d'application du RAA³. Cette zone d'étude inclut notamment les résidences et chalets les plus proches des infrastructures du projet minier. L'information pertinente la concernant est résumée ci-dessous. Davantage de détails sont disponibles dans l'avis de projet (Roche ltée et Ausenco Sandwell, 2010), dans l'étude d'impact (Roche ltée, 2012a) et dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013).

³ Règlement pour l'assainissement de l'atmosphère

La zone riveraine s'étend de part et d'autres des installations, sur une distance d'environ 5,5 à 6,5 km par rapport au concentrateur situé approximativement au centre de la propriété minière (figure 4).

La majorité de la zone riveraine est constituée de forêt résineuse et ne fait l'objet d'aucune utilisation particulière. Le Canton-Arnaud, au nord duquel le projet de Mine Arnaud sera situé, ne fait pas partie des secteurs urbanisés de l'agglomération de Sept-Îles. Quelques dizaines de résidences unifamiliales sont réparties le long de la route 138, près de la baie des Sept Îles, sur une distance d'environ 8 km entre la rivière Hall et la rivière des Rapides. La plupart de ces résidences sont situées au sud de la fosse, à environ 1 km de celle-ci. Quelques chalets ont été identifiés à proximité du lac Gamache et du lac à l'Outarde, au nord-est de la mine, et à l'extrémité sud du lac Hall, environ 2 km à l'ouest du parc à résidus. Un camping se trouve également à l'extrémité sud du lac Hall. La prise d'eau potable de la ville de Sept-Îles est localisée au lac des Rapides, à environ 5 km au nord-est des installations. Le secteur comprend également un espace à vocation publique (le parc Centre La Chapelle et le centre multifonctionnel Chapelle du Canton-Arnaud). La localisation de ces différents éléments est indiquée à la figure 4.



Figure 4. Zone d'étude (zone riveraine du projet)

Les activités pratiquées à même la propriété minière Arnaud ou à proximité incluent :

- Production et commerce maraîcher : ferme Le Végétarien, de part et d'autre de la route 138, à l'est de l'embouchure du ruisseau Clet, et ferme Marjolaine Bezeau – Dupont, située un peu plus au sud-ouest (au sud de la route 138);
- Exploitation forestière dans le secteur du bassin versant de la rivière Sainte-Marguerite (ouest du site);
- Chasse et pêche sur le territoire de la zec Matimek. La pêche se pratique surtout au lac et à la rivière Hall, à l'ouest du site, mais le secteur à proximité du site minier est utilisé pour la pêche sportive et la chasse. L'hiver, la pêche blanche est pratiquée à l'embouchure de la rivière des Rapides. Des camps de chasse et de pêche ont été identifiés sur certains lacs et cours d'eau du secteur.
- Motoneige sur un sentier traversant le secteur minier; ce dernier fait partie du Réseau Trans-Québec et permet d'accéder à la zec Matimek.
- Activités récréatives (sentiers pédestres, observation d'oiseaux aquatiques et ski de randonnée) dans le parc de la rivière des Rapides, qui fait partie du réseau de parcs urbains de la ville de Sept-Îles.

Les caractéristiques démographiques régionales publiées par l'Institut de la statistique du Québec pour l'année 2011 indiquent une population totale de 27 745 habitants répartie dans la ville de Sept-Îles et la communauté innue d'Uashat. Cette population inclut enfants, population active et aînés (Institut de la statistique du Québec, 2013).

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 soumis au BAPE par GENIVAR (2013). Brièvement, l'exploitation du projet minier Arnaud 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

Huit sources ponctuelles d'émission de particules ont été identifiées (GENIVAR, 2013). Il s'agit des dépoussiéreurs du concasseur giratoire, du séchoir pneumatique, de la tour de transfert, de la chute du silo de chargement et des silos de chargement #1 et #2 ainsi que de

leurs événements respectifs. Ces huit sources ont été considérées lors de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Les sources surfaciques de particules sont liées à la remise en suspension de particules via l'érosion éolienne des piles de matériaux. Ces sources incluent l'aire de stockage des stériles, les aires d'entreposage du minerai et les parcs à résidus. Mine Arnaud prévoit un arrosage régulier de ces zones afin de maintenir la surface humide et ainsi réduire l'érosion éolienne.

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, et le déchargement de minerai basse-teneur, de stériles et de mort terrain à leurs sites d'entreposage respectifs. Les émissions liées au transport correspondent au soulèvement de poussières causé par le camionnage de la fosse vers le concasseur, la halde de stériles, la pile de mort-terrain et la pile de stockage de minerai, et de la pile de stockage de minerai vers le concasseur.

2.3.2 Sources d'émanations gazeuses

Dans le cadre de l'exploitation de la mine Arnaud, les sources d'émissions d'oxydes gazeux (NO_x , SO_x) identifiées comprennent (GENIVAR, 2013) :

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

2.4 Sélection des substances d'intérêt

2.4.1 Substances retenues pour l'évaluation des risques

Toutes les substances ayant fait l'objet de modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013) ont été retenues, ce qui inclut :

- les oxydes gazeux, représentés par le dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de soufre (SO₂);
- les particules fines (PM_{2,5});
- 21 éléments minéraux détectés dans au moins une des sources surfaciques d'émission (minerai, stériles, mort-terrain, résidus). 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.

Par ailleurs, afin de répondre aux préoccupations exprimées par la population concernant l'uranium, cet élément a été ajouté à la liste des substances d'intérêt, dans la catégorie des métaux.

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.

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

| Particules | Particules fines (PM _{2,5}) | | |
|---------------|---------------------------------------|----------------|----------------|
| Oxydes gazeux | Dioxyde d'azote (NO ₂) | | |
| | Dioxyde de soufre (SO ₂) | | |
| Métaux | Aluminium (Al) | Chrome (Cr) | Strontium (Sr) |
| | Antimoine (Sb) | Cobalt (Co) | Thallium (Tl) |
| | Argent (Ag) | Cuivre (Cu) | Titane (Ti) |
| | Arsenic (As) | Fer (Fe) | Uranium (U) |
| | Baryum (Ba) | Manganèse (Mn) | Vanadium (V) |
| | Béryllium (Be) | Mercure (Hg) | Zinc (Zn) |
| | Bore (B) | Nickel (Ni) | |
| | Cadmium (Cd) | Plomb (Pb) | |

2.4.2 Substance non retenue – Silice cristalline

Lors des audiences du BAPE, des citoyens ont exprimé des préoccupations quant au risque posé par l'émission potentielle de silice cristalline. Outre le fait que cette substance ne faisait pas partie de celles considérées dans l'étude d'impact, elle n'a pas été considérée dans la présente étude car, selon l'avis du Professeur Michel Gauthier, Ph.D. géologue, ingénieur, professeur au Département des Sciences de la Terre et de l'Atmosphère à l'UQAM⁴, les données géologiques disponibles indiquent « qu'il ne peut y avoir de silice cristalline [quartz] dans le minerai d'Arnaud ». La lettre produite par cet expert est disponible à l'annexe A.

⁴ Université du Québec à Montréal

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, on peut être exposé, sans risque d'effets, à des concentrations relativement élevées si l'exposition est intermittente.

Dans le cadre de la présente étude, il convenait d'évaluer les risques liés 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, on considère généralement qu'il n'existe pas de « seuil » d'effet, c'est-à-dire qu'à toute dose non nulle est associé un niveau de risque (probabilité) qui est d'autant plus élevé que la dose cumulée à long terme est importante. On considère ici tout développement de cancer chez des individus exposés par inhalation, ingestion et/ou contact cutané.
- *Les autres effets,* 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 (Co, Cu, Fe, 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

| Substances | Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé |
|---------------------------------------|--|
| Particules fines (PM _{2.5}) | Irritation des voies respiratoires, toux et difficultés à respirer. Effets sur le système respiratoire, sur le système cardiovasculaire, aggravation de l'asthme, décès. Les particules aéroportées (nature et taille non précisées) ont récemment été classées comme cancérigènes pour l'humain par le CIRC. |
| Dioxyde d'azote (NO ₂) | 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 ₂) | 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). |
| Métaux | |
| 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 cardiovasculaire et le développement. Cancers 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. |
| 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. |
| 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. |

| Substances | Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé |
|-----------------|--|
| Chrome | <p>Forme trivalente: élément essentiel. Effets possibles sur les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).</p> <p>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).</p> |
| Cobalt | <p>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.</p> |
| Cuivre | <p>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.</p> |
| Fer | <p>Élément essentiel. Effets possibles sur le système gastro-intestinal. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.</p> |
| Manganèse | <p>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.</p> |
| Mercure | <p>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).</p> |
| Nickel | <p>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).</p> |
| Plomb | <p>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.</p> |
| Strontium | <p>Effets possibles sur le squelette. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.</p> |
| Thallium | <p>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).</p> |
| Titane | <p>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).</p> |
| Uranium naturel | <p>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.</p> |

| Substances | Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé |
|------------|--|
| 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 (Zn) | 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, 2013; Cal/EPA, 2013a; CCME, 2013; CIRC, 2013; HSDB, 2013a; INERIS, 2011; INSPQ, 2012b; Institute of Medicine, 2001; IPCS, 2013; OMS/Europe, 2006; Santé Canada, 2013b; Santé Canada, 2013a; U.S. EPA, 2013f; U.S. EPA, 2013d; U.S. EPA, 2013b; U.S. EPA, 2013c; U.S. EPA, 2013a; WHO, 2013

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 (microgramme⁵ de substance par mètre cube d'air : µg/m³). Ces VTR sont généralement spécifiques à une voie d'exposition (ingestion, inhalation) et à une durée d'exposition (aiguë⁶, chronique⁷) 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 la situation à l'étude) et l'exposition « additionnelle » (liée à la situation 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.

⁵ 1 microgramme correspond à 0,001 milligramme

⁶ À court terme

⁷ 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*₁₀ correspondant à 10 % de réduction des lymphocytes dans le sang). Généralement, les valeurs *Benchmark* utilisées comme point de départ correspondent à une valeur plus faible que la *BMD*, soit la limite inférieure de l'intervalle confiance à 95% de la *BMD* pour le niveau de réponse souhaité (ex. : *BMDL*₁₀).

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

- la variabilité inter-espèces, qui reflète les différences entre l'animal et l'humain au niveau de la toxicité intrinsèque de la substance. Par défaut, on considère qu'à dose égale, l'humain pourrait être 10 fois plus sensible que l'espèce animale testée. Ce facteur ne s'applique pas lorsque la VTR est basée sur une valeur point de départ obtenue chez l'humain;
- la variabilité interindividuelle, qui reflète les différences au sein de la population humaine. Ce facteur vise à protéger les groupes 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 B 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 vie⁸. 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)⁻¹ (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).

3.2.3.2 Valeurs provisoires

Le projet soulevant beaucoup d'inquiétude parmi la population, il apparaissait important d'évaluer, au moins de façon préliminaire, les risques potentiels posés par toutes les

⁸ Le risque total est la somme du risque bruit de fond et du risque additionnel

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 B) :

- 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 ont été dérivées en divisant la concentration moyenne permise en milieu de travail (TLV-TWA⁹), 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 11 métaux (Al, Sb, Ba, Be, Cr, Co, Fe, Pb, Ti, Tl et U).
- 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, une VTR provisoire a été dérivée de la VTR par ingestion afin de tenir compte de l'exposition totale (inhalation + ingestion) pour évaluer les risques. Cette extrapolation a été effectuée selon l'approche recommandée par l'INSPQ (2012a). Elle a été appliquée à 8 métaux (Al, Sb, Cu, Fe, Sr, Tl, Ti et Zn)
- 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-chronique¹⁰, 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 3 métaux (Co et V par voie orale, Cr par inhalation).

3.3 Valeurs toxicologiques de référence retenues

Des VTR correspondant à au moins une voie d'exposition¹¹ et une durée d'exposition¹² ont été recensées pour la plupart des substances à l'étude. Toutefois, pour plusieurs substances,

⁹ *Threshold Limit Value – Time-Weighted Average* : concentration moyenne sur une journée de travail (8 ou 10 heures) permise en milieu de travail

¹⁰ VTR applicable à une exposition répétée sur une durée de moins d'un an

¹¹ Ingestion, inhalation ou contact cutané

aucune VTR n'est proposée pour certaines voies et/ou durées d'exposition. Par exemple, peu de valeurs sont disponibles pour estimer les risques liés 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 n'est actuellement disponible pour 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 liés à une exposition aiguë par inhalation), au tableau 4 (VTR pour estimation des effets autres que le cancer liés 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 B.

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 (voir ci-dessous) ou, par défaut, à la forme la plus toxique (cas de l'uranium). Les informations relatives à la forme chimique présentées ci-dessous nous ont été fournies par M. Yvon Courchesne (GENIVAR, communication personnelle, 19 septembre 2013) et par M. Hugo Latulippe (Mine Arnaud, communication personnelle, 7 octobre 2013) :

- Chrome. La forme minérale du chrome dans le contexte du gisement de Mine Arnaud est la chromite. Le chrome est donc sous sa forme trivalente Cr(III) et les VTR pour le Cr(III) ont été retenues.
- Nickel. Dans le contexte d'un complexe anorthositique tel que celui de Mine Arnaud, le nickel est sous la forme de pentlandite, un sulfure de fer, dont la solubilité est faible. 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, 2010).
- Titane. Le titane du gisement de Mine Arnaud se trouve sous les formes minérales de magnétite titanifère et d'ilménite. Tous deux sont des oxydes de fer et de titane. Les VTR basées sur des données toxicologiques pour le dioxyde de titane ont donc été utilisées.

¹² Aiguë, sous-chronique ou chronique

- Vanadium. Le vanadium est principalement présent sous forme de pentoxyde de vanadium (V_2O_5). Les VTR pour le vanadium (V) basées sur des données toxicologiques obtenues avec le pentoxyde de vanadium ont donc été retenues. Pour l'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).

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 ^a | VTR | Origine ^a | VTR | Origine ^a |
| PM _{2,5} | | | | | 15 | Santé Canada |
| NO ₂ | 200 | OMS | | | | |
| SO ₂ | 500 | OMS | | | 20 | OMS |
| Aluminium | | | (100) | TLV-TWA/100 | | |
| Antimoine | | | (5) | TLV-TWA/100 | | |
| Argent | | | (1) | TLV-TWA/10 | | |
| Arsenic | 0,2 ^b | 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 | | | | |
| Fer | | | (10) | TLV-TWA/100 | | |
| Manganèse | | | 0,17 | Cal/EPA | | |
| Mercure inorganique | 0,6 | Cal/EPA | 0,06 | Cal/EPA | | |
| Nickel | 0,2 | Cal/EPA | 0,06 | Cal/EPA | | |
| Plomb | | | (0,5) | TLV-TWA/100 | | |
| Strontium | | | | | | |
| Thallium | | | (1) | TLV-TWA/100 | | |
| Titane | | | (60) | TLV-TWA/100 | | |
| Uranium naturel | | | (2) | TLV-TWA ^c /100 | | |
| Vanadium | 17 | Cal/EPA | | | 0,8 | ATSDR |
| Zinc | | | | | | |

^a: **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_matiere_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.

^b: VTR établie pour une durée de 4 heures

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

^a : **AMT** : Apport maximum tolérable (AMT) recommandé Santé Canada (<http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/index-fra.php>); **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique par ingestion recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition chronique par ingestion (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **IRIS** : *Reference Dose (RfD)* pour une exposition chronique par ingestion recommandée par le *Integrated Risk Information System* de l'U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **NSF** : *Reference Dose (RfD)* dérivée par *NSF International* pour une exposition chronique (accès via <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter>); **OMS** : dose journalière recommandée ou dose dérivée d'une valeur hebdomadaire recommandée (<http://www.inchem.org/>) ; **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); **s.c. ATSDR** : VTR sous-chronique proposée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>).

^b : **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique par inhalation recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition chronique par inhalation (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **IRIS** : *Reference Concentration* (RfC) pour une exposition chronique par inhalation recommandée par le *Integrated Risk Information System* de l'U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **OMS** : Recommandation dans l'air ambiant (<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>) ; **RIVM** : Concentration tolérable dans l'air recommandée pour une exposition chronique par inhalation par le *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>); **Santé Canada** : Concentration tolérable (CT) dans l'air recommandée par Santé Canada (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php); **TLV-TWA** : Norme en milieu de travail (*Threshold Limit Value-Time Weighted Average*; <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>)

^c : Valeurs spécifiques à chaque groupe d'âge

^d : 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 cancérogène pour l'humain ^a | Ingestion | | Inhalation | | |
|-----------------------|--|--|----------------------|--|--|----------------------|
| | | Coefficient de cancérogénicité (mg/kg.j) ⁻¹ | Origine ^b | Coefficient de cancérogénicité (mg/kg.j) ⁻¹ | Risque unitaire (µg/m ³) ⁻¹ | Origine ^b |
| PM _{2,5} | 1 | | | | | |
| NO ₂ | NC | | | | | |
| SO ₂ | NC | | | | | |
| 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 ⁻³ | IRIS |
| Baryum | NC | NA | | NA | | |
| Béryllium | B1, 1 | NA ^c | | 8,4 | 2,4 x 10 ⁻³ | IRIS, Cal/EPA |
| Bore | NC | | | | | |
| Cadmium | B1, 1, II | NA ^c | | 15 | 4,2 x 10 ⁻³ | Cal/EPA |
| Chrome III | NC | NA | | NA | | |
| Cobalt | 2B | | | | | |
| Cuivre | NC | NA | | NA | | |
| Fer | NC | NA | | NA | | |
| Manganèse | NC | NA | | NA | | |
| Mercurure inorganique | NC, C | NA | | NA | | |
| Nickel | 1; 2B, B2 | | | 5,3 | 1,3 x 10 ⁻³ | Santé Canada |
| Plomb | B2, 2A, IIIB | 8,5 x 10 ⁻³ | Cal/EPA | 4,2 x 10 ⁻² | 1,2 x 10 ⁻⁵ | Cal/EPA |
| Strontium | NC | NA | | NA | | |
| Thallium | NC | NA | | NA | | |
| Titane | 2B ^d | | | | | |
| Uranium naturel | NC | | | | | |
| Vanadium | 2B ^e | | | | | |
| Zinc | NC | NA | | NA | | |

^a : Classification selon U.S. EPA (IRIS) : groupe A : cancérogène pour l'humain, groupes B1 et B2 : probablement cancérogène pour l'humain, groupe C : possiblement cancérogène pour l'humain (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); Classification selon CIRC: groupe 1 : cancérogène pour l'humain, groupe 2A : probablement cancérogène pour l'homme, groupe 2B : peut-être cancérogène pour l'homme (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>). Classification selon Santé Canada : groupe I : cancérogène pour l'humain, groupe II : probablement cancérogène pour l'humain, groupe III : susceptible d'être cancérogène pour l'humain (<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-eng.php>)

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

^c : Non applicable à l'ingestion

^d : Classification attribuée au dioxyde de titane

^e : Classification attribuée au pentoxyde de vanadium

NC : Substance non classée comme cancérogène, cancérogène probable ou cancérogène 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 liées 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

4.1.1 Approche utilisée

Les niveaux d'exposition bruit de fond ont été estimés à partir des teneurs de fond documentées dans l'environnement (voir section 4.1.2) et en considérant les apports alimentaires. Dans la mesure du possible, des données locales, régionales ou provinciales (Québec) ont été utilisées.

Les apports alimentaires retenus et l'information relative à leur estimation sont présentés à l'annexe C. Les doses d'exposition liées aux teneurs de fond dans les milieux environnementaux 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).

4.1.2 Concentrations bruit de fond utilisées

Les concentrations initiales dans les milieux environnementaux mesurées à Sept-Îles ou dans la région ont été utilisées préférentiellement pour estimer l'exposition bruit de fond de la population riveraine du projet. Les concentrations sont présentées au tableau 6.

Des concentrations mesurées localement dans l'air ambiant étaient disponibles pour la plupart des substances d'intérêt. Cependant, aucune valeur n'était disponible pour une durée d'exposition de 8 heures dans l'air ambiant et peu de données étaient disponibles pour une durée de 1 heure. Les données proviennent des sources suivantes :

- Mesures de juin à novembre 2012 dans l'air ambiant autour de la future mine d'apatite (GENIVAR, 2012) :
 - Concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$), valeur maximale sur 24 heures ajustée¹³ par le MDDEFP ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$);
 - Concentrations de NO_2 , valeur maximale sur 1 heure et valeur moyenne annuelle;
 - Concentrations de 13 métaux (Al, Ba, B, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Sr, Ti, V et Zn associés aux particules totales), valeurs maximales sur 1 heure et sur 24 heures et/ou moyennes annuelles;
- Mesures dans l'air ambiant d'un quartier résidentiel de la ville de Sept-Îles de juin 2012 à juin 2013 (MDDEFP, 2013) :
 - Concentrations de SO_2 , valeurs maximales sur 1 heure et 24 heures, et valeur moyenne annuelle (97, 17 et $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement);
 - Concentration de $PM_{2.5}$, valeur moyenne annuelle ($4,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$);
 - Concentration de cadmium, valeur maximale sur 24 heures ($0.0005 \mu\text{g}/\text{m}^3$);
 - Concentration de béryllium, valeur maximale sur 24 heures ($<0.0002 \mu\text{g}/\text{m}^3$), fixée comme égale à la limite de détection ($0.0002 \mu\text{g}/\text{m}^3$);
- Concentration moyenne d'uranium dans l'air retenue par Santé Canada pour estimer l'exposition des Canadiens à l'uranium naturel (Santé Canada, 1999);
- Valeurs indiquées à la colonne 2 de l'annexe K du RAA, pour les autres métaux.

Dans les milieux environnementaux autres que l'air ambiant, les concentrations initiales retenues correspondent à des données régionales, provinciales ou canadiennes :

- Sols : concentrations de métaux dans les sols de surface correspondant à la teneur de fond établie par le ministère des Ressources naturelles pour la région géologique de Grenville (Choinière et Beaumier, 1997) ou, par défaut, à la teneur de fond documentée dans les sols ontariens (OMEE, 1993);

¹³ La valeur maximale sur 24 heures mesurée était de $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur a été ajustée par le MDDEFP afin de tenir compte du fait que l'échantillonnage était d'une durée inférieure à 1 an; la valeur ajustée est censée représenter une estimation du 98^e centile de la distribution des concentrations 24 heures sur une année.

- Eau potable : les concentrations retenues pour évaluer l'exposition via l'eau potable de la population étaient les suivantes :
 - Pour les 10 substances d'intérêt réglementées au Québec¹⁴ (Sb, As, Ba, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, U), la valeur limite réglementaire dans l'eau potable a été retenue;
 - Pour les substances non réglementées au Québec et pour lesquelles les concentrations dans l'eau de surface locale ont été documentées dans l'étude d'impact (Roche ltée, 2012a), soit Al, Ag, Co, Fe, Mn, Ni et Zn, la moyenne des concentrations mesurées dans les plans d'eau a été retenue (ou la valeur de la limite de détection, lorsque la substance n'était pas détectée); ce choix est motivé par le fait que le réseau d'aqueduc de Sept-Îles est alimenté par de l'eau de surface (lac des Rapides);
 - Pour les autres substances (Be, Sr, Tl, Ti et V), en l'absence de données locales, provinciales ou canadiennes, les concentrations moyennes mesurées dans l'eau potable aux États-Unis ont été retenues (ATSDR, 2002; ATSDR, 2004; ATSDR, 1992; HSDB, 2013b et ATSDR, 2012, pour chaque métal, respectivement).

¹⁴ <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/>

Tableau 6. Concentrations initiales retenues dans les milieux environnementaux

| Substance | Air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | Sol (mg/kg) | Eau potable (mg/L) |
|-------------------|--|-----------|----------|-------------|--------------------|
| | 1 heure | 24 heures | Annuelle | | |
| PM _{2,5} | | 15 | 4,94 | NA | NA |
| NO ₂ | 25 | | 10 | NA | NA |
| SO ₂ | 97 | 17 | 2 | NA | NA |
| Aluminium | | 0,159 | 0,063 | 32 600 | 0,618 |
| Antimoine | | | 0,007 | 0,8 | 0,006 |
| Argent | | | 0,005 | 0,5 | 0,0003 |
| Arsenic | | | 0,002 | 14 | 0,01 |
| Baryum | | 0,0046 | 0,0018 | 198 | 1 |
| Béryllium | | | 0,0002 | 0,97 | 0,000013 |
| Bore | | 0,0174 | 0,0069 | 30 | 5 |
| Cadmium | | 0,0005 | 0,003 | 0,9 | 0,005 |
| Chrome | | 0,0056 | 0,0022 | 43 | 0,05 |
| Cobalt | | 0,0016 | 0,0006 | 38 | 0,03 |
| Cuivre | | 0,0602 | 0,0238 | 53 | 1 |
| Fer | | 0,88 | 0,3483 | 83 200 | 0,743 |
| Manganèse | | 0,0444 | 0,0176 | 2405 | 0,019 |
| Mercuré | | | 0,01 | 0,982 | 0,001 |
| Nickel | 0,25 | 0,005 | 0,002 | 33 | 0,01 |
| Plomb | | | 0,025 | 58 | 0,01 |
| Strontium | | 0,0016 | 0,0007 | 78 | 1,1 |
| Thallium | | | 0,05 | 0,77 | 0,00089 |
| Titane | | 0,0149 | 0,0059 | 4800 | 0,0021 |
| Uranium | | | 0,05 | 21 | 0,02 |
| Vanadium | | 0,0036 | 0,0014 | 71 | 0,0012 |
| Zinc | | 0,0432 | 0,0171 | 153 | 0,005 |

NA : non applicable

4.1.3 Doses d'exposition bruit de fond estimées

Les doses d'exposition bruit de fond aux métaux estimées à partir des teneurs environnementales (tableau 6) et des apports alimentaires (annexe C) sont présentées au tableau 7.

Tableau 7. 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 | 2,31E-05 | 9,31E-02 | 3,17E-04 | 2,10E-05 | 9,89E-02 | 3,41E-03 | 1,73E-05 | 3,68E-02 | 2,82E-03 | 1,38E-05 | 1,90E-02 | 9,17E-04 | 9,96E-06 | 1,87E-02 | 8,61E-04 |
| Antimoine | 2,57E-06 | 6,29E-04 | 9,53E-06 | 2,33E-06 | 4,38E-04 | 7,88E-06 | 1,93E-06 | 2,51E-04 | 6,53E-06 | 1,53E-06 | 1,54E-04 | 5,02E-06 | 1,11E-06 | 1,57E-04 | 4,72E-06 |
| Argent | 1,83E-06 | 6,72E-05 | 1,61E-05 | 1,67E-06 | 6,92E-05 | 1,32E-05 | 1,38E-06 | 2,21E-05 | 1,10E-05 | 1,09E-06 | 1,04E-05 | 8,48E-06 | 7,91E-07 | 1,01E-05 | 7,96E-06 |
| Arsenic | 7,33E-07 | 1,01E-03 | 1,97E-06 | 6,67E-07 | 6,57E-04 | 5,55E-06 | 5,51E-07 | 4,04E-04 | 4,60E-06 | 4,37E-07 | 2,53E-04 | 1,97E-06 | 3,16E-07 | 2,58E-04 | 1,85E-06 |
| Baryum | 6,60E-07 | 9,87E-02 | 1,05E-04 | 6,00E-07 | 6,15E-02 | 2,71E-04 | 4,96E-07 | 3,96E-02 | 2,24E-04 | 3,93E-07 | 2,50E-02 | 9,91E-05 | 2,85E-07 | 2,56E-02 | 9,31E-05 |
| Béryllium | 7,33E-08 | 3,27E-06 | 3,33E-07 | 6,67E-08 | 4,59E-06 | 1,19E-06 | 5,51E-08 | 1,28E-06 | 9,87E-07 | 4,37E-08 | 5,44E-07 | 3,94E-07 | 3,16E-08 | 5,10E-07 | 3,70E-07 |
| Bore | 1,41E-06 | 4,94E-01 | 4,36E-04 | 1,29E-06 | 3,05E-01 | 3,28E-04 | 1,06E-06 | 1,97E-01 | 2,72E-04 | 8,48E-07 | 1,25E-01 | 2,22E-04 | 6,08E-07 | 1,28E-01 | 2,08E-04 |
| Cadmium | 1,10E-06 | 5,10E-04 | 8,27E-07 | 1,00E-06 | 3,37E-04 | 7,04E-07 | 8,26E-07 | 2,04E-04 | 5,83E-07 | 6,55E-07 | 1,27E-04 | 4,40E-07 | 4,74E-07 | 1,29E-04 | 4,14E-07 |
| Chrome III | 8,07E-07 | 5,05E-03 | 1,05E-05 | 7,33E-07 | 3,16E-03 | 4,97E-05 | 6,06E-07 | 1,99E-03 | 4,12E-05 | 4,80E-07 | 1,26E-03 | 1,53E-05 | 3,48E-07 | 1,28E-03 | 1,44E-05 |
| Cobalt | 2,20E-07 | 3,00E-03 | 2,99E-06 | 2,00E-07 | 1,91E-03 | 5,92E-06 | 1,65E-07 | 1,20E-03 | 4,91E-06 | 1,31E-07 | 7,55E-04 | 2,40E-06 | 9,49E-08 | 7,70E-04 | 2,25E-06 |
| Cuivre | 8,73E-06 | 9,88E-02 | 1,08E-04 | 7,93E-06 | 6,14E-02 | 1,11E-04 | 6,55E-06 | 3,95E-02 | 9,22E-05 | 5,20E-06 | 2,50E-02 | 6,21E-05 | 3,76E-06 | 2,56E-02 | 5,83E-05 |
| Fer | 1,28E-04 | 1,56E-01 | 7,62E-04 | 1,16E-04 | 2,03E-01 | 8,66E-03 | 9,58E-05 | 6,11E-02 | 7,18E-03 | 7,60E-05 | 2,76E-02 | 2,32E-03 | 5,50E-05 | 2,63E-02 | 2,17E-03 |
| Manganèse | 6,45E-05 | 5,14E-03 | 4,31E-05 | 5,87E-05 | 7,38E-03 | 2,66E-04 | 4,85E-05 | 2,01E-03 | 2,20E-04 | 3,84E-05 | 8,34E-04 | 7,76E-05 | 2,78E-05 | 7,77E-04 | 7,29E-05 |
| Mercure | 6,57E-06 | 9,98E-05 | 4,89E-07 | 5,90E-06 | 6,30E-05 | 4,81E-06 | 4,88E-06 | 3,99E-05 | 3,98E-06 | 3,84E-06 | 2,51E-05 | 1,31E-06 | 2,84E-06 | 2,56E-05 | 1,23E-06 |
| Nickel | 7,33E-07 | 1,03E-03 | 6,02E-07 | 6,67E-07 | 6,92E-04 | 3,66E-06 | 5,51E-07 | 4,11E-04 | 3,03E-06 | 4,37E-07 | 2,55E-04 | 1,07E-06 | 3,16E-07 | 2,59E-04 | 1,01E-06 |
| Plomb | 9,17E-06 | 1,17E-03 | 2,20E-06 | 8,33E-06 | 9,68E-04 | 5,02E-06 | 6,88E-06 | 4,67E-04 | 4,16E-06 | 5,46E-06 | 2,71E-04 | 1,92E-06 | 3,95E-06 | 2,72E-04 | 1,80E-06 |
| Strontium | 2,57E-07 | 1,08E-01 | 9,65E-05 | 2,33E-07 | 6,73E-02 | 7,95E-05 | 1,93E-07 | 4,35E-02 | 6,58E-05 | 1,53E-07 | 2,75E-02 | 5,08E-05 | 1,11E-07 | 2,81E-02 | 4,77E-05 |
| Thallium | 1,83E-05 | 3,51E-04 | 6,48E-06 | 1,67E-05 | 5,55E-04 | 4,90E-06 | 1,38E-05 | 1,36E-04 | 4,06E-06 | 1,09E-05 | 5,11E-05 | 3,30E-06 | 7,91E-06 | 4,62E-05 | 3,10E-06 |
| Titane | 2,16E-06 | 5,54E-03 | 3,85E-05 | 1,97E-06 | 9,09E-03 | 4,96E-04 | 1,62E-06 | 1,89E-03 | 4,11E-04 | 1,29E-06 | 5,69E-04 | 1,31E-04 | 9,33E-07 | 4,74E-04 | 1,23E-04 |
| Uranium | 1,83E-05 | 2,51E-03 | 6,74E-05 | 1,67E-05 | 1,88E-03 | 7,06E-05 | 1,38E-05 | 9,88E-04 | 5,85E-05 | 1,09E-05 | 5,96E-04 | 3,91E-05 | 7,91E-06 | 6,35E-04 | 3,67E-05 |
| Vanadium | 5,13E-07 | 1,95E-04 | 7,46E-06 | 4,67E-07 | 2,19E-04 | 7,47E-05 | 3,86E-07 | 7,68E-05 | 6,18E-05 | 3,06E-07 | 3,84E-05 | 2,02E-05 | 2,21E-07 | 3,75E-05 | 1,90E-05 |
| Zinc | 6,27E-06 | 7,70E-04 | 3,42E-05 | 5,70E-06 | 7,60E-04 | 1,74E-04 | 4,71E-06 | 2,89E-04 | 1,44E-04 | 3,73E-06 | 1,51E-04 | 5,28E-05 | 2,70E-06 | 1,49E-04 | 4,96E-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 liés au projet mine Arnaud inclut des résidences, des fermes maraichères et un parc (Centre La Chapelle), un camping et des chalets (voir figure 4).

La modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée pour le projet minier Arnaud (GENIVAR, 2013; voir la section suivante) fournit des concentrations dans l'air estimées pour divers récepteurs soit :

- des récepteurs dits sensibles, qui ont été placés là où se situent actuellement le secteur résidentiel (RES1 à RES 8) et deux fermettes maraichères (FER1 et FER2) au sud du projet, des chalets (CHA1 à CHA6) au nord-est et un camping situé à l'ouest (Camping);
- des récepteurs situés à la limite d'application du RAA (soit une distance de 300 m des installations). Ces récepteurs sont au nombre de 744 (Lim_001 à Lim_744);
- des récepteurs ponctuels, répartis sur l'ensemble de la zone de modélisation selon une grille dont le maillage augmente avec la distance par rapport au complexe minier (100 m x 100 m à moins de 2 km, 200 m x 200 m entre 2 et 4 km, et 500 m x 500 m entre 4 et 5,5 km). La totalité du domaine de modélisation comprend 2 320 récepteurs ponctuels (Rec_1 à Rec_2320), dont 1 560 sont situés dans la zone d'étude (les 760 autres sont à l'intérieur de la limite d'application du RAA et sont exclus de la zone d'étude);

La localisation de tous ces récepteurs est indiquée à la figure 5.

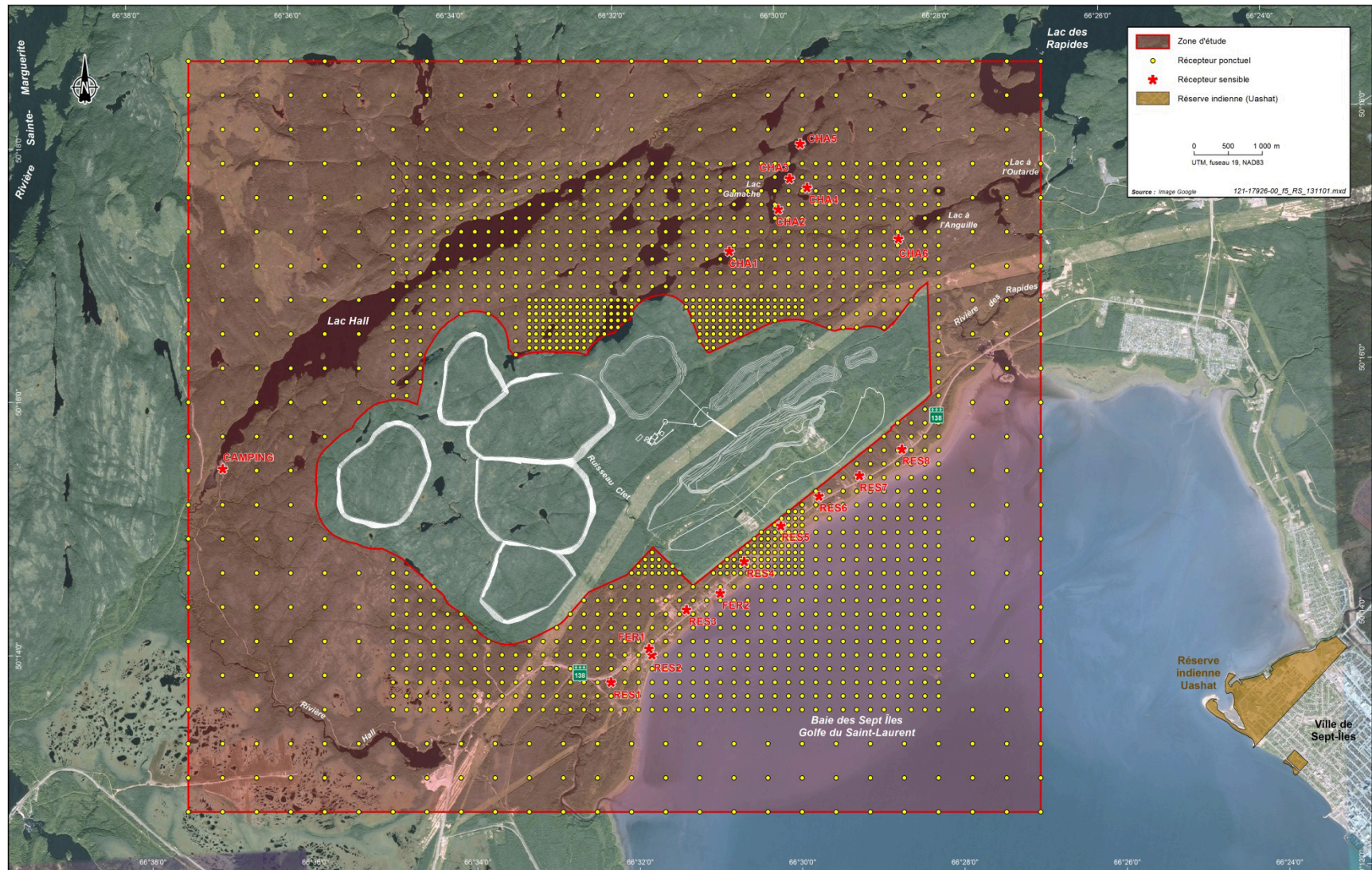


Figure 5 Localisation des récepteurs dans la zone d'étude

4.2.1.2 Résumé de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Les concentrations dans l'air ambiant des substances émises par le projet Mine Arnaud (concentrations dites additionnelles) ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2013). Ces modélisations ont été réalisées par GENIVAR sur la base des informations fournies par Mine Arnaud et selon la méthodologie du Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique (MDDEP, 2005). L'objectif de cette modélisation était d'estimer les concentrations potentielles maximales pouvant survenir pendant la durée de vie du projet. Les modélisations ont été réalisées pour 5 années météorologiques (données correspondant à 2004, 2005, 2006, 2007 et 2009¹⁵).

Ces concentrations additionnelles ont été estimées sur la base de deux scénarios définis comme étant conservateurs (prudents)¹⁶ tout en étant réalistes sur le plan des activités (GENIVAR, 2013). 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), surfaciques (piles de minerai et de mort-terrain, halde à stériles, parcs à résidus) et volumiques (opérations de forage, de sautage, de chargement et de déchargement, routage, gaz échappement des équipements). Les deux scénarios utilisés sont les suivants :

- Scénario 1, représentatif de la 6^{ème} année de production;
- Scénario 2, représentatif de la 10^{ème} année de production.

Ces scénarios se distinguent par le tonnage élevé (taux d'extraction moyens de 70 000 et 75 000 tonnes métriques par jour pour les scénarios 1 et 2, respectivement), par l'emplacement des activités de forage (à 700 m des résidences dans le scénario 2), par la faible profondeur des activités de forage (-60 m et -30 m par rapport à l'élévation du site pour les scénarios 1 et 2, respectivement), et par la considération, dans le scénario 2, des opérations qui auront lieu dans les cellules à résidus (partie sud du parc à résidus) (GENIVAR, 2013). La répartition des activités sur le site est commune pour les deux scénarios (routage, forage et chargement à l'est et à l'ouest de la fosse, dynamitage à l'ouest de la fosse uniquement).

Les principales sources d'émissions considérées sont le forage, le sautage, le routage, les gaz d'échappement des équipements, le chargement/déchargement des matériaux (minerai, stériles; mort-terrain pour le scénario 1 seulement), et l'érosion des parcs à résidus, de la halde à stériles et des piles de mort-terrain. Pour le scénario 2, les piles de mort-terrain

¹⁵ « L'année 2008 n'a pas été retenue pour les modélisations en raison du nombre important de données météorologiques manquantes » (GENIVAR, 2013).

¹⁶ Une discussion de l'incertitude associée aux hypothèses utilisées est présentée à la section 6.2.3.2 et à l'annexe I.

seront terminées et aucun déchargement de mort-terrain sur ces piles n'a donc été considéré.

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, des résidus de flottation et des résidus magnétiques. 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, GENIVAR a utilisé une approche prudente qui consiste à appliquer, pour chaque métal, la concentration moyenne mesurée dans la source (matériau) la plus riche pour ce métal. Par exemple, la concentration en aluminium retenue (14 622 mg/kg) et attribuée à toutes les sources d'émission correspond à la concentration moyenne mesurée dans le mort-terrain; les concentrations moyennes mesurées dans les 4 autres sources surfaciques (3 200 à 4 079 mg/kg) étaient 4-5 fois plus faibles. Aussi, lorsque les concentrations d'un métal mesurées dans tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection, la concentration retenue correspondait à la moitié de la limite de détection la plus élevée (cas de antimoine, argent, arsenic, cadmium, mercure et thallium). Une concentration correspondant à la moitié de la limite de détection a également été appliquée aux matériaux pour lesquels la limite de détection était supérieure aux concentrations mesurées dans d'autres matériaux (cas de l'uranium). Les concentrations de métaux dans les sources surfaciques utilisées pour la modélisation de la dispersion atmosphérique et les concentrations moyennes mesurées dans les autres matériaux sont résumées au tableau 8.

Un sommaire des concentrations dans l'air ambiant estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique par GENIVAR (2013) est disponible à l'annexe D. Ce sommaire indique, pour le récepteur le plus exposé de chaque catégorie (RES, CHA/Camping, FER et RAA), 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 les plus élevées sont toujours celles estimées selon le scénario 2 (année 10), et que les concentrations les plus élevées estimées pour l'ensemble de la zone d'étude correspondent toujours à des récepteurs situés à la limite d'application du RAA.

Tableau 8. Concentrations (mg/kg) de métaux dans les sources surfaciques

| Substance | Concentration attribuée à toutes les sources surfaciques | Matériau(x) correspondant(s) ^a | Concentration moyenne rapportée dans les autres sources |
|-----------------|--|---|---|
| Aluminium | 14 622 | Mort-terrain | 3 200 – 4 079 |
| Antimoine | (0,05) | (Mort-terrain, stériles) | nd |
| Argent | (0,4) | Minerai, résidus de flottation | <0,4 |
| Arsenic | (2,5) | (Minerai, résidus de flottation et résidus magnétiques) | <0,5 - <1,2 |
| Baryum | 226 | Mort-terrain | 16 - 61 |
| Béryllium | 0,5 | Mort-terrain | <0,1 |
| Bore | 5 | Stériles | <4 |
| Cadmium | (0,25) | (Minerai, résidus de flottation et résidus magnétiques) | <0,1 |
| Chrome III | 100 | Résidus magnétiques | 5 – 45 |
| Cobalt | 68 | Résidus magnétiques | 12 – 50 |
| Cuivre | 184 | Résidus de flottation | 24 – 89 |
| Fer | 170 000 | Résidus magnétiques | 29 444 – 116 667 |
| Manganèse | 1 782 | Résidus de flottation | 461 – 1 045 |
| Mercure | (0,01) | (Minerai, résidus de flottation et résidus magnétiques) | <0,01 |
| Nickel | 30 | Résidus de flottation | <1 – 24 |
| Plomb | 6 | Mort-terrain | <1 - <5 |
| Strontium | 170 | Minerai | 29 – 56 |
| Thallium | (0,15) | (Mort-terrain) | <0,1 |
| Titane | 10 000 | Résidus magnétiques | 1 176 – 2 072 |
| Uranium naturel | (2,5) ^b | (Résidus magnétiques, résidus de flottation, minerai) | 0,21 - 0,24 |
| Vanadium | 1 960 ^c | Résidus magnétiques | 56 – 511 ^b |
| Zinc | 160 | Résidus magnétiques | 46 - 94 |

Source : GENIVAR (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

Les valeurs entre parenthèses correspondent à la moitié de la limite de détection la plus élevée

^a : Matériau(x) correspondant à la concentration moyenne retenue et appliquée à toutes les sources surfaciques

^b : Les concentrations d'uranium dans les matériaux fournies dans l'ÉIE (Roche Ltée, 2012b) ont été davantage documentées pour les fins de la présente étude (valeurs 2010 et 2013 fournies par Mme Caroline Hardy, Mine Arnaud, communication personnelle du 4 novembre 2013). Tous les résultats disponibles ont été considérés, soit : minerai (2010) : <2 mg/kg, n=7; minerai (ÉIE) : <2 mg/kg et <5 mg/kg, n=11; minerai (2013) : 0,19 - 0,42 mg/kg (moyenne : 0,24 mg/kg), n=6; stériles (2010) : <2 mg/kg, n=5; stériles (ÉIE) : <2 mg/kg, n=12; stériles (2013) : <0,05 – 0,39 mg/kg, n=19 (moyenne valeurs détectées (n=12) : 0,21 mg/kg);; mort-terrain (ÉIE) : <2 mg/kg, n=9; résidus de flottation (ÉIE) : <2 mg/kg et <5 mg/kg, n=9; résidus de flottation (2013) : <5 mg/kg, n=1; résidus magnétiques (ÉIE) : <2 mg/kg et <5 mg/kg, n=3; résidus magnétiques (2013) : <5 mg/kg, n=2.

^c : Les concentrations de vanadium ont été mises à jour pour les fins de la présente étude (résultats analytiques disponibles sur davantage d'échantillons; données fournies par M. Hugo Latulippe, Mine Arnaud, communication personnelle du 7 octobre 2013). Les concentrations fournies étaient exprimées en pentoxyde de vanadium (concentrations moyennes de 3 500 mg V₂O₅/kg dans le résidu magnétique et de 900 mg/kg dans le minerai). Un facteur de conversion de 0,56 a été appliqué pour dériver la concentration de vanadium.

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 (2012a) pour un contexte résidentiel. Ces hypothèses très prudentes visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel lié à une exposition quotidienne, à 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 9). L'ensemble de la population générale est donc représenté.

Tableau 9. Paramètres d'exposition des différentes classes d'âge dans un contexte résidentiel

| Classes d'âge | Intervalle ^a | Temps passé à l'intérieur de la résidence | Période d'exposition |
|---------------|-------------------------|---|---|
| Nourrissons | < 0,5 an | 22,7 heures | 24 heures/jour 7 jours/semaine 52 semaines/année durant 70 ans |
| Tout-petits | 0,5 - < 5 ans | 22,3 heures | |
| Enfants | 5 - < 12 ans | | |
| Adolescents | 12 - < 20 ans | 21,7 heures | |
| Adultes | 20 ans et plus | 22,7 heures | |

Source : INSPQ, 2012a

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

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);
- Contact cutané avec l'air et les poussières intérieures.

Le tableau 10 résume les voies d'exposition retenues pour l'évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine.

Tableau 10. Voies d'exposition retenues

| Voies et milieux d'exposition potentiels | | Voies retenues |
|--|---|----------------|
| Inhalation | Air extérieur (phase gazeuse et particules) | ✓ |
| | Air intérieur (phase gazeuse et particules) | ✓ |
| Ingestion | Eau potable ^a | |
| | Sol ^b | |
| | Poussières intérieures ^c | ✓ |
| | Fruits et légumes d'origine locale | ✓ |
| | Lait, viande et poisson d'origine locale | |
| | Lait maternel ^d | ✓ |
| Contact cutané | Particules (poussières intérieures) | ✓ |
| | Particules (sol) ^b | |
| | Phase gazeuse | ✓ |
| | Eau potable ^a | |

^a : Non affectée par le projet, selon l'étude d'impact

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

^c : La quantité de poussières intérieures ingérées a été ajustée (fixée au taux d'ingestion recommandé pour sol + poussières) afin de compenser le fait que les retombées au sol ne sont pas considérées.

^d : Pour la tranche d'âge 0 – 0,5 an seulement.

Les résidences riveraines du projet sont desservies par le réseau d'eau potable de Sept-Îles, qui est alimenté via une prise d'eau de surface située au lac des Rapides, situé en amont hydraulique du projet. L'étude d'impact ayant conclu que l'eau potable utilisée dans la zone riveraine ne devrait pas être affectée de façon significative par le projet (Roche Itée, 2012a), la consommation d'eau potable n'a pas été retenue pour estimer l'exposition additionnelle.

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. Les taux d'ingestion de sol et poussières intérieures ont été attribués à l'ingestion de poussières intérieures. Pour ce qui concerne la consommation d'aliments d'origine locale, la contribution des produits végétaux locaux a été fixée à 50% de la consommation quotidienne de fruits et légumes (et ce, 365 jours/année durant les 28 ans du projet), ce qui correspond à la valeur recommandée par l'INSPQ dans un contexte résidentiel en milieu rural. Le choix de cette valeur est motivé par la présence de fermettes dans la zone d'étude. L'exposition des nourrissons via le lait maternel a été estimée selon

une des méthodologies reconnues par l'INSPQ (2012b), soit celle décrite le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996).

4.2.1.4 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 présentés à l'annexe E.

Tableau 11. Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux d'intérêt

| Processus impliqué | Estimation utilisée ^a |
|---|--|
| Transfert air ambiant → air intérieur | Substances associées à des particules (métaux, PM _{2,5}) : $C_{\text{air intérieur}} = 0.70 \times C_{\text{air ambiant}}$ Substances gazeuses (NO ₂ , SO ₂): $C_{\text{air intérieur}} = C_{\text{air ambiant}}$ |
| 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 | 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. |

^a : 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 liés au projet, les concentrations dans l'air ambiant estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique 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 6 et 10 du projet) et les 5 années météorologiques.

Dans les faits, toutes les concentrations maximales estimées correspondent au scénario 2 (année 10 du projet). Les concentrations retenues pour estimer les risques sont celles correspondant au récepteur dit sensible le plus exposé (« récepteur dit sensible ») et au

récepteur le plus exposé de la zone d'étude (« récepteur le plus exposé ») qui, dans les faits, correspond toujours à un récepteur situé au niveau de la limite d'application du RAA.

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 12 (1 heure), au tableau 13 (8 heures) et au tableau 14 (24 heures). Ces valeurs correspondent aux concentrations maximales estimées sur chacune de ces périodes.

Tableau 12. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition aiguë de 1 heure - scénario 2 (année 10)

| Substance | Récepteur dit sensible le plus exposé | | Récepteur le plus exposé | |
|-------------------|---------------------------------------|-----------|--------------------------|-----------|
| | Concentration | Récepteur | Concentration | Récepteur |
| Aluminium | 6,07E+00 | RES7 | 1,51E+01 | Lim_731 |
| Antimoine | 2,07E-05 | RES7 | 5,17E-05 | Lim_731 |
| Argent | 1,66E-04 | RES7 | 4,14E-04 | Lim_731 |
| Arsenic | 1,04E-03 | RES7 | 2,59E-03 | Lim_731 |
| Baryum | 9,37E-02 | RES7 | 2,34E-01 | Lim_731 |
| Béryllium | 2,07E-04 | RES7 | 5,17E-04 | Lim_731 |
| Bore | 2,07E-03 | RES7 | 5,17E-03 | Lim_731 |
| Cadmium | 1,04E-04 | RES7 | 2,59E-04 | Lim_731 |
| Chrome | 4,15E-02 | RES7 | 1,03E-01 | Lim_731 |
| Cobalt | 2,82E-02 | RES7 | 7,03E-02 | Lim_731 |
| Cuivre | 7,63E-02 | RES7 | 1,90E-01 | Lim_731 |
| Fer | 7,05E+01 | RES7 | 1,76E+02 | Lim_731 |
| Manganèse | 7,39E-01 | RES7 | 1,84E+00 | Lim_731 |
| Mercure | 4,15E-06 | RES7 | 1,03E-05 | Lim_731 |
| Nickel | 1,24E-02 | RES7 | 3,10E-02 | Lim_731 |
| Plomb | 2,49E-03 | RES7 | 6,20E-03 | Lim_731 |
| Strontium | 7,05E-02 | RES7 | 1,76E-01 | Lim_731 |
| Thallium | 6,22E-05 | RES7 | 1,55E-04 | Lim_731 |
| Titane | 4,15E+00 | RES7 | 1,03E+01 | Lim_731 |
| Uranium | 1,04E-03 | RES7 | 2,59E-03 | Lim_731 |
| Vanadium | 8,13E-01 | RES7 | 2,03E+00 | Lim_731 |
| Zinc | 6,64E-02 | RES7 | 1,65E-01 | Lim_731 |
| PM _{2.5} | 38,0 | RES6 | 58,6 | Lim_538 |
| SO ₂ | 3,10 | FER2 | 18,2 | Lim_730 |
| NO ₂ | 287 | RES7 | 347 | Lim_694 |

Source : Genivar (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

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 lié à une exposition de cette durée n'a pu être estimé.

Tableau 13. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition aiguë de 8 heures - scénario 2 (année 10)

| Substance | Récepteur dit sensible le plus exposé | | Récepteur le plus exposé | |
|-------------------|---------------------------------------|-----------|--------------------------|-----------|
| | Concentration | Récepteur | Concentration | Récepteur |
| Aluminium | 3,08E+00 | RES7 | 5,23E+00 | Lim_693 |
| Antimoine | 1,05E-05 | RES7 | 1,79E-05 | Lim_693 |
| Argent | 8,44E-05 | RES7 | 1,43E-04 | Lim_693 |
| Arsenic | 5,27E-04 | RES7 | 8,94E-04 | Lim_693 |
| Baryum | 4,77E-02 | RES7 | 8,08E-02 | Lim_693 |
| Béryllium | 1,05E-04 | RES7 | 1,79E-04 | Lim_693 |
| Bore | 1,05E-03 | RES7 | 1,79E-03 | Lim_693 |
| Cadmium | 5,27E-05 | RES7 | 8,94E-05 | Lim_693 |
| Chrome | 2,11E-02 | RES7 | 3,58E-02 | Lim_693 |
| Cobalt | 1,43E-02 | RES7 | 2,43E-02 | Lim_693 |
| Cuivre | 3,88E-02 | RES7 | 6,58E-02 | Lim_693 |
| Fer | 3,59E+01 | RES7 | 6,08E+01 | Lim_693 |
| Manganèse | 3,76E-01 | RES7 | 6,37E-01 | Lim_693 |
| Mercure | 2,11E-06 | RES7 | 3,58E-06 | Lim_693 |
| Nickel | 6,33E-03 | RES7 | 1,07E-02 | Lim_693 |
| Plomb | 1,27E-03 | RES7 | 2,15E-03 | Lim_693 |
| Strontium | 3,59E-02 | RES7 | 6,08E-02 | Lim_693 |
| Thallium | 3,16E-05 | RES7 | 5,37E-05 | Lim_693 |
| Titane | 2,11E+00 | RES7 | 3,58E+00 | Lim_693 |
| Uranium | 5,27E-04 | RES7 | 8,94E-04 | Lim_693 |
| Vanadium | 4,13E-01 | RES7 | 7,01E-01 | Lim_693 |
| Zinc | 3,38E-02 | RES7 | 5,72E-02 | Lim_693 |
| PM _{2,5} | 19,8 | RES7 | 35,0 | Lim_694 |
| SO ₂ | 0,41 | RES4 | 2,3 | Lim_730 |
| NO ₂ | -- | -- | -- | -- |

Source : Genivar (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

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 lié à une exposition de cette durée n'a pu être estimé.

Tableau 14. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition aiguë de 24 heures - scénario 2 (année 10)

| Substance | Récepteur dit sensible le plus exposé | | Récepteur le plus exposé | |
|-------------------|---------------------------------------|-----------|--------------------------|-----------|
| | Concentration) | Récepteur | Concentration | Récepteur |
| Aluminium | 1,76E+00 | RES7 | 2,76E+00 | Lim_692 |
| Antimoine | 6,03E-06 | RES7 | 9,45E-06 | Lim_692 |
| Argent | 4,83E-05 | RES7 | 7,56E-05 | Lim_692 |
| Arsenic | 3,02E-04 | RES7 | 4,73E-04 | Lim_692 |
| Baryum | 2,73E-02 | RES7 | 4,27E-02 | Lim_692 |
| Béryllium | 6,03E-05 | RES7 | 9,45E-05 | Lim_692 |
| Bore | 6,03E-04 | RES7 | 9,45E-04 | Lim_692 |
| Cadmium | 3,02E-05 | RES7 | 4,73E-05 | Lim_692 |
| Chrome | 1,21E-02 | RES7 | 1,89E-02 | Lim_692 |
| Cobalt | 8,20E-03 | RES7 | 1,29E-02 | Lim_692 |
| Cuivre | 2,22E-02 | RES7 | 3,48E-02 | Lim_692 |
| Fer | 2,05E+01 | RES7 | 3,21E+01 | Lim_692 |
| Manganèse | 2,15E-01 | RES7 | 3,37E-01 | Lim_692 |
| Mercure | 1,21E-06 | RES7 | 1,89E-06 | Lim_692 |
| Nickel | 3,62E-03 | RES7 | 5,67E-03 | Lim_692 |
| Plomb | 7,24E-04 | RES7 | 1,13E-03 | Lim_692 |
| Strontium | 2,05E-02 | RES7 | 3,21E-02 | Lim_692 |
| Thallium | 1,81E-05 | RES7 | 2,84E-05 | Lim_692 |
| Titane | 1,21E+00 | RES7 | 1,89E+00 | Lim_692 |
| Uranium | 3,02E-04 | RES7 | 4,73E-04 | Lim_692 |
| Vanadium | 2,36E-01 | RES7 | 3,70E-01 | Lim_709 |
| Zinc | 1,93E-02 | RES7 | 3,02E-02 | Lim_692 |
| PM _{2,5} | 11,4 | RES7 | 18,5 | Lim_693 |
| SO ₂ | 0,22 | RES4 | 0,98 | Lim_729 |
| NO ₂ | 155 | RES7 | 185 | Lim_693 |

Source : Genivar (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

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 lié à une exposition de cette durée 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 liés à une exposition chronique (concentration annuelles les plus élevées) par inhalation sont présentées au tableau 15.

Tableau 15. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles estimées dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques liés à une exposition chronique (concentrations annuelles)

| Substance | Récepteur dit sensible le plus exposé | | | | Récepteur le plus exposé | | | |
|-------------------|---------------------------------------|-----------|-----------------------|-----------|-----------------------------------|-----------|-----------------------|-----------|
| | Scénario 1 (année 6) ^a | Récepteur | Scénario 2 (année 10) | Récepteur | Scénario 1 (année 6) ^a | Récepteur | Scénario 2 (année 10) | Récepteur |
| Aluminium | 1,93E-01 | RES5 | 2,50E-01 | RES6 | 2,52E-01 | Lim_542 | 3,32E-01 | Lim_693 |
| Antimoine | 6,61E-07 | RES5 | 8,54E-07 | RES6 | 8,61E-07 | Lim_542 | 1,14E-06 | Lim_693 |
| Argent | 5,29E-06 | RES5 | 6,83E-06 | RES6 | 6,89E-06 | Lim_542 | 9,08E-06 | Lim_693 |
| Arsenic | 3,30E-05 | RES5 | 4,27E-05 | RES6 | 4,30E-05 | Lim_542 | 5,68E-05 | Lim_693 |
| Baryum | 2,99E-03 | RES5 | 3,86E-03 | RES6 | 3,89E-03 | Lim_542 | 5,13E-03 | Lim_693 |
| Béryllium | 6,61E-06 | RES5 | 8,54E-06 | RES6 | 8,61E-06 | Lim_542 | 1,14E-05 | Lim_693 |
| Bore | 6,61E-05 | RES5 | 8,54E-05 | RES6 | 8,61E-05 | Lim_542 | 1,14E-04 | Lim_693 |
| Cadmium | 3,30E-06 | RES5 | 4,27E-06 | RES6 | 4,30E-06 | Lim_542 | 5,68E-06 | Lim_693 |
| Chrome | 1,32E-03 | RES5 | 1,71E-03 | RES6 | 1,72E-03 | Lim_542 | 2,27E-03 | Lim_693 |
| Cobalt | 8,99E-04 | RES5 | 1,16E-03 | RES6 | 1,17E-03 | Lim_542 | 1,54E-03 | Lim_693 |
| Cuivre | 2,43E-03 | RES5 | 3,14E-03 | RES6 | 3,17E-03 | Lim_542 | 4,18E-03 | Lim_693 |
| Fer | 2,25E+00 | RES5 | 2,90E+00 | RES6 | 2,93E+00 | Lim_542 | 3,86E+00 | Lim_693 |
| Manganèse | 2,35E-02 | RES5 | 3,04E-02 | RES6 | 3,07E-02 | Lim_542 | 4,05E-02 | Lim_693 |
| Mercure | 1,32E-07 | RES5 | 1,71E-07 | RES6 | 1,72E-07 | Lim_542 | 2,27E-07 | Lim_693 |
| Nickel | 3,96E-04 | RES5 | 5,13E-04 | RES6 | 5,16E-04 | Lim_542 | 6,81E-04 | Lim_693 |
| Plomb | 7,93E-05 | RES5 | 1,03E-04 | RES6 | 1,03E-04 | Lim_542 | 1,36E-04 | Lim_693 |
| Strontium | 2,25E-03 | RES5 | 2,90E-03 | RES6 | 2,93E-03 | Lim_542 | 3,86E-03 | Lim_693 |
| Thallium | 1,98E-06 | RES5 | 2,56E-06 | RES6 | 2,58E-06 | Lim_542 | 3,41E-06 | Lim_693 |
| Titane | 1,32E-01 | RES5 | 1,71E-01 | RES6 | 1,72E-01 | Lim_542 | 2,27E-01 | Lim_693 |
| Uranium | 3,3E-05 | RES5 | 4,27E-05 | RES6 | 4,3E-05 | Lim_542 | 5,68E-05 | Lim_693 |
| Vanadium | 2,59E-02 | RES5 | 3,35E-02 | RES6 | 3,37E-02 | Lim_542 | 4,45E-02 | Lim_693 |
| Zinc | 2,11E-03 | RES5 | 2,73E-03 | RES6 | 2,75E-03 | Lim_542 | 3,63E-03 | Lim_693 |
| PM _{2.5} | 1,4 | RES5 | 1,6 | RES6 | 1,8 | Lim_540 | 2,2 | Lim_693 |
| SO ₂ | 0,03 | RES5 | 0,03 | RES6 | 0,04 | Lim_707 | 0,05 | Lim_730 |
| NO ₂ | 24 | RES5 | 27 | RES6 | 28 | Lim_708 | 40 | Lim_693 |

Source : Genivar (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

^a : Concentrations utilisées pour estimer la l'exposition moyenne à vie (voir section 4.2.2.3)

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 lié à une exposition de cette durée n'a pu être estimé.

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

Pour évaluer les risques liés à l'exposition chronique, les concentrations moyennes annuelles ont été utilisées. 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 liés à une exposition aiguë).

Les concentrations de métaux dans l'air retenues correspondent à la moyenne annuelle la plus élevée parmi celles estimées pour les deux scénarios (année 6 et 10) et parmi les 5 années météorologiques modélisées. En d'autres termes, les risques sont évalués à partir

de la pire année modélisée. Les concentrations dans l'air retenues ont été présentées au tableau 15.

Les doses d'exposition additionnelles maximales utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer sont présentées au tableau 16 (récepteur dit sensible le plus exposé) et au tableau 17 (récepteur le plus exposé). Les doses détaillées pour chaque source d'exposition (par exemple doses par ingestion de légumes) sont disponibles à l'annexe F. Les résultats peuvent être brièvement interprétés comme suit :

- Pour toutes les tranches d'âge, l'ingestion de poussières intérieures et de produits du potager^{17,18} 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.

¹⁷ 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.

¹⁸ 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 16. Doses d'exposition additionnelles (mg/kg-pc par jour) estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé – scénario 2 (année 10)

| 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 | 9,17E-05 | 3,74E-03 | 3,20E-05 | 8,33E-05 | 8,32E-03 | 2,38E-05 | 6,88E-05 | 3,20E-03 | 1,99E-05 | 5,46E-05 | 1,52E-03 | 1,61E-05 | 3,95E-05 | 1,15E-03 | 1,53E-05 |
| Antimoine | 3,13E-10 | 1,28E-08 | 1,10E-09 | 2,85E-10 | 2,85E-08 | 8,17E-10 | 2,35E-10 | 1,09E-08 | 6,84E-10 | 1,86E-10 | 5,19E-09 | 5,53E-10 | 1,35E-10 | 3,92E-09 | 5,24E-10 |
| Argent | 2,50E-09 | 1,18E-07 | 2,19E-08 | 2,28E-09 | 2,28E-07 | 1,63E-08 | 1,88E-09 | 8,75E-08 | 1,37E-08 | 1,49E-09 | 4,15E-08 | 1,11E-08 | 1,08E-09 | 3,13E-08 | 1,05E-08 |
| Arsenic | 1,57E-08 | 6,40E-07 | 1,65E-08 | 1,42E-08 | 1,42E-06 | 1,23E-08 | 1,18E-08 | 5,47E-07 | 1,03E-08 | 9,32E-09 | 2,60E-07 | 8,30E-09 | 6,75E-09 | 1,96E-07 | 7,85E-09 |
| Baryum | 1,42E-06 | 5,79E-05 | 4,94E-06 | 1,29E-06 | 1,28E-04 | 3,68E-06 | 1,06E-06 | 4,94E-05 | 3,08E-06 | 8,43E-07 | 2,34E-05 | 2,49E-06 | 6,10E-07 | 1,77E-05 | 2,36E-06 |
| Béryllium | 3,13E-09 | 1,28E-07 | 1,10E-08 | 2,85E-09 | 2,85E-07 | 8,17E-09 | 2,35E-09 | 1,09E-07 | 6,84E-09 | 1,86E-09 | 5,19E-08 | 5,53E-09 | 1,35E-09 | 3,92E-08 | 5,24E-09 |
| Bore | 3,13E-08 | 1,29E-06 | 1,10E-08 | 2,85E-08 | 2,85E-06 | 8,17E-09 | 2,35E-08 | 1,09E-06 | 6,84E-09 | 1,86E-08 | 5,19E-07 | 5,53E-09 | 1,35E-08 | 3,92E-07 | 5,24E-09 |
| Cadmium | 1,57E-09 | 6,48E-08 | 5,49E-10 | 1,42E-09 | 1,42E-07 | 4,09E-10 | 1,18E-09 | 5,47E-08 | 3,42E-10 | 9,32E-10 | 2,60E-08 | 2,77E-10 | 6,75E-10 | 1,96E-08 | 2,62E-10 |
| Chrome III | 6,27E-07 | 2,97E-05 | 2,19E-06 | 5,70E-07 | 5,69E-05 | 1,63E-06 | 4,71E-07 | 2,19E-05 | 1,37E-06 | 3,73E-07 | 1,04E-05 | 1,10E-06 | 2,70E-07 | 7,84E-06 | 1,05E-06 |
| Cobalt | 4,25E-07 | 1,75E-05 | 1,48E-07 | 3,87E-07 | 3,86E-05 | 1,11E-07 | 3,19E-07 | 1,48E-05 | 9,26E-08 | 2,53E-07 | 7,05E-06 | 7,49E-08 | 1,83E-07 | 5,32E-06 | 7,09E-08 |
| Cuivre | 1,15E-06 | 4,71E-05 | 2,41E-06 | 1,05E-06 | 1,04E-04 | 1,80E-06 | 8,65E-07 | 4,02E-05 | 1,50E-06 | 6,86E-07 | 1,91E-05 | 1,22E-06 | 4,97E-07 | 1,44E-05 | 1,15E-06 |
| Fer | 1,06E-03 | 4,35E-02 | 3,73E-04 | 9,67E-04 | 9,68E-02 | 2,78E-04 | 7,99E-04 | 3,72E-02 | 2,33E-04 | 6,33E-04 | 1,76E-02 | 1,88E-04 | 4,59E-04 | 1,33E-02 | 1,78E-04 |
| Manganèse | 1,11E-05 | 4,55E-04 | 3,89E-06 | 1,01E-05 | 1,01E-03 | 2,90E-06 | 8,37E-06 | 3,89E-04 | 2,43E-06 | 6,64E-06 | 1,85E-04 | 1,96E-06 | 4,81E-06 | 1,39E-04 | 1,86E-06 |
| Mercuré | 8,72E-11 | 9,27E-10 | 6,02E-13 | 7,87E-11 | 2,73E-09 | 4,48E-13 | 6,50E-11 | 1,80E-09 | 3,75E-13 | 5,13E-11 | 1,01E-09 | 3,04E-13 | 3,76E-11 | 7,48E-10 | 2,87E-13 |
| Nickel | 1,88E-07 | 7,70E-06 | 6,58E-08 | 1,71E-07 | 1,71E-05 | 4,90E-08 | 1,41E-07 | 6,57E-06 | 4,10E-08 | 1,12E-07 | 3,12E-06 | 3,32E-08 | 8,11E-08 | 2,35E-06 | 3,14E-08 |
| Plomb | 3,78E-08 | 1,54E-06 | 7,90E-09 | 3,43E-08 | 3,42E-06 | 5,89E-09 | 2,84E-08 | 1,32E-06 | 4,92E-09 | 2,25E-08 | 6,26E-07 | 3,98E-09 | 1,63E-08 | 4,72E-07 | 3,77E-09 |
| Strontium | 1,06E-06 | 4,35E-05 | 3,71E-07 | 9,67E-07 | 9,65E-05 | 2,77E-07 | 7,99E-07 | 3,71E-05 | 2,31E-07 | 6,33E-07 | 1,76E-05 | 1,87E-07 | 4,59E-07 | 1,33E-05 | 1,77E-07 |
| Thallium | 9,39E-10 | 3,85E-08 | 3,29E-10 | 8,53E-10 | 8,54E-08 | 2,45E-10 | 7,05E-10 | 3,28E-08 | 2,05E-10 | 5,59E-10 | 1,56E-08 | 1,66E-10 | 4,05E-10 | 1,17E-08 | 1,57E-10 |
| Titane | 6,27E-05 | 2,67E-03 | 2,19E-05 | 5,70E-05 | 5,69E-03 | 1,63E-05 | 4,71E-05 | 2,19E-03 | 1,36E-05 | 3,73E-05 | 1,04E-03 | 1,10E-05 | 2,70E-05 | 7,84E-04 | 1,04E-05 |
| Uranium | 1,57E-08 | 6,44E-07 | 5,49E-08 | 1,42E-08 | 1,42E-06 | 4,09E-08 | 1,18E-08 | 5,47E-07 | 3,42E-08 | 9,32E-09 | 2,60E-07 | 2,77E-08 | 6,75E-09 | 1,96E-07 | 2,62E-08 |
| Vanadium | 1,22E-05 | 5,00E-04 | 4,27E-05 | 1,11E-05 | 1,11E-03 | 3,19E-05 | 9,20E-06 | 4,27E-04 | 2,66E-05 | 7,29E-06 | 2,03E-04 | 2,16E-05 | 5,28E-06 | 1,53E-04 | 2,04E-05 |
| Zinc | 1,00E-06 | 4,23E-05 | 3,50E-06 | 9,10E-07 | 9,09E-05 | 2,60E-06 | 7,52E-07 | 3,49E-05 | 2,18E-06 | 5,96E-07 | 1,66E-05 | 1,76E-06 | 4,32E-07 | 1,25E-05 | 1,67E-06 |

Tableau 17. Doses d'exposition additionnelles (mg/kg-pc par jour) estimées pour le récepteur le plus exposé – scénario 2 (année 10)

| 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 | 1,22E-04 | 4,97E-03 | 4,25E-05 | 1,11E-04 | 1,10E-02 | 3,17E-05 | 9,14E-05 | 4,25E-03 | 2,65E-05 | 7,25E-05 | 2,02E-03 | 2,14E-05 | 5,25E-05 | 1,52E-03 | 2,03E-05 |
| Antimoine | 4,18E-10 | 1,71E-08 | 1,46E-09 | 3,80E-10 | 3,80E-08 | 1,09E-09 | 3,14E-10 | 1,46E-08 | 9,12E-10 | 2,49E-10 | 6,93E-09 | 7,38E-10 | 1,80E-10 | 5,23E-09 | 6,98E-10 |
| Argent | 3,33E-09 | 1,57E-07 | 2,93E-08 | 3,03E-09 | 3,03E-07 | 2,18E-08 | 2,50E-09 | 1,16E-07 | 1,82E-08 | 1,98E-09 | 5,52E-08 | 1,48E-08 | 1,44E-09 | 4,17E-08 | 1,40E-08 |
| Arsenic | 2,08E-08 | 8,53E-07 | 2,19E-08 | 1,89E-08 | 1,90E-06 | 1,63E-08 | 1,56E-08 | 7,28E-07 | 1,37E-08 | 1,24E-08 | 3,45E-07 | 1,11E-08 | 8,98E-09 | 2,61E-07 | 1,05E-08 |
| Baryum | 1,88E-06 | 7,69E-05 | 6,57E-06 | 1,71E-06 | 1,71E-04 | 4,89E-06 | 1,41E-06 | 6,56E-05 | 4,09E-06 | 1,12E-06 | 3,12E-05 | 3,31E-06 | 8,11E-07 | 2,35E-05 | 3,13E-06 |
| Béryllium | 4,18E-09 | 1,71E-07 | 1,46E-08 | 3,80E-09 | 3,80E-07 | 1,09E-08 | 3,14E-09 | 1,46E-07 | 9,12E-09 | 2,49E-09 | 6,93E-08 | 7,38E-09 | 1,80E-09 | 5,23E-08 | 6,98E-09 |
| Bore | 4,18E-08 | 1,72E-06 | 1,46E-08 | 3,80E-08 | 3,80E-06 | 1,09E-08 | 3,14E-08 | 1,46E-06 | 9,12E-09 | 2,49E-08 | 6,93E-07 | 7,38E-09 | 1,80E-08 | 5,23E-07 | 6,98E-09 |
| Cadmium | 2,08E-09 | 8,64E-08 | 7,31E-10 | 1,89E-09 | 1,90E-07 | 5,45E-10 | 1,56E-09 | 7,28E-08 | 4,56E-10 | 1,24E-09 | 3,45E-08 | 3,69E-10 | 8,98E-10 | 2,61E-08 | 3,49E-10 |
| Chrome III | 8,32E-07 | 3,94E-05 | 2,91E-06 | 7,57E-07 | 7,56E-05 | 2,17E-06 | 6,25E-07 | 2,90E-05 | 1,81E-06 | 4,96E-07 | 1,38E-05 | 1,47E-06 | 3,59E-07 | 1,04E-05 | 1,39E-06 |
| Cobalt | 5,65E-07 | 2,32E-05 | 1,97E-07 | 5,13E-07 | 5,12E-05 | 1,47E-07 | 4,24E-07 | 1,97E-05 | 1,23E-07 | 3,36E-07 | 9,36E-06 | 9,94E-08 | 2,44E-07 | 7,06E-06 | 9,41E-08 |
| Cuivre | 1,53E-06 | 6,27E-05 | 3,21E-06 | 1,39E-06 | 1,39E-04 | 2,39E-06 | 1,15E-06 | 5,35E-05 | 2,00E-06 | 9,13E-07 | 2,54E-05 | 1,62E-06 | 6,61E-07 | 1,92E-05 | 1,53E-06 |
| Fer | 1,43E-03 | 5,79E-02 | 4,94E-04 | 1,30E-03 | 1,29E-01 | 3,68E-04 | 1,07E-03 | 4,97E-02 | 3,08E-04 | 8,52E-04 | 2,36E-02 | 2,49E-04 | 6,17E-04 | 1,78E-02 | 2,36E-04 |
| Manganèse | 1,48E-05 | 6,06E-04 | 5,18E-06 | 1,35E-05 | 1,35E-03 | 3,86E-06 | 1,12E-05 | 5,18E-04 | 3,23E-06 | 8,84E-06 | 2,46E-04 | 2,61E-06 | 6,41E-06 | 1,86E-04 | 2,47E-06 |
| Mercure | 1,16E-10 | 1,23E-09 | 7,98E-13 | 1,04E-10 | 3,63E-09 | 5,95E-13 | 8,63E-11 | 2,39E-09 | 4,98E-13 | 6,81E-11 | 1,34E-09 | 4,03E-13 | 4,99E-11 | 9,93E-10 | 3,81E-13 |
| Nickel | 2,50E-07 | 1,02E-05 | 8,70E-08 | 2,27E-07 | 2,26E-05 | 6,49E-08 | 1,88E-07 | 8,71E-06 | 5,43E-08 | 1,49E-07 | 4,14E-06 | 4,39E-08 | 1,08E-07 | 3,12E-06 | 4,15E-08 |
| Plomb | 4,99E-08 | 2,05E-06 | 1,05E-08 | 4,53E-08 | 4,55E-06 | 7,85E-09 | 3,75E-08 | 1,74E-06 | 6,57E-09 | 2,97E-08 | 8,28E-07 | 5,31E-09 | 2,15E-08 | 6,24E-07 | 5,03E-09 |
| Strontium | 1,42E-06 | 5,78E-05 | 4,94E-07 | 1,29E-06 | 1,28E-04 | 3,68E-07 | 1,06E-06 | 4,94E-05 | 3,08E-07 | 8,43E-07 | 2,34E-05 | 2,49E-07 | 6,10E-07 | 1,77E-05 | 2,36E-07 |
| Thallium | 1,25E-09 | 5,13E-08 | 4,39E-10 | 1,14E-09 | 1,14E-07 | 3,27E-10 | 9,39E-10 | 4,37E-08 | 2,74E-10 | 7,45E-10 | 2,07E-08 | 2,21E-10 | 5,39E-10 | 1,56E-08 | 2,09E-10 |
| Titane | 8,32E-05 | 3,54E-03 | 2,91E-05 | 7,57E-05 | 7,55E-03 | 2,16E-05 | 6,25E-05 | 2,90E-03 | 1,81E-05 | 4,96E-05 | 1,38E-03 | 1,47E-05 | 3,59E-05 | 1,04E-03 | 1,39E-05 |
| Uranium | 2,08E-08 | 8,58E-07 | 7,31E-08 | 1,89E-08 | 1,90E-06 | 5,45E-08 | 1,56E-08 | 7,28E-07 | 4,56E-08 | 1,24E-08 | 3,45E-07 | 3,69E-08 | 8,98E-09 | 2,61E-07 | 3,49E-08 |
| Vanadium | 1,63E-05 | 6,66E-04 | 5,70E-05 | 1,48E-05 | 1,48E-03 | 4,24E-05 | 1,23E-05 | 5,69E-04 | 3,55E-05 | 9,72E-06 | 2,70E-04 | 2,87E-05 | 7,04E-06 | 2,04E-04 | 2,72E-05 |
| Zinc | 1,33E-06 | 5,62E-05 | 4,65E-06 | 1,21E-06 | 1,21E-04 | 3,46E-06 | 1,00E-06 | 4,64E-05 | 2,90E-06 | 7,93E-07 | 2,21E-05 | 2,34E-06 | 5,74E-07 | 1,66E-05 | 2,22E-06 |

4.2.2.4 Niveaux d'exposition moyens estimés sur la durée de 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 durant les 70 premières années de la vie du récepteur (INSPQ, 2012a).

Les niveaux d'exposition moyens à vie ont été estimés de façon prudente en attribuant les concentrations moyennes annuelles les plus élevées¹⁹ estimées aux années 6 et 10 (tableau 15) à l'ensemble de la durée du projet (28 ans). Plus précisément, les niveaux d'exposition moyens à vie liés au projet (niveaux additionnels) ont été estimés arbitrairement comme suit :

- La concentration moyenne annuelle estimée avec le scénario 1 (année 6) a été utilisée pour estimer l'exposition de l'individu récepteur durant les 8 premières années de sa vie (l'année 8 correspond à la médiane des années 6 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 20 années suivantes (soit de l'année 9 à l'année 28 du projet);
- Pour les années 42 années de vie restantes du récepteur (après cessation des activités du projet Mine Arnaud, soit après l'année 28), la contribution du projet a été considérée nulle.

Cette démarche est résumée au tableau 18.

Tableau 18. 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 _i , années) | Concentration utilisée (tableau 15) |
|---------------------------|----------------------------|---|-------------------------------------|
| 0 | 0 – 0,5 an | 0,5 | Scénario 1 (année 6) |
| | 0,5 - 4 ans | 0,5 | Scénario 1 (année 6) |
| 1 à 4 | 5 – 11 ans | 4 | Scénario 1 (année 6) |
| 5 à 11 | 5 – 11 ans | 3 | Scénario 2 (année 10) |
| 12 à 19 | 12 – 19 ans | 8 | Scénario 2 (année 10) |
| 20 à 27 | 20 ans et plus | 8 | Scénario 2 (année 10) |
| Après cessation du projet | 20 ans et plus | 42 | Nulle |

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

¹⁹ C'est-à-dire correspondant à la valeur la plus élevée obtenue parmi les années météorologiques

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_i ou concentration_i : Concentration d'exposition annuelle du groupe i (tableau 15) ou dose d'exposition additionnelle du groupe i (annexe G)

T_i : Nombre d'années comprises dans le groupe i (tableau 18)

Les concentrations ainsi estimées pour tous les métaux classés comme cancérigènes ou probablement cancérigènes par inhalation chez l'humain sont présentées au tableau 19.

Tableau 19. 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 dit sensible le plus exposé | Récepteur le plus exposé |
|------------|---------------------------------------|--------------------------|
| Arsenic | 1,15E-05 | 1,53E-05 |
| Béryllium | 2,31E-06 | 3,07E-06 |
| Cadmium | 1,15E-06 | 1,53E-06 |
| Nickel | 1,39E-04 | 1,83E-04 |
| Plomb | 2,78E-05 | 3,66E-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 20.

Tableau 20. 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 dit sensible le plus exposé | Récepteur le plus exposé |
|-----------|---------------------------------------|--------------------------|
| Arsenic | 1,81E-07 | 2,35E-07 |
| Plomb | 4,27E-07 | 5,55E-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 liés à 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 12), 8 heures (tableau 13) ou 24 heures (tableau 14) divisée par la VTR correspondante (tableau 3);
- L'IR bruit de fond (IR_{BF}), qui correspond à la concentration initiale (tableau 6) 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 et au niveau des autres récepteurs (les plus fortement exposés étant situés à la limite d'application du RAA), sont présentés, respectivement, aux tableaux 21 et 22. 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 le strontium et le zinc. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Récepteur dit sensible le plus exposé (tableau 21): tous les indices de risques liés au projet (IR_{Add}) sont inférieurs à l'unité, excepté pour le NO_2 (1 heure), le manganèse (8 heures) et le fer (8 heures, valeur provisoire). Les indices de risque correspondant à l'exposition bruit de fond (IR_{BF}) et à l'exposition totale (IR_{Tot}) au nickel (1 heure) et aux $PM_{2.5}$ (24 heures) sont supérieurs ou égaux à l'unité.

- Récepteur le plus exposé (limite d'application du RAA; tableau 22) : tous les indices de risques liés au projet (IR_{Add}) sont inférieurs à l'unité, excepté pour le NO_2 (1 heure), le manganèse (8 heures), le fer (8 heures, valeur provisoire) et les $PM_{2.5}$ (24 heures). Les indices de risque correspondant à l'exposition bruit de fond (IR_{BF}) et à l'exposition totale (IR_{Tot}) au nickel (1 heure) et aux $PM_{2.5}$ (24 heures) sont supérieurs ou égaux à l'unité.

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

Tableau 21. Indices de risque par inhalation pour une exposition aiguë – récepteur dit sensible le plus exposé

| Substance | 1 heure | | | 8 heures | | | 24 heures | | |
|------------|------------|-----------|------------|------------|-----------|------------|------------|-----------|------------|
| | IR_{Add} | IR_{BF} | IR_{Tot} | IR_{Add} | IR_{BF} | IR_{Tot} | IR_{Add} | IR_{BF} | IR_{Tot} |
| Aluminium | | | | (0,031) | | | | | |
| Antimoine | | | | (0,000021) | | | | | |
| Argent | | | | (0,00008) | | | | | |
| Arsenic | 0,0052 | | | | | | | | |
| Baryum | | | | (0,010) | | | | | |
| Béryllium | | | | (0,0053) | | | | | |
| Bore | | | | | | | 0,000020 | 0,000058 | 0,000060 |
| Cadmium | | | | | | | 0,0010 | 0,017 | 0,018 |
| Chrome | | | | (0,0042) | | | | | |
| Cobalt | | | | (0,072) | | | | | |
| Cuivre | 0,00076 | | | | | | | | |
| Fer | | | | (3,6) | | | | | |
| Manganèse | | | | 2,2 | | | | | |
| Mercure | 0,000069 | | | 0,000035 | | | | | |
| Nickel | 0,062 | 1,25 | 1,31 | 0,11 | | | | | |
| Plomb | | | | (0,0025) | | | | | |
| Strontium | | | | | | | | | |
| Thallium | | | | (0,000032) | | | | | |
| Titane | | | | (0,035) | | | | | |
| Uranium | | | | (0,00026) | | | | | |
| Vanadium | 0,048 | | | | | | 0,30 | 0,0045 | 0,30 |
| Zinc | | | | | | | | | |
| $PM_{2.5}$ | | | | | | | 0,76 | 1,0 | 1,76 |
| SO_2 | 0,0062 | 0,19 | 0,20 | | | | 0,011 | 0,85 | 0,86 |
| NO_2 | 1,43 | 0,13 | 1,56 | | | | | | |

^a : 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_{Add} : Indice de risque additionnel = concentration additionnelle (valeur maximale estimée sur la période) / VTR sur la même période

IR_{BF} : Indice de risque bruit de fond = concentration initiale estimée sur la période / VTR sur la même période

IR_{Tot} : Indice de risque total = IR_{Add} + IR_{BF}

Tableau 22. Indices de risque par inhalation pour une exposition aiguë - récepteur le plus exposé

| Substance | 1 heure | | | 8 heures | | | 24 heures | | |
|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| | IR _{Add} | IR _{BF} | IR _{Tot} | IR _{Add} | IR _{BF} | IR _{Tot} | IR _{Add} | IR _{BF} | IR _{Tot} |
| Aluminium | | | | (0,052) | | | | | |
| Antimoine | | | | (0,000036) | | | | | |
| Argent | | | | (0,00014) | | | | | |
| Arsenic | 0,013 | | | | | | | | |
| Baryum | | | | (0,016) | | | | | |
| Béryllium | | | | (0,0089) | | | | | |
| Bore | | | | | | | 0,0000032 | 0,000058 | 0,000061 |
| Cadmium | | | | | | | 0,0016 | 0,017 | 0,018 |
| Chrome | | | | (0,0072) | | | | | |
| Cobalt | | | | (0,12) | | | | | |
| Cuivre | 0,0019 | | | | | | | | |
| Fer | | | | (6,1) | | | | | |
| Manganèse | | | | 3,7 | | | | | |
| Mercure | 0,000017 | | | 0,00006 | | | | | |
| Nickel | 0,16 | 1,25 | 1,41 | 0,18 | | | | | |
| Plomb | | | | (0,0043) | | | | | |
| Strontium | | | | | | | | | |
| Thallium | | | | (0,000054) | | | | | |
| Titane | | | | (0,060) | | | | | |
| Uranium | | | | (0,00050) | | | | | |
| Vanadium | 0,12 | | | | | | 0,46 | 0,0045 | 0,47 |
| Zinc | | | | | | | | | |
| PM _{2,5} | | | | | | | 1,23 | 1,0 | 2,23 |
| SO ₂ | 0,093 | 0,19 | 0,23 | | | | 0,049 | 0,85 | 0,90 |
| NO ₂ | 1,73 | 0,13 | 1,86 | | | | | | |

^a : 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_{Add} : Indice de risque additionnel = concentration additionnelle (valeur maximale estimée sur la période) / VTR sur la même période

IR_{BF} : Indice de risque bruit de fond = concentration initiale estimée sur la période / VTR sur la même période

IR_{Tot} : Indice de risque total = IR_{Add} + IR_{Tot}

6.1.2 Niveaux de risque (effets autres que le cancer) estimés pour une exposition chronique

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 (effet systémique, i.e. liés 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 liés 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 16 substances (Ag, Ba, Be, B, Cd, Cr, Co, Mn, Hg, Ni, Pb, U, V, $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 et 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 lié à l'exposition via toutes ces voies. L'évaluation du risque est basée sur l'IR ainsi obtenu. Cette approche concerne 9 métaux (Al, Sb, As, Cu, Fe, Sr, Tl, Ti et Zn).

Les VTR pour une exposition chronique étant définies comme des concentrations ou des doses n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé advenant une exposition quotidienne sur une longue durée (durée de vie), un indice de risque inférieur ou égal à l'unité ($\text{IR} \leq 1$) assure l'absence d'effets sur la santé. Toutefois, un indice de risques supérieur à l'unité ($\text{IR} > 1$) 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 résultats concernant les risques d'effets chroniques sont résumés dans les tableaux suivants (indices de risque par inhalation, indices de risque totaux lié à l'exposition par voies multiples pour les métaux) et à l'annexe H (indices de risque bruit de fond et additionnels liés à l'exposition par voies multiples, pour les métaux). Ces résultats peuvent être résumés comme suit :

- Récepteur dit sensible le plus exposé:
 - Indices de risque par inhalation (tableau 23) : tous les indices de risque (IR_{Add} , IR_{BF} et IR_{Tot}) par inhalation sont inférieurs à l'unité, excepté pour l'uranium ($\text{IR}_{\text{BF}}=1,25$), ce qui 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 ($<0,1\%$) (tableau 23);

- Indices de risque pour plusieurs voies d'exposition :
 - tous les indices de risque liés à l'exposition additionnelle (annexe H) sont inférieurs à l'unité, excepté pour le vanadium²⁰ ($IR_{Add} = 1,1$ pour le groupe 0,5-4 ans), ce qui implique que l'indice de risque correspondant à l'exposition totale (additionnelle + bruit de fond) au vanadium est également supérieur à l'unité (tableau 24, $IR_{Tot} = 1,4$).
 - Plusieurs indices de risque liés à l'exposition bruit de fond (annexe H) sont supérieurs à l'unité (antimoine, arsenic, bore, cadmium, cobalt²¹, cuivre, thallium²² et uranium), ce qui 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 24). Toutefois, pour ces huit métaux, la contribution du projet est négligeable (moins de 2%) (tableau 24).
- Récepteur le plus exposé:
 - Indices de risque par inhalation (tableau 25) : tous les indices de risque par inhalation liés au projet (IR_{Add}) sont inférieurs ou égaux à l'unité. Les indices de risque pour l'exposition totale par inhalation (IR_{Tot}) au manganèse et au NO_2 sont supérieurs à l'unité. L'indice pour l'exposition bruit de fond à l'uranium par inhalation ($IR_{BF}=1,25$) est supérieur à l'unité, ce qui implique que l'indice de risque correspondant à l'exposition totale (additionnelle + bruit de fond) est également supérieur à l'unité; toutefois, la contribution du projet est négligeable (0,1%) (tableau 25);
 - Indices de risque pour plusieurs voies d'exposition :
 - tous les indices de risque liés à l'exposition additionnelle (annexe H) sont inférieurs à l'unité, excepté pour le vanadium²³ ($IR_{Add} = 1,5$ pour le groupe 0,5-4 ans), ce qui implique que l'indice de risque correspondant à l'exposition totale au vanadium est également supérieur à l'unité (tableau 26, $IR_{Tot} = 1,8$).
 - Par ailleurs, plusieurs indices de risque liés à l'exposition bruit de fond (annexe H) sont supérieurs à l'unité (antimoine, arsenic, bore, cadmium, cobalt²⁴, cuivre, thallium²⁵ et uranium), ce qui 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 26). Toutefois, pour ces huit métaux, la contribution du projet est négligeable (moins de 2,6%).

²⁰ Indice de risque basé sur une VTR provisoire

²¹ Indice de risque basé sur une VTR provisoire

²² Indice de risque basé sur une VTR provisoire

²³ Indice de risque basé sur une VTR provisoire

²⁴ Indice de risque basé sur une VTR provisoire

²⁵ Indice de risque basé sur une VTR provisoire

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

Tableau 23. Indices de risque par inhalation pour une exposition chronique - récepteur dit sensible le plus exposé

| Substances | IR _{Add} | IR _{BF} | IR _{Tot} |
|------------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| Aluminium ^a | | | |
| Antimoine ^a | | | |
| Argent | (0,000015) | (0,011) | (0,011) |
| Arsenic | 0,0028 | 0,13 | 0,14 |
| Baryum | 0,0039 | 0,0018 | 0,0057 |
| Béryllium | 0,0012 | 0,029 | 0,030 |
| Bore | 0,0000003 | 0,000023 | 0,000023 |
| Cadmium | 0,00043 | 0,30 | 0,30 |
| Chrome | (0,0034) | (0,0044) | (0,0078) |
| Cobalt | 0,012 | 0,01 | 0,018 |
| Cuivre ^a | | | |
| Fer ^a | | | |
| Manganèse | 0,61 | 0,35 | 0,96 |
| Mercure | 0,0000057 | 0,33 | 0,33 |
| Nickel | 0,026 | 0,10 | 0,13 |
| Plomb | 0,00021 | 0,050 | 0,050 |
| Strontium ^a | | | |
| Thallium ^a | | | |
| Titane ^a | | | |
| Uranium | 0,0011 | 1,25 | 1,25 |
| Vanadium | 0,34 | 0,01 | 0,35 |
| Zinc ^a | | | |
| PM _{2.5} | 0,16 | 0,49 | 0,65 |
| SO ₂ | 0,0014 | 0,1 | 0,10 |
| NO ₂ | 0,68 | 0,25 | 0,93 |

^a : Substance pour laquelle les risques liés à une exposition chronique ont aussi été estimés en combinant toutes les voies d'exposition (voir tableau 24)

IR_{Add} : Indice de risque additionnel = concentration additionnelle (tableau 15, scénario 2) / VTR chronique (tableau 4)

IR_{BF} : Indice de risque bruit de fond = Concentration initiale (tableau 6) / VTR chronique (tableau 4)

IR_{Tot} : Indice de risque total = IR_{Add} + IR_{Tot}

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

Tableau 24. Indices de risque totaux liés à plusieurs voies d'exposition - récepteur dit sensible le plus exposé

| Substance | Voies d'exposition | 0 – 6 mois | | 0,5-4 ans | | 5-11 ans | | 12-19 ans | | 20 ans+ | |
|------------------|---|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| | | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b |
| Aluminium | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,10 | 4,0% | 0,11 | 7,6% | 0,04 | 7,7% | 0,02 | 7,4% | 0,02 | 5,8% |
| Antimoine | Inhalation + ingestion + contact cutané | 3,2 | 0,002% | 2,2 | 0,01% | 1,3 | 0,005% | 0,80 | 0,004% | 0,81 | 0,003% |
| Argent | Ingestion + contact cutané | 0,02 | 0,2% | 0,02 | 0,3% | 0,01 | 0,3% | 0,004 | 0,3% | 0,004 | 0,2% |
| Arsenic | Inhalation + ingestion + contact cutané | 289 | 0,1% | 190 | 0,2% | 117 | 0,1% | 73 | 0,1% | 74 | 0,1% |
| Baryum | Ingestion + contact cutané | 0,49 | 0,1% | 0,31 | 0,2% | 0,20 | 0,1% | 0,13 | 0,1% | 0,13 | 0,1% |
| Béryllium | Ingestion + contact cutané | 0,002 | 3,7% | 0,003 | 4,8% | 0,001 | 4,9% | 0,0005 | 5,8% | 0,0005 | 4,8% |
| Bore | Ingestion + contact cutané | 28 | 0,0003% | 17 | 0,001% | 11 | 0,001% | 7,2 | 0,0004% | 7,3 | 0,0003% |
| Cadmium | Ingestion + contact cutané | 5,1 | 0,01% | 3,4 | 0,04% | 2,0 | 0,03% | 1,3 | 0,02% | 1,3 | 0,02% |
| Chrome | Ingestion + contact cutané | 0,003 | 0,6% | 0,002 | 1,8% | 0,001 | 1,1% | 0,001 | 0,9% | 0,0009 | 0,7% |
| Cobalt | Ingestion + contact cutané | (3,0) | 0,6% | (1,95) | 2,0% | (1,2) | 1,2% | (0,76) | 0,9% | (0,78) | 0,7% |
| Cuivre | Inhalation + ingestion + contact cutané | 1,1 | 0,1% | 0,68 | 0,2% | 0,36 | 0,1% | 0,20 | 0,1% | 0,18 | 0,1% |
| Fer | Inhalation + ingestion + contact cutané | (0,03) | 22% | (0,10) | 32% | (0,07) | 36% | (0,06) | 38% | (0,06) | 33% |
| Manganèse | Ingestion + contact cutané | 0,04 | 8,1% | 0,06 | 12% | 0,02 | 15% | 0,01 | 17% | 0,006 | 14% |
| Mercure | Ingestion + contact cutané | 0,33 | 0,001% | 0,23 | 0,004% | 0,15 | 0,004% | 0,09 | 0,004% | 0,09 | 0,003% |
| Nickel | Ingestion + contact cutané | 0,09 | 0,7% | 0,06 | 2,4% | 0,04 | 1,6% | 0,02 | 1,2% | 0,02 | 0,9% |
| Plomb | Ingestion + contact cutané | 0,33 | 0,1% | 0,27 | 0,4% | 0,13 | 0,3% | 0,08 | 0,2% | 0,08 | 0,2% |
| Strontium | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,18 | 0,04% | 0,11 | 0,1% | 0,07 | 0,1% | 0,05 | 0,1% | 0,05 | 0,05% |
| Thallium | Inhalation + ingestion + contact cutané | (125) | 0,01% | (192) | 0,02% | (51) | 0,02% | (22) | 0,02% | (19) | 0,02% |
| Titane | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,003 | 33% | 0,01 | 38% | 0,00 | 49% | 0,001 | 61% | 0,0005 | 58% |
| Uranium | Ingestion + contact cutané | 12,9 | 0,03% | 9,8 | 0,07% | 5,2 | 0,06% | 3,2 | 0,05% | 3,4 | 0,03% |
| Vanadium | Ingestion + contact cutané | (0,75) | 73% | (1,4) | 80% | (0,59) | 77% | (0,28) | 79% | (0,23) | 75% |
| Zinc | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,002 | 5,5% | 0,002 | 9,1% | 0,001 | 8,0% | 0,0004 | 8,4% | 0,0004 | 6,8% |

^a : Indices de risque total correspondant aux voies d'exposition indiquées dans la 2^e colonne du tableau.

IR_{Tot} = [dose d'exposition totale bruit de fond (tableau 7) + dose additionnelle (tableau 16)] / VTR_{ing} (tableau 4)

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

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

Les caractères gras indiquent les indices de risque supérieurs à l'unité.

Tableau 25. Indices de risque par inhalation pour une exposition chronique - récepteur le plus exposé

| Substances | IR _{Add} | IR _{BF} | IR _{Tot} |
|------------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| Aluminium ^a | | | |
| Antimoine ^a | | | |
| Argent | (0,000020) | (0,011) | (0,011) |
| Arsenic | 0,0038 | 0,13 | 0,14 |
| Baryum | 0,0051 | 0,0018 | 0,007 |
| Béryllium | 0,0016 | 0,029 | 0,030 |
| Bore | 0,0000004 | 0,000023 | 0,00002 |
| Cadmium | 0,00057 | 0,30 | 0,30 |
| Chrome | (0,0045) | (0,0044) | (0,0089) |
| Cobalt | 0,015 | 0,0060 | 0,021 |
| Cuivre ^a | | | |
| Fer ^a | | | |
| Manganèse | 0,81 | 0,35 | 1,16 |
| Mercure | 0,000008 | 0,33 | 0,33 |
| Nickel | 0,034 | 0,10 | 0,13 |
| Plomb | 0,00027 | 0,05 | 0,050 |
| Strontium ^a | | | |
| Thallium ^a | | | |
| Titane ^a | | | |
| Uranium | 0,0014 | 1,25 | 1,25 |
| Vanadium | 0,45 | 0,014 | 0,46 |
| Zinc ^a | | | |
| PM _{2.5} | 0,22 | 0,49 | 0,71 |
| SO ₂ | 0,0024 | 0,10 | 0,10 |
| NO₂ | 1,01 | 0,25 | 1,26 |

^a : Substance pour laquelle les risques liés à une exposition chronique ont été estimés en combinant toutes les voies d'exposition (voir tableau 26)

IR_{Add} : Indice de risque additionnel = concentration additionnelle (tableau 15, scénario 2) / VTR_{inh} (tableau 4)

IR_{BF} : Indice de risque bruit de fond = concentration initiale (tableau 6) / VTR_{inh} (tableau 4)

IR_{Tot} : Indice de risque total = IR_{Add} + IR_{BF}

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

Les caractères gras indiquent les indices de risque supérieurs à l'unité.

Tableau 26. Indices de risque totaux liés à plusieurs voies d'exposition - récepteur le plus exposé

| Substance | Voies d'exposition | 0 – 6 mois | | 0,5-4 ans | | 5-11 ans | | 12-19 ans | | 20 ans+ | |
|------------------|---|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| | | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b | IR _{Tot} ^a | Contr. (%) ^b |
| Aluminium | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,10 | 5,2% | 0,11 | 9,9% | 0,04 | 9,9% | 0,02 | 9,6% | 0,02 | 7,5% |
| Antimoine | Inhalation + ingestion + contact cutané | 3,2 | 0,003% | 2,2 | 0,009% | 1,3 | 0,006% | 0,80 | 0,005% | 0,84 | 0,004% |
| Argent | Ingestion + contact cutané | 0,02 | 0,22% | 0,02 | 0,39% | 0,01 | 0,41% | 0,00 | 0,37% | 0,0036 | 0,31% |
| Arsenic | Inhalation + ingestion + contact cutané | 289 | 0,09% | 190 | 0,29% | 117 | 0,18% | 73 | 0,14% | 74 | 0,11% |
| Baryum | Ingestion + contact cutané | 0,49 | 0,08% | 0,31 | 0,28% | 0,20 | 0,18% | 0,13 | 0,14% | 0,13 | 0,10% |
| Béryllium | Ingestion + contact cutané | 0,002 | 4,9% | 0,003 | 6,3% | 0,001 | 6,4% | 0,0005 | 7,6% | 0,0005 | 6,3% |
| Bore | Ingestion + contact cutané | 28 | 0,0004% | 17 | 0,001% | 11 | 0,0007% | 7,2 | 0,0006% | 7,3 | 0,0004% |
| Cadmium | Ingestion + contact cutané | 5,1 | 0,02% | 3,4 | 0,06% | 2,0 | 0,04% | 1,3 | 0,03% | 1,3 | 0,02% |
| Chrome | Ingestion + contact cutané | 0,00 | 0,83% | 0,00 | 2,4% | 0,00 | 1,5% | 0,00 | 1,2% | 0,0009 | 0,90% |
| Cobalt | Ingestion + contact cutané | (3,0) | 0,77% | (2,0) | 2,6% | (1,2) | 1,6% | (0,77) | 1,2% | (0,78) | 0,92% |
| Cuivre | Inhalation + ingestion + contact cutané | 1,09 | 0,08% | 0,68 | 0,25% | 0,36 | 0,16% | 0,20 | 0,14% | 0,18 | 0,10% |
| Fer | Inhalation + ingestion + contact cutané | (0,03) | 28% | (0,11) | 38% | (0,07) | 43% | (0,07) | 45% | (0,07) | 40% |
| Manganèse | Ingestion + contact cutané | 0,04 | 11% | 0,07 | 15% | 0,02 | 19% | 0,01 | 21% | 0,007 | 18% |
| Mercure | Ingestion + contact cutané | 0,33 | 0,001% | 0,23 | 0,005% | 0,15 | 0,005% | 0,09 | 0,005% | 0,09 | 0,004% |
| Nickel | Ingestion + contact cutané | 0,09 | 0,99% | 0,07 | 3,2% | 0,04 | 2,1% | 0,02 | 1,6% | 0,02 | 1,2% |
| Plomb | Ingestion + contact cutané | 0,33 | 0,17% | 0,27 | 0,47% | 0,13 | 0,37% | 0,08 | 0,30% | 0,08 | 0,23% |
| Strontium | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,18 | 0,05% | 0,11 | 0,19% | 0,07 | 0,12% | 0,05 | 0,09% | 0,05 | 0,07% |
| Thallium | Inhalation + ingestion + contact cutané | (125) | 0,01% | (192) | 0,02% | (51) | 0,03% | (22) | 0,03% | (19) | 0,03% |
| Titane | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,003 | 40% | 0,01 | 44% | 0,002 | 56% | 0,001 | 67% | 0,0006 | 65% |
| Uranium | Ingestion + contact cutané | 12,9 | 0,04% | 9,8 | 0,10% | 5,2 | 0,07% | 3,2 | 0,06% | 3,4 | 0,04% |
| Vanadium | Ingestion + contact cutané | (0,93) | 78% | (1,8) | 84% | (0,74) | 81% | (0,36) | 84% | (0,29) | 80% |
| Zinc | Inhalation + ingestion + contact cutané | 0,002 | 7,1% | 0,002 | 12% | 0,001 | 10,3% | 0,0004 | 11% | 0,0004 | 8,8% |

^a : Indices de risque total correspondant aux voies d'exposition indiquées dans la 2^e colonne du tableau.

$$IR_{Tot} = [dose\ d'exposition\ totale\ bruit\ de\ fond\ (tableau\ 7) + dose\ additionnelle\ (tableau\ 17)] / VTR_{ing}\ (tableau\ 4)$$

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

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

Les caractères gras indiquent les indices de risque 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 (2012a) est de 1×10^{-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 pour le récepteur dit sensible le plus exposé et pour le récepteur le plus exposé de la zone d'étude. Les niveaux de risque sont présentés au tableau 27. Les résultats indiquent que :

- Pour les deux récepteurs, le niveau global de risque additionnel de cancer est faible, soit un cas sur 2,2 millions ($4,6 \times 10^{-7}$) pour le récepteur dit sensible le plus exposé et un cas sur 1,5 millions ($6,8 \times 10^{-7}$) pour le récepteur le plus exposé de la zone d'étude;
- Pour les deux récepteurs, 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 lié au projet est donc négligeable.

Tableau 27. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie

| Substance | Récepteur dit sensible le plus exposé | | Récepteur le plus exposé | |
|----------------|---------------------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|
| | Inhalation | Ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion + contact cutané |
| Arsenic | 5,0E-08 | 2,2E-07 | 6,6E-08 | 3,5E-07 |
| Béryllium | 5,6E-09 | | 7,4E-09 | |
| Cadmium | 4,8E-09 | | 6,4E-09 | |
| Nickel | 1,8E-07 | | 2,4E-07 | |
| Plomb | 3,3E-10 | 3,6E-09 | 4,4E-10 | 4,7E-09 |
| Total par voie | 2,4E-07 | 2,2E-07 | 3,2E-07 | 3,6E-07 |
| Total | 4,6E-07 | | 6,8E-07 | |

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 (21 métaux associés aux particules totales, particules fines, NO₂ et SO₂) considérées dans l'étude de modélisation de la dispersion atmosphérique soumise au BAPE ainsi que l'uranium ont été retenus pour la présente étude.

La population étant préoccupée par la silice cristalline, l'information disponible concernant cette substance a été étudiée. L'information à notre disposition indiquant l'absence de silice cristalline dans le gisement, les émissions atmosphériques de cette substance par le projet de Mine Arnaud ne représentent pas de risque pour la santé humaine.

6.2.2 Caractérisation toxicologique

Une caractérisation toxicologique exhaustive a été effectuée afin d'identifier les effets possibles sur la santé ainsi que les valeurs toxicologiques de référence disponibles pour chacune des substances à l'étude, 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 d'incertitude. 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 d'incertitude 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 au 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, i.e. 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 lié à une exposition chronique et pour l'estimation du risque de cancer. 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 est moins bien établie. Toutefois, ces substances ont 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'humain²⁶ »), 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.

²⁶ Traduction libre de : *Likely to be carcinogenic to humans*

Afin de pallier au manque de VTR pour certaines substances et/ou durées d'exposition, des VTR provisoires ont été dérivées dans le but d'évaluer la possibilité d'un risque potentiel. Ces 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 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. 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.

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

6.2.3 Caractérisation de l'exposition

6.2.3.1 Exposition bruit de fond

Concentrations initiales dans l'air ambiant

La plupart des concentrations initiales utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques correspondent à la concentration moyenne annuelle mesurée dans l'air ambiant autour de la future mine ou dans la ville de Sept-Îles. Le niveau d'incertitude lié à l'exposition bruit de fond via l'air ambiant sur une base annuelle est donc faible pour la plupart des substances.

L'incertitude associée à l'exposition bruit de fond pour une exposition aiguë est plus élevée. En effet, les concentrations initiales d'origine locale retenues pour l'exposition aiguë correspondent aux concentrations maximales mesurées, ce qui conduit vraisemblablement à une surestimation du risque car celui-ci est estimé à partir de la combinaison de deux situations extrêmes (concentration additionnelle maximale et concentration bruit de fond maximale). Par exemple, pour les $PM_{2.5}$, la concentration initiale utilisée pour estimer le bruit de fond ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la valeur maximale sur 1 heure mesurée en 2012 ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) autour de la future mine ajustée à la hausse par le MDDEFP (voir section 4.1.2). Cette valeur est 2 fois plus élevée que le 98^e centile de la distribution des concentrations mesurées aux alentours du site sur 24 heures ($7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 6 fois plus élevée que la moyenne des concentrations mesurées ($2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aux alentours du site, et 3 fois plus élevée que la concentration moyenne annuelle ($4,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mesurée à Sept-Îles par le MDDEFP.

Concentrations initiales dans le sol de surface

Les valeurs retenues correspondent au 98^{ème} centile des concentrations mesurées par le ministère des Ressources naturelles (MRN) dans la province géologique de Grenville²⁷ (Choinière et Beaumier, 1997) ou, par défaut, au 97,5^{ème} centile des concentrations (OTR₉₈) mesurées dans les sols de zones urbaines (*parkland*) en Ontario (OMEE, 1993). Ces valeurs ont été retenues afin de pallier au manque de données locales appropriées. En effet, les données locales disponibles correspondaient à des concentrations mesurées dans des échantillons de roc ou de sols prélevés en profondeur (mort-terrain) sur le site du projet minier. De telles données ne sont pas représentatives des concentrations dans le sol de surface auquel la population est exposée. La comparaison des teneurs de fond documentées par le MRN et l'OMEE avec les valeurs locales a révélé que les teneurs de fond retenues pour la présente étude (MRN et OMEE) étaient généralement plus élevées que les valeurs locales mesurées dans le roc et en profondeur. Sur la base de l'information disponible, l'utilisation de ces valeurs apparaît donc prudente.

Concentrations initiales dans l'eau potable

Les concentrations initiales dans l'eau potable retenues pour estimer l'exposition bruit de fond correspondent aux valeurs limite réglementaires en vigueur au Québec (pour les 10 métaux d'intérêt assujettis), à des concentrations mesurées localement dans l'eau de surface ou, par défaut, à des valeurs moyennes rapportées dans l'eau potable aux États-Unis.

Les concentrations des métaux réglementés mesurées dans l'eau potable distribuée par le réseau d'aqueduc de Sept-Îles ont été obtenues auprès de la ville de Sept-Îles à la fin octobre 2013. Les résultats disponibles (concentrations mesurées dans 6 échantillons prélevés à divers points du réseau en juillet-août 2013) indiquent des concentrations 1,2 à 125 fois plus faibles (selon le paramètre et l'échantillon) que les valeurs limite réglementaires. Pour ces 10 métaux, l'information spécifique au secteur à l'étude permet donc de conclure que les concentrations initiales dans l'eau potable retenues pour estimer l'exposition bruit de fond étaient des valeurs prudentes. Aucune information n'est disponible pour apprécier l'incertitude associée aux concentrations retenues pour les autres paramètres.

Doses d'exposition bruit fond estimées

Pour tous les métaux (excepté le thallium), l'alimentation représente une part significative (en moyenne, de 14% à >99,8% selon le métal) de l'exposition bruit de fond.

Pour quelques métaux (aluminium, arsenic, cadmium et nickel), les doses d'exposition bruit de fond estimées à partir des concentrations initiales et de l'apport alimentaire ont pu être

²⁷ Cette province géologique inclut la région de la zone d'étude

comparées avec les doses estimées par Santé Canada pour la population canadienne. De façon générale, les doses bruit de fond locales estimées pour les fins de la présente étude sont plus faibles (aluminium, nickel) ou sont comparables (cadmium, arsenic) aux doses estimées pour la population canadienne.

6.2.3.2 Modélisation de la dispersion atmosphérique

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

- Les scénarios retenus pour estimer les émissions atmosphériques (scénario 1 et 2) sont représentatifs des activités prévues pour l'année 6 et l'année 10, respectivement, lesquelles correspondent à des tonnages élevés et à des activités dans la fosse ayant lieu à une profondeur relativement faible. Ces scénarios sont qualifiés de « pire cas ». Les concentrations basées sur ces scénarios sont vraisemblablement plus élevées que celles qui auraient été estimées pour d'autres années d'exploitation;
- Les scénarios utilisés considèrent que des mesures de rabatement des poussières (efficacité de 91%) seront mises en œuvre par mine Arnaud tout au long du projet. Advenant le cas où ces mesures ne seraient pas appliquées ou seraient moins efficaces que prévu, les taux d'émission des sources surfaciques pourraient être plus élevés que ceux utilisés dans la modélisation, et les concentrations de particules pourraient avoir été sous-estimées;
- Divers paramètres ayant une influence sur la dispersion atmosphérique (ex. : sol gelé et/ou couvert de neige en hiver, précipitations, dépôt des particules, effet de la future butte-écran) 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 les particules totales ont été estimées en attribuant la concentration moyenne de métaux la plus élevée parmi celles mesurées dans les différents matériaux (minerai, mort-terrain, stériles et résidus) correspondant

à des sources surfaciques d'émission. Cette simplification a pour effet de surestimer les concentrations de métaux estimées dans l'air ambiant;

- Pour les métaux qui n'ont été détectés dans aucun des matériaux (minerai, mort-terrain, stériles et résidus) et pour ceux détectés dans certains matériaux mais non détectés dans d'autres (avec une limite de détection plus élevée que les valeurs mesurées), une approche prudente a été utilisée en attribuant à la source surfacique d'émission une concentration égale à la moitié de la limite de détection. Cette approche pourrait avoir conduit à une surestimation des concentrations de ces métaux (antimoine, argent, arsenic, cadmium, mercure, thallium, uranium);
- 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;
- 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;
- La dispersion des émanations gazeuses des véhicules ne tient pas compte de l'effet de flottabilité des gaz et les concentrations de NO₂ ont été calculées (à partir des teneurs en NO_x) selon une méthode qui peut conduire à une surestimation des concentrations de NO₂ dans l'air.

6.2.3.3 Exposition additionnelle

Les concentrations additionnelles de métaux dans l'air ambiant disponibles pour réaliser la présente étude sont issues de la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions du projet (GENIVAR). Les concentrations ont été estimées pour 16 récepteurs placés dans des secteurs sensibles (résidences, chalets, fermes maraichères, camping), pour 744 récepteurs situés à la limite d'application du RAA et pour 1 560 récepteurs ponctuels répartis dans l'ensemble de la zone riveraine du projet. Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques correspondaient aux concentrations

maximales estimées parmi les récepteurs des secteurs sensibles et parmi tous les récepteurs de la zone d'étude. Dans tous les cas, le récepteur le plus exposé de la zone d'étude est situé à la limite d'application du RAA.

Les principales sources d'incertitudes liées 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 selon le pire des deux scénarios de modélisation (soit le scénario 2 – année 10). Les niveaux d'exposition retenus pour estimer les risques 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 liés à la consommation de végétaux cultivés localement ont été estimées en utilisant les paramètres d'exposition recommandés par l'INSPQ (2012a) dans un contexte résidentiel rural. Cela suppose que la moitié des denrées végétales consommées (fruits/jus de fruits et légumes) 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, ce qui est cohérent avec la présence de fermes maraichères et avec la présence possible de petits fruits dans les forêts dans cette zone. Il convient toutefois de noter que la quantité quotidienne de végétaux d'origine locale (consommée tout au long de l'année et durant les 28 années du projet)²⁸ utilisée pour calculer le risque est vraisemblablement surestimée, notamment pendant la saison hivernale;
- L'exposition supplémentaire liée aux retombées de poussières au sol et dans les plans d'eau n'a pas pu être considérée car les retombées au sol et leur devenir environnemental étaient exclues 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 et du sol vers les végétaux n'a pas été considéré lors de la modélisation du transfert multimédia (étape préliminaire à l'estimation de l'exposition). Les retombées au niveau du Lac des Rapides (source d'eau potable) n'ont pas non plus été considérées. Les données disponibles ne permettent donc pas d'estimer si les retombées de poussières pourraient avoir, ou

²⁸ Selon le groupe d'âge, consommation quotidienne (365 jours par an, durant les 28 années du projet) de fruits/légumes récoltés dans la zone riveraine du projet à raison de 11-61 grammes/jour de légumes racines, de 12-142 grammes/jour d'autres légumes et de 21-284 grammes/jour de fruits et jus de fruits, soit un total de 89-433 grammes/jour.

non, un impact significatif à long terme sur les teneurs en métaux dans le sol, l'eau et le biote. Pour compenser (en partie) le manque d'information à ce sujet, une approche prudente a été retenue lors de l'estimation de l'exposition par ingestion des poussières intérieures : le taux d'ingestion de poussières intérieures utilisé a été majoré afin de représenter le taux recommandé par l'INSPQ pour représenter la quantité totale de sol et de poussières ingérés. Les données disponibles actuellement ne permettent pas d'évaluer dans quelle mesure les retombées de particules pourraient augmenter les niveaux d'exposition aux métaux par ingestion et contact cutané;

- L'exposition aux métaux a été estimée à partir des concentrations de métaux dans les particules totales. 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 étant inférieure à 100%, le fait de considérer que 100% des métaux présents dans les particules totales peut être absorbé 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 28 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 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 lié aux émissions atmosphériques de ces métaux anticipées par le projet minier Arnaud est négligeable dans toute la zone d'étude.

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

Aluminium, argent, baryum, béryllium, chrome, mercure, plomb, strontium, titane et zinc

Pour ces 10 métaux, tous les indices de risque liés à l'exposition bruit de fond, additionnelle et totale sont inférieurs à l'unité. Malgré l'utilisation de VTR provisoires afin de pallier au manque de VTR reconnues, 2 de ces métaux (strontium et zinc) n'ont pu être évalués pour une exposition à court terme. Ces substances 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 de ces 10 métaux anticipées par le projet minier Arnaud ne présentent donc aucun risque pour la santé humaine.

Pour les autres métaux, les situations associées à des indices de risque supérieurs à l'unité sont résumées au tableau 28 (récepteurs dits sensible le plus exposé) et au tableau 29 (récepteur le plus exposé). Ces résultats sont interprétés dans les paragraphes suivant les tableaux.

Tableau 28. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – récepteur dit sensible le plus exposé

| Substance | Exposition aiguë par inhalation | | Exposition chronique | |
|-----------------|--|--|--|---|
| | Risque | Commentaire | Risque | Commentaire |
| Antimoine | | | Inhalation + ingestion + contact cutané IR _{BF} = 0,81 – 3,2 IR _{Tot} = 0,81 – 3,2 | Contribution du projet : négligeable (≤0,01%) |
| Arsenic | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 73- 289 IR _{Tot} = 73- 289 | Contribution du projet : négligeable (≤0,2%) |
| Bore | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 7,2 - 28 IR _{Tot} = 7,2 – 28 | Contribution du projet : négligeable (≤0,001%) |
| Cadmium | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 1,3 – 5,1 IR _{Tot} = 1,3 – 5,1 | Contribution du projet : négligeable (≤0,04%) |
| Cobalt | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 0,76 – 3,0 IR _{Tot} = 0,76 – 3,0 | Contribution du projet : négligeable (≤2%) |
| Cuivre | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 0,18 – 1,1 IR _{Tot} = 0,18 – 1,1 | Contribution du projet : négligeable (≤0,2%) |
| Fer | 8 heures IR _{Add} = (3,6) | Basé sur une VTR provisoire | | |
| Manganèse | 8 heures IR _{Add} = 2,2 | Basé sur une VTR définie pour 8 heures répétées et pour du Mn sous forme de particules respirables | | |
| Nickel | 1 heure IR _{BF} = 1,25 IR _{Tot} = 1,31 | Concentration initiale (BF) = annexe K du RAA Contribution du projet : 4,6% | | |
| Uranium naturel | | | Inhalation IR _{BF} = 1,25 IR _{Tot} = 1,25 Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 3.2 – 12.9 IR _{Tot} = 3.2 – 12.9 | Basé sur l'hypothèse que l'uranium est totalement sous forme soluble. Contribution du projet : négligeable (inhalation : <0,1%; autres voies : ≤0,07%) |
| Thallium | | | Inhalation + ingestion + contact cutané IR _{BF} = 19 - 192 IR _{Tot} = 19 – 192 | Contribution du projet : négligeable (≤0,02%) |
| Vanadium | | | Ingestion + cutané (0,5-4 ans) IR _{Add} = (1,44) IR _{Tot} = (1,82) | Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : 80% |

Tableau 29. Sommaire des indices de risque supérieurs à l'unité pour les métaux – récepteur le plus exposé

| Substance | Exposition aiguë par inhalation | | Exposition chronique | |
|-----------------|--|--|--|---|
| | Risque | Commentaire | Risque | Commentaire |
| Antimoine | | | Inhalation + ingestion + contact cutané IR _{BF} = 0,81 – 3,2 IR _{Tot} = 0,81 – 3,2 | Contribution du projet : négligeable (<0,01%) |
| Arsenic | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 72- 289 IR _{Tot} = 72- 289 | Contribution du projet : négligeable (<0,3%) |
| Bore | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 7,2 - 28 IR _{Tot} = 7,2 – 28 | Contribution du projet : négligeable (<0,001%) |
| Cadmium | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 1,3 – 5,1 IR _{Tot} = 1,3 – 5,1 | Contribution du projet : négligeable (≤0,06%) |
| Cobalt | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 0,78 – 3,0 IR _{Tot} = 0,78 – 3,0 | Contribution du projet : négligeable (<2,6%) |
| Cuivre | | | Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 0,18 – 1,1 IR _{Tot} = 0,18 – 1,1 | Contribution du projet : négligeable (<0,25%) |
| Fer | 8 heures IR _{Add} = (6,1) | Basé sur une VTR provisoire | | |
| Manganèse | 8 heures IR _{Add} = 3,7 | Basé sur une VTR définie pour 8 heures répétées et pour du Mn sous forme de particules respirables | Inhalation IR _{Tot} = 1,16 | Contribution du projet : 70% |
| Nickel | 1 heure IR _{BF} = 1,25 IR _{Tot} = 1,41 | Concentration initiale (BF) = annexe K du RAA Contribution du projet : 11,3% | | |
| Thallium | | | Inhalation + ingestion + contact cutané IR _{BF} = 19 - 192 IR _{Tot} = 19 – 192 | Contribution du projet : négligeable (≤0.03%) |
| Uranium naturel | | | Inhalation IR _{BF} = 1,25 IR _{Tot} = 1,25 Ingestion + contact cutané IR _{BF} = 3.2 – 12.9 IR _{Tot} = 3.2 – 12.9 | Basé sur l'hypothèse que l'uranium est totalement sous forme soluble. Contribution du projet : négligeable (≤0,1%) |
| Vanadium | | | Ingestion + cutané (0,5-4 ans) IR _{Add} = (1,52) IR _{Tot} = (1.82) | Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : 84% |

Antimoine, arsenic, bore, cadmium, cobalt, cuivre, thallium et uranium

Pour ces 8 métaux, l'exposition bruit de fond à elle seule conduit à des indices de risque (exposition chronique) supérieurs à l'unité. Pour 2 de ces métaux (cobalt et thallium), 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 $\leq 2,6\%$ selon le métal et le récepteur), nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques anticipées de ces 8 métaux par le projet minier Arnaud ne devraient pas présenter de risque pour la santé de la population riveraine du projet.

Fer

Les concentrations additionnelles maximales de fer dans l'air ambiant estimées sur 8 heures pour le récepteur dit sensible le plus exposé et pour le récepteur le plus exposé sont, respectivement, 3,6 et 6,1 fois supérieures à la VTR provisoire retenue.

- 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 dit sensible le plus exposé est d'environ $36\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une concentration environ 28 fois plus faible que la TLV-TWA. Ce facteur de 28 est 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. Il en va de même pour la concentration maximale ($60,8\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) estimée pour le récepteur le plus exposé (facteur de 16).
- 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.
- D'autre part, tous les indices de risque pour une exposition chronique estimés à partir de la concentration annuelle maximale sont inférieurs à l'unité;

Considérant ce qui précède, nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques de fer anticipées par le projet minier Arnaud ne devraient pas présenter de risque pour la santé de la population riveraine du projet.

Manganèse

Pour le récepteur dit sensible le plus exposé, la concentration maximale de manganèse estimée sur 8 heures est 2,2 fois supérieure à la VTR correspondante alors que pour ce qui concerne l'exposition chronique, tous les indices de risque (par inhalation et par ingestion + contact cutané) sont inférieurs à l'unité. Pour le récepteur le plus exposé, la concentration maximale de manganèse estimée sur 8 heures est 3,7 fois supérieure à la VTR correspondante et les indices de risque d'effets chroniques liés à l'exposition additionnelle sont tous inférieurs à l'unité. Toutefois, l'indice de risque par inhalation correspondant à l'exposition totale (additionnelle + bruit de fond) est de 1,16. La contribution du projet représente 70% de cet indice de risque. L'évaluation des risques liés au manganèse doit notamment tenir compte de l'adéquation des VTR à la situation évaluée en ce qui a trait à la durée et à la nature de l'exposition.

Les VTR utilisées pour estimer le risque lié à une exposition aiguë (8 heures) et à une exposition chronique sont basées sur le même effet critique et ont été obtenues à partir de données toxicologiques correspondant à du 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). Le fondement de ces VTR peut être résumé comme suit :

- La VTR ($0,17 \mu g/m^3$) utilisée pour estimer le risque lié à une exposition aiguë (8 heures) est basée sur une concentration critique de manganèse respirable ajustée pour une exposition quotidienne de 8 heures par jour ($BMCL_{05}$ ajustée = $51 \mu g/m^3$) (Cal/EPA, 2013b). 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).
- La VTR ($0,05 \mu g/m^3$) utilisée pour estimer le risque lié à une 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, 2013e). 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).

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. Dans un tel cas, le facteur d'incertitude associé à la durée de l'exposition ($\sqrt{10}$) ne devrait pas être appliqué, ce qui conduirait à une VTR de $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition aiguë de 8 heures.

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 lié à des concentrations de 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. 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 $LOAEL_{\text{ajustée}}$ de $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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 $950 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 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 :

- Les VTR retenues pour des expositions de 8 heures répétées et pour une exposition chronique sont basées sur les mêmes données épidémiologiques et sur la même concentration critique;
- Ces VTR s'appliquent au manganèse sous forme de particules respirables, lesquelles représentent une fraction des particules totales;

- L'utilisation de ces VTR pour estimer le risque par comparaison avec des concentrations de manganèse sous forme de particules totales conduit à une surestimation du risque, possiblement par un facteur de l'ordre de 7 fois; et
- La VTR pour une exposition répétée de 8 heures ($0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Cal/EPA, 2013b) est inappropriée pour estimer le risque lié à une concentration maximale (une VTR provisoire de $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ serait plus adéquate).

Considérant ce qui précède et considérant que tous les indices de risque obtenus à partir des concentrations de manganèse dans les particules totales sont inférieurs ou égaux à 3,7, nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques de manganèse associé aux particules totales par le projet minier Arnaud ne devraient pas présenter de risque pour la santé de la population riveraine du projet.

Nickel

Tous les indices de risque liés à l'exposition au nickel sont inférieurs à l'unité, excepté les indices de risque bruit de fond et totaux estimés pour une exposition de 1 heure. Ces dépassements sont dus à la concentration utilisée pour représenter le bruit de fond ($0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), qui est plus élevée que la VTR correspondante ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Toutefois, l'incertitude liée à cette concentration initiale est élevée car il ne s'agit pas d'une valeur mesurée localement mais plutôt de la valeur indiquée à l'annexe K du RAA; l'explication rationnelle concernant l'origine de cette valeur n'est pas disponible dans la documentation du MDDEFP relative au RAA.

Par ailleurs, la concentration totale estimée sur 1 heure pour le récepteur dit sensible ($0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et pour le récepteur le plus exposé ($0,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont, respectivement, 896 et 832 fois plus faibles que la concentration critique (point de départ; $233 \mu\text{g}/\text{m}^3$) utilisée pour dériver la VTR correspondante. La marge de sécurité entre cette valeur et les niveaux d'exposition estimés est donc élevée.

Considérant que la contribution du projet aux indices de risques totaux estimés sur 1 heure pour le nickel est faible et que la concentration de nickel a vraisemblablement été surestimée 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 Arnaud ne devraient pas présenter de risque pour la santé de la population riveraine du projet.

Vanadium

Tous les indices de risque estimés pour le vanadium sont inférieurs à l'unité excepté les indices de risque additionnels et totaux par ingestion + contact cutané pour le groupe d'âge

0,5-4 ans (exposition chronique). Cependant, ces risques d'effet chronique ont été estimés à partir d'une VTR provisoire.

La VTR provisoire (0,001 mg/kg-pc par jour) a été dérivée en divisant la VTR disponible pour une exposition sous-chronique (ATSDR, 2012) par un facteur de sécurité de 10 (valeur par défaut habituellement utilisée pour dériver une VTR chronique à partir de données sous-chroniques). La VTR sous-chronique (0,01 mg/kg-pc par jour) est basée sur des données obtenues chez l'humain. Aucun effet sur l'hématologie et la chimie du sang n'avait été observé chez des adultes ayant ingéré du vanadium (0,12 mg/kg-pc par jour) sous forme de vanadyl sulfate trihydrate durant 12 semaines. La dose testée avait été considérée comme une dose sans effet (NOAEL) et avait été divisée par un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (ATSDR, 2012). Cette VTR sous-chronique a été retenue car elle est basée sur des résultats obtenus chez l'humain, les effets recherchés dans l'étude étaient les effets identifiés comme critiques chez l'animal, les données disponibles suggèrent que l'humain serait moins sensible que les rongeurs, et il s'agit de la VTR mise à jour la plus récemment. La NOAEL retenue est appuyée par les résultats d'autres études chez l'humain qui indiquent l'absence d'effets hématologiques et sur la chimie du sang à 0,19 mg/kg-pc par jour et l'absence d'effets systémiques à 1,3 mg/kg-pc par jour.

Considérant que :

- Aucun effet n'a été observé chez l'humain à des doses de 0,12, 0,19 et 1,3 mg/kg-pc par jour;
- Les doses d'exposition totales par ingestion + contact cutané estimées sont inférieures ou égales 0,0014 mg/kg-pc par jour pour le récepteur dit sensible le plus exposé et inférieures ou égales à 0,0018 mg/kg-pc par jour pour le récepteur le plus exposé;
- Ces doses sont 86 et 66 fois plus faibles, respectivement, que la plus faible dose sans effet identifiée chez l'humain (NOAEL de 0,12 mg/kg-pc par jour);
- Les concentrations annuelles maximales de vanadium utilisées pour estimer les risques sont vraisemblablement surestimées;
- Les indices de risque pour exposition aiguë au vanadium (1 heure et 24 heures) sont tous inférieurs à l'unité;

nous sommes d'avis que les émissions atmosphériques de vanadium anticipées par le projet minier Arnaud ne devraient pas présenter de risque pour la santé de la population riveraine du projet.

6.3.2 Risques toxicologiques posés par les particules fines

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

L'indice de risque additionnel estimé sur 24 heures est inférieur à l'unité ($IR_{Add} = 0,76$) pour le récepteur dit sensible le plus exposé, et il est supérieur à l'unité ($IR_{Add} = 1,23$) pour le récepteur le plus exposé (situé à la limite d'application du RAA). Cependant, la distribution statistique des concentrations additionnelles sur 24 heures pour ce récepteur indique que les concentrations estimées restent en deçà de la VTR ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) plus de 99,94% du temps. La prise en compte de l'exposition initiale ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $IR_{BF}=1,0$) mène à un indice de risque total maximal (IR_{Tot}) de 1,76 (récepteur dit sensible le plus exposé) et de 2,23 (récepteur le plus exposé). 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 maximales de $PM_{2.5}$ sur 24 heures est nulle. Cependant, il convient de rappeler que i) les concentrations additionnelles utilisées pour estimer les risques correspondent à des valeurs maximales basées sur la pire heure, dans les pires conditions météorologiques et selon le pire scénario (année 10) (voir annexe I), et que ii) la concentration initiale retenue correspond à la concentration maximale mesurée ajustée à la hausse par le MDDEFP (voir section 6.2.3.1 pour plus d'information relative à la distribution des concentrations initiales de $PM_{2.5}$). Les indices de risque maximaux obtenus sont donc indicateurs de la pire situation anticipée. Si la concentration bruit de fond était de l'ordre de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (valeur comparable à la concentration initiale retenue sur une base annuelle, voir tableau 6), les indices de risque totaux seraient en deçà de la VTR plus de 99,9% du temps (récepteur dit sensible le plus exposé) et plus de 99,4% du temps (récepteur le plus exposé).

Pour information, les concentrations d'exposition totale ($25,4$ et $33,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le récepteur dit sensible le plus exposé et pour le récepteur le plus exposé, respectivement) correspondant à ces IR_{Tot} maximaux sur 24 heures sont comparables à la recommandation de l'OMS ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) applicable au 99^e centile de la distribution des concentrations sur 24 heures (WHO Europe, 2006), au standard pancanadien ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) applicable au 98^e centile (CCME, 2013) et au critère de qualité de l'air ambiant en vigueur aux États-Unis ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) applicable au 98^e centile et visant à protéger la santé humaine (U.S. EPA, 2013d).

En ce qui concerne l'exposition chronique aux $PM_{2.5}$, tous les indices de risque (IR_{Add} , IR_{BF} et IR_{Tot}) estimés pour le récepteur dit sensible et pour le récepteur le plus exposé 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.

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).

En conclusion, sur la base de l'information toxicologique disponible à ce jour, les concentrations annuelles de $PM_{2.5}$ estimées dans la zone d'étude ne présentent pas de risque d'effets sur la santé à long terme. Toutefois, les concentrations maximales de $PM_{2.5}$ sur 24 heures, estimées sur la base de données et d'hypothèses prudentes, se situent dans une gamme de concentrations qui peuvent être associées à la survenue d'effets sur la santé. Étant donné qu'il s'agit de concentrations maximales représentant la combinaison de pires cas, il est peu vraisemblable que les concentrations estimées soient atteintes dans la réalité et que des effets surviennent au sein de la population. Cependant, il est recommandé de procéder à un suivi de la concentration de $PM_{2.5}$ afin de s'assurer que les concentrations réelles restent inférieures aux valeurs limite protégeant la santé, soit $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 24 heures et $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base annuelle. Ce suivi devrait être fait en continu durant toute la durée du projet.

6.3.3 Risques toxicologiques posés par les émanations gazeuses (NO_2 et SO_2)

6.3.3.1 Dioxyde de soufre

Les risques liés à l'inhalation de SO_2 ont été estimés pour une exposition aiguë (concentrations maximales sur 1 heure et sur 24 heures) et chronique (concentrations annuelles maximales). Pour le récepteur le plus exposé, 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 prévues de SO_2 par le projet minier Arnaud ne devraient pas présenter de risque pour la santé humaine dans l'ensemble de la zone d'étude.

6.3.3.2 Dioxyde d'azote

Les risques liés à l'inhalation de NO_2 ont été estimés pour une exposition aiguë (concentration maximale sur 1 heure) et chronique (concentration annuelle).

Les indices de risque additionnels estimés sur 1 heure sont supérieurs à l'unité pour le récepteur dit sensible le plus exposé ($IR_{\text{Add}} = 1,43$) et pour le récepteur le plus exposé ($IR_{\text{Add}} = 1,73$). Cependant, la distribution statistique des concentrations additionnelles sur 1 heure indique que les concentrations estimées restent en deçà de la VTR ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) plus de 99% du temps (récepteur dit sensible) et plus de 97% du temps (récepteur le plus exposé de la zone d'étude). Les indices de risque totaux (IR_{Tot}) estimés sur 1 heure sont de 1,56 et

1,86, respectivement; la distribution statistique des valeurs indique toutefois que les concentrations totales d'exposition estimées restent en deçà de la VTR plus de 97% du temps (récepteur dit sensible le plus exposé) et plus de 95% du temps (récepteur le plus exposé). Ces distributions statistiques sont toutefois biaisées (surestimation du temps avec dépassement de la VTR) puisque toutes les concentrations sur 1 heure estimées sont basées sur l'hypothèse d'un sautage quotidien et de l'utilisation permanente de tous les équipements émetteurs (ce qui ne sera pas le cas dans les faits, voir annexe I). Les concentrations d'exposition totale (310 et 370 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspondant aux IR_{Tot} sont légèrement en deçà des concentrations critiques (380-560 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) associées à des effets légers et réversibles chez des asthmatiques et sur lesquelles la VTR est basée. La marge de sécurité basée sur ces concentrations est donc nulle. Cependant, il convient de rappeler que les concentrations additionnelles utilisées pour estimer les risques correspondent à des valeurs maximales basées sur la pire heure, dans les pires conditions météorologiques et selon le pire scénario (année 10) (voir annexe I). Par exemple, la modélisation des gaz d'échappement des véhicules ne tient pas compte de l'effet de flottabilité résultant de la température élevée des gaz et qui contribue normalement à une dispersion accrue (annexe I). Les indices de risque obtenus sont donc indicateurs de la pire situation anticipée sur 1 heure pour toute la durée du projet (28 ans).

Pour le récepteur dit sensible le plus exposé, tous les indices de risque estimés pour une exposition chronique au NO_2 (IR_{Add} , IR_{BF} et IR_{Tot}) sont inférieurs à l'unité; les concentrations annuelles de NO_2 ne présentent donc pas de risque pour la santé pour des récepteurs dits sensibles. Pour le récepteur le plus exposé de la zone d'étude (à la limite d'application du RAA), la concentration annuelle la plus élevée estimée (40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est égale à la VTR ($\text{IR}_{\text{Add}} = 1,0$). La combinaison de cette concentration et de la concentration bruit de fond (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) conduit donc à un indice de risque supérieur à l'unité ($\text{IR}_{\text{Tot}} = 1,26$). La concentration d'exposition totale (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspondant à cet IR_{Tot} maximal est comparable aux concentrations critiques (38-56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) associées à une augmentation significative des maladies respiratoires chez l'enfant. La marge de sécurité basée sur la concentration maximale est donc nulle pour le récepteur le plus exposé de la zone d'étude. Cependant, il convient de rappeler que les concentrations additionnelles utilisées pour estimer les risques correspondent à des valeurs maximales basées sur la pire heure, dans les pires conditions météorologiques et selon le pire scénario (année 10) et que la concentration annuelle a vraisemblablement été surestimée (voir annexe I). Par ailleurs, le point récepteur le plus exposé est situé à la limite d'application du RAA (voir la figure 4 pour la localisation de cette limite), c'est-à-dire un lieu fréquenté de façon sporadique, ou non fréquenté, par la population.

En conclusion, les résultats indiquent que les concentrations maximales de NO_2 , estimées sur la base de données et d'hypothèses prudentes, sont comparables aux concentrations associées à des effets sur la santé chez les individus les plus sensibles de la population.

Étant donné qu'il s'agit de concentrations maximales représentant la combinaison de pires cas, il est peu vraisemblable que les concentrations estimées soient atteintes dans la réalité et que des effets surviennent au sein de la population riveraine du projet.

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 du gisement d'apatite de Mine Arnaud. Pour ce faire, les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet, réalisée par GENIVAR, 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 (28 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 dit sensible le plus exposé (secteur résidentiel situé au sud du projet) et au niveau du récepteur le plus exposé de la zone d'étude (situé au niveau de la limite d'application du règlement sur l'assainissement de l'atmosphère). L'exposition bruit de fond (non liée au projet) a également été considérée en se basant, dans la mesure du possible, sur des données locales.

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, voire irréalistes, et en supposant que les récepteurs pourraient y être exposés en permanence, directement (par inhalation et contact cutané) et indirectement (par ingestion), durant les 28 années 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, pour l'ensemble de la zone riveraine :

- Les concentrations maximales de métaux et de dioxyde de soufre (SO₂) estimées dans l'air ambiant 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;
- Les concentrations maximales de dioxyde d'azote (NO₂ sur 1 heure et annuelle) et de particules fines (PM_{2.5} sur 24 heures) estimées dans l'air ambiant sont proches des concentrations associées à la survenue d'effets sur la santé liés à une exposition par inhalation. Considérant que les risques ont été estimés à partir de données et d'hypothèses prudentes, il est peu vraisemblable que ces concentrations soient rencontrées dans la réalité. Cependant, il conviendra de s'en assurer par des mesures de suivi de la qualité de l'air et par la mise en place de mesures correctives, au besoin.
- Les concentrations annuelles de métaux, de SO₂ et de PM_{2.5} 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 d'exploitation du gisement d'apatite Arnaud ne présentera aucun risque significatif pour la santé de la population de la zone riveraine du projet et des secteurs plus éloignés, comme par exemple, le parc de maisons mobiles de Place Ferland (situé à environ 5 km à l'est du projet minier) et le noyau urbain de Sept-Îles.

Cette conclusion est valide dans la mesure où i) les concentrations réelles restent en deçà de celles utilisées pour estimer les risques et où 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 (1992). Toxicological Profile for Thallium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Rapport. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=309&tid=49>.

ATSDR (2002). Toxicological Profile for Beryllium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Rapport. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.html>.

ATSDR (2004). Toxicological Profile for Strontium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Rapport. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=656&tid=120>.

ATSDR (2012). Toxicological Profile for Vanadium. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Rapport. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=276&tid=50>.

ATSDR (2013). Toxic Substances Portal, ToxFAQs. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/index.asp>.

Cal/EPA (2013a). Air. Environmental Protection Agency of California, Office of Environmental Health Assessment (OEHHA). <http://www.oehha.ca.gov/air.html>.

Cal/EPA (2013b). All OEHHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on August 2013. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html> Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA).

CCME (2013). Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. 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). Plan d'échantillonnage pour l'évaluation de la concentration de matières particulaires totales (PMT) et particules fines (PM_{2,5}) en air ambiant autour de la future mine d'apatite de Mine Arnaud située à Sept-Îles. Rapport. 17 pages. Mémo technique no. 111-25223-00-500. Version 1.0 / final.

GENIVAR (2013). Projet minier Arnaud. Rapport sectoriel. Modélisation de la dispersion atmosphérique. Rapport no. 121-17926-00. Révision 1. 151 pages.

HSDB (2013a). Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>.

HSDB (2013b). Titanium Compounds (Dernière mise à jour: 2002). Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>.

INERIS (2011). « Oxydes d'azote NO_x », Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 58 pages.

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

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.

Institut de la statistique du Québec (2013). Données démographiques régionales. http://www.stat.gouv.qc.ca/donstat/societe/demographie/dons_regnl/regional/index.htm.

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/>.

MDDEFP (2013). Communication personnelle de M. Jany McKinnon, analyste de la qualité de l'air au Service de l'information sur le milieu atmosphérique, Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEFP (concentrations de NO₂, SO₂, PM_{2.5}, PMT et métaux mesurées à la station Livingston (no. 09060), située au 75 Place Livingston à Sept-Îles).

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

MDDEP (2011). Directive pour le projet d'exploitation d'un gisement d'apatite. Dossier 3211-16-006. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des évaluations environnementales. Rapport. 27 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. Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec.

Mine Arnaud (2013). Projet minier Arnaud. Audiences publiques du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. Sept-Îles, 27 août 2013. (Présentation du projet par le promoteur). http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/mine_apatite_sept-iles/documents/DA9.pdf.

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.

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.

Roche ltée (2012a). Projet minier Arnaud. Étude d'impact sur l'environnement. Volume 1 - Rapport principal.

Roche Ltée (2012b). Projet minier Arnaud. Étude d'impact sur l'environnement. Volume 1 - Rapport principal. Chapitre 5 - Description de projet. Réf 059858-600-661.

Roche ltée et Ausenco Sandwell (2010). Avis de projet visant le projet minier Arnaud. Déposé au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 42 pages.

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. Tel que cité par US EPA (IRIS 1993).

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. Tel que cite par U.S. EPA (2013), ATSDR (2012), Cal/EPA (2013) et WHO (2000).

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 pages. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/index-fra.php.

Santé Canada (1999). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: pièces à l'appui - Uranium. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium/index-fra.php>.

Santé Canada (2010). L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux. Rapport. 194 pages. <http://www.santecanada.gc.ca>.

Santé Canada (2013a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documents techniques, Ed. Eds.). 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. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/index-eng.php>.

U.S. EPA (2013a). Sulfur dioxide. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/>.

U.S. EPA (2013b). Nitrogen dioxide. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/nitrogenoxides/>.

U.S. EPA (2013c). Particulate Matter (PM). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/airquality/particlepollution/health.html>.

U.S. EPA (2013d). National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/air/criteria.html>.

U.S. EPA (2013e). Integrated Risk Information system (IRIS). Manganese (dernières révisions : 1993 et 1996). <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0373.htm>

U.S. EPA (2013f). Integrated Risk Information System (IRIS). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/>.

U.S. EPA (Draft, 2011). Toxicological review of vanadium pentoxide (V₂O₅) (CAS No. 1314-62-1). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). External Review Draft. September 2011. EPA/635/R-11/004A. http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscmm.getfile?p_download_id=504127

Versar inc. (2012). External Peer Review on the Toxicological Review of Vanadium Pentoxide (V₂O₅) (CASRN 1314-62-1) - Final Reviewer Comments. Prepared by Versar, Inc. for the U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment.

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

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

ANNEXE A

**LETTRE D'EXPERT ATTESTANT DE
L'ABSENCE DE SILICE CRISTALLINE
DANS LE MINERAI DU PROJET DE MINE ARNAUD**



Université du Québec à Montréal

Département des Sciences de la Terre et de l'Atmosphère
Case postale 8888, succursale Centre-Ville
Montréal (Québec) Canada H3C 3P8

Bélem, le 25 septembre 2013

Monsieur Bruno Perron
Directeur de la géologie
Mine Arnaud.

Objet : Impossibilité de silice cristalline dans le minerai d'Arnaud

Cher Monsieur Perron,

Vous venez de me contacter afin de savoir s'il peut y avoir de la silice cristalline dans le minerai d'Arnaud. La silice cristalline porte le nom scientifique de 'quartz'. A titre d'information, il existe également dans la nature de la silice amorphe. Leurs noms scientifiques sont 'calcédoine', 'opale' et 'agate'.

Une réponse fort simple et sans recours peut être donnée à votre question. À savoir :

- Le minerai d'Arnaud est une troctolite à apatite, magnétite et ilménite;
- Une troctolite est une roche à olivine et feldspath plagioclase;
- **Il y a incompatibilité pétrologique absolue entre l'olivine et le quartz.**
- Donc, il ne peut absolument pas y avoir de quartz dans la troctolite;
- Par voie de conséquence, **il ne peut y avoir de silice cristalline**, le vocable non-scientifique pour le quartz, **dans le minerai d'Arnaud.**

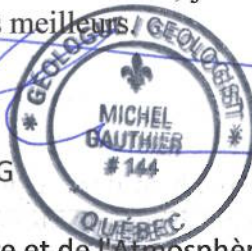
Depuis des années, je fais examiner des lames minces polies du minerai d'Arnaud par mes étudiants. C'est un très bel exemple de troctolite à apatite. Jamais un de mes étudiants ne m'y a décrit du quartz car il y a abondance d'olivine dans cette roche.

Donc ma **réponse** à votre question est **formelle** : Il ne peut y avoir co-existence de quartz et d'olivine dans un minerai tel celui d'Arnaud. Donc la question de silice libre dans ce minerai est tout simplement sans objet. Cette information peut être corroborée par la lecture de tout livre élémentaire de pétrologie ignée.

En espérant cette réponse suffisamment claire, je vous prie d'agréer, cher Monsieur Perron, l'assurance de mes sentiments les meilleurs.



Michel Gauthier
Michel Gauthier, PhD, Géo, Ing., FSEG
Professeur



Département des Sciences de la Terre et de l'Atmosphère
UQAM

ANNEXE B

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

| | | |
|-----|---|----|
| 1 | Informations sur les VTR..... | 1 |
| 1.1 | Exposition aiguë par inhalation..... | 1 |
| 1.2 | Exposition sous-chronique ou chronique..... | 2 |
| 1.3 | Classifications du potentiel cancérigène pour l'humain..... | 2 |
| 2 | Aluminium..... | 4 |
| 3 | Antimoine..... | 7 |
| 4 | Argent..... | 9 |
| 5 | Arsenic inorganique..... | 11 |
| 6 | Baryum et ses composés..... | 16 |
| 7 | Béryllium..... | 19 |
| 8 | Bore..... | 22 |
| 9 | Cadmium..... | 25 |
| 10 | Cobalt..... | 30 |
| 11 | Chrome trivalent..... | 33 |
| 12 | Cuivre..... | 37 |
| 13 | Fer..... | 40 |
| 14 | Manganèse..... | 43 |
| 15 | Mercure élémentaire et mercure inorganique..... | 47 |
| 16 | Nickel..... | 51 |
| 17 | Vanadium et Pentoxyde de Vanadium..... | 56 |
| 18 | Plomb..... | 60 |
| 19 | Strontium..... | 63 |
| 20 | Thallium..... | 65 |
| 21 | Titane..... | 68 |
| 22 | Uranium naturel et composés solubles/insolubles de l'uranium..... | 70 |
| 23 | Zinc..... | 73 |
| 24 | Particules fines (PM _{2,5})..... | 76 |
| 25 | Dioxyde d'azote (NO ₂)..... | 79 |
| 26 | Dioxyde de soufre (SO ₂)..... | 83 |

1 Informations 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 (≤ 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/cancer/guidelines/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) ^a | -- | 1,0 ^b | -- |

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

-- : non disponible

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

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

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

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/m³;
- Particules inhalables d'aluminium et ses composés insolubles : TLV-TWA (8 heures) de 1 mg/m³; 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/m³;
 - Fumées et poudre ultrafine (*pyropowder*) : 5 mg/m³;
 - Sels solubles et alkyls : 2 mg/m³;

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 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/m³).

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
- 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
- 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) | |
| 2×10^{-4} (Santé Canada 1997) ^a | -- | 2×10^{-4} ^b | -- |

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

-- : non disponible

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

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

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 $0,35 \text{ mg}/\text{kg.j}$) 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 $0,35 \text{ mg}/\text{kg.j}$ 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
- 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
- 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
- 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) | |
| 5×10^{-3} (IRIS 1996) ^a | 0,45 ^b | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

^b 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/m³ est recommandée par OSHA et NIOSH pour le métal et ses sels solubles, et l'ACGIH recommande une valeur de 0,01 mg/m³ pour les composés solubles de l'argent; les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,03 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB (2002)). Ces valeurs visent à protéger les travailleurs de l'argyrose, qui résulte d'une exposition cumulativen.

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 (5×10^{-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 µg/m³ soit une dose de 1 x 10⁻⁴ mg/kg.j) a été dérivée de normes en milieu de travail.

Cette valeur provisoire est dérivée de la concentration moyenne permise en milieu professionnel (TLV-TWA : 0,01 mg/m³) 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 x 10/15.8 x 5/7) conduit à une concentration de 4,5 µg/m³. 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 µg/m³.

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
- 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
- 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 | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | | |
| - | 4 heures : 0,2 (Cal/EPA 2012) | | -- |

| Doses/concentration de référence – exposition chronique | | | |
|---|-----------------------------------|------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | (mg/kg.j) | |
| 3,5 x 10 ⁻⁶ (Cal/EPA 2012) ^a | 0,015 (Cal/EPA 2012) ^a | 3,5 x 10 ⁻⁶ | -- |

| Coefficients de cancérogénéité | | | |
|--|---|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | (µg/m ³) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| 1,5 (IRIS 1998) ^a | 4,3 x 10 ⁻³ (IRIS 1998) ^a | 15 | -- |
| Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA (IRIS (1998)) ^a : 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

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Inhalation

La concentration de référence (0,2 µg/m³) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (4 heures) est celle proposée par Cal/EPA (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 (0.26-28.5 mg As₂O₃/m³) à raison de 4 heures/jour durant les jours de gestation 9 à 12. Une diminution significative du poids fœtal avait été observée dès la plus faible dose testée, ainsi qu'une augmentation (significative à la plus forte dose) des dommages chromosomiques dans les cellules hépatiques. Une LOAEL de 0,197 mg As/m³ (0,26 mg/m³ As₂O₃) a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué.

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 µg/m³ pour l'arsenic et ses composés inorganiques et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 30 µg/m³ durant 30 minutes (HSDB (2009)).

Voie orale

ATSDR (2007) propose une valeur de référence pour une exposition aiguë par ingestion de 0.005 mg/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 mg/mL et l'apport à 3 mg/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 mg/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 BMDL₀₅ pour cet effet a été estimée à 25.4 mg (soit 6.96 µg/jour pour une exposition continue de 10 ans). Considérant un poids corporel de 50 kg et un facteur d'incertitude de 30, Cal/EPA (2012) a dérivé une dose sécuritaire de 0.0046 µg/kg par jour.

US EPA (IRIS 1993) propose une dose de référence de 3×10^{-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 3×10^{-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 1×10^{-3} mg/kg.j issue de la dose tolérable hebdomadaire de 15×10^{-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/m³, 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/m³, en considérant un taux d'inhalation de 9,9 m³/jour pour les garçons de 10 ans et un taux d'absorption de 50 % de

l'arsenic inhalé. L'application d'un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variation interindividuelle puisque seuls des enfants ont été étudiés) conduit à une concentration de référence de $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$. 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 BMDL₀₅ 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 % variant de $6,49 \times 10^{-6}$ à $4,64 \times 10^{-5}$). Le risque unitaire global associé à l'ingestion d'arsenic dans l'eau potable est exprimé sous forme de plage, compte tenu du fait qu'une exposition à vie à l'arsenic entraîne divers cancers selon les individus. La plage de risque unitaire ci-dessus compte comme limite inférieure le risque unitaire de cancer du foie ($3,06 \times 10^{-6}$), et comme limite supérieure le risque unitaire de cancer du poumon ($3,85 \times 10^{-5}$). Cette plage comprend également les risques estimés pour les cancers de la vessie et d'autres organes internes. Le cancer du poumon constitue le résultat le plus sensible tant chez les hommes que chez les femmes. Le risque unitaire de cancer du poumon correspond à un coefficient de cancérigénicité de l'ordre de

1,8 (mg/kg.j)⁻¹ avec une consommation journalière de 1,5 L/j et un poids corporel de 70 kg. Cette valeur est celle retenue par Santé Canada (2010).

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($4,3 \times 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹, soit l'équivalent de 15 (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 $7,2 \times 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹) des risques unitaires estimés pour chacun des deux sites évalués.

Cal/EPA (2009) propose un risque unitaire semblable de $3,3 \times 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹, soit l'équivalent de 12 (mg/kg.j)⁻¹. Cette valeur a été estimée à partir de trois études épidémiologiques portant sur la mortalité par cancer pulmonaire chez des travailleurs exposés à l'arsenic (Welch *et 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 µg/m³ (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 1×10^{-3} et $6,4 \times 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹ (soit entre 4,3 et 28 (mg/kg.j)⁻¹ avec un taux d'inhalation de 16 m³/jour et un poids corporel de 70,7 kg). La valeur la plus élevée (27 (mg/kg.j)⁻¹, ou $6,4$ (mg/m³)⁻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 (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
- 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
- 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

- 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) ^a | 1,0 (RIVM 2001) ^a | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Une TLV-TWA (8 heures) de 0,5 mg/m³ 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 mg /m³ 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 mg/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 mg/kg.j.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats et des souris (60 par groupe) exposés au chlorure de baryum via l'eau de consommation durant 13 semaines ou deux ans (NTP (1994), 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 BMDL₀₅ (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 (BMDL₀₅ = 63 mg/kg.j). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la BMDL₀₅ (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 mg/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 mg/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 mg/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 µg/m³, soit une dose de 2,3 x 10⁻⁴ mg/kg.j) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* (2001)).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de 110 µg/m³ 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
- OMS (2004). *Barium in Drinking-Water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*.. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/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

- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.* http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. EPA (2013). *Integrated Risk Information system (IRIS). Barium and compounds (CASRN 7440-39-3)* (dernières révisions : 1998¹ et 2005). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0010.htm>

Mise à jour : Juin 2013

¹ 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 : 2×10^{-3} (IRIS 1998) ^a | 7×10^{-3} (Cal/EPA 2012) ^a | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

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 (2×10^{-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 BMDL₁₀ de 0,46 mg/kg.j à l'aide d'un modèle de Weibull ($p = 0,96$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité 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 BMDL₁₀ de 0,56 mg/kg.j à l'aide d'un modèle Probit ($p = 0,999$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité 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 BMD₁₀ pourrait être une NOAEL);

- Cal/EPA a déterminé une BMD_{05} 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 $1,6 \times 10^{-6}$ mg/kg.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
- 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
- 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 | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | | |
| - | 300 (ATSDR 2010) | | -- |

| Doses/concentration de référence | | | |
|--|----------------------|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | (mg/kg.j) | |
| 0,0175 (Santé Canada, 2010) ^a | 300 ^b | -- | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|---------------------------------------|------------------------------------|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | (µg/m ³) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence (300 µg/m³) 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 CO₂. 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/m³. 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/m³, 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 mg/m³. Les sécrétions nasales augmentaient à partir de 1,5 mg/m³ mais demeuraient inchangées jusqu'à 0,8 mg/m³. Une NOAEL de 0,8 mg B/m³ 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 (BF₃) un ERPG-1 de 2 mg/m³ (légers effets transitoires possibles), un ERPG-2 de 30 mg/m³ (concentration sans effet néfaste sérieux) et un ERPG-3 de 100 mg/m³ (concentration sans danger immédiat pour la vie).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

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

Santé Canada (1990, 2010) propose une dose journalière tolérable de 0,0175 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur une étude chez des chiens (4/sexe/groupe) exposés à du bore (sous forme de borax ou d'acide borique) dans la nourriture durant 2 ans (0, 58, 117 and 350 ppm) ou durant 38 semaines (1170 ppm) (Weir et Fisher (1972)). Aucun effet n'a été observé aux 3 plus faibles doses (NOAEL=350 ppm). Le seul effet observé à la plus forte dose

(1170 ppm) était un arrêt de la spermatogenèse et une atrophie de l'épithélium séminifère des tubules. La NOAEL (350 ppm, soit 8.75 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 500 (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 5 pour les limites de l'étude critique (nombre d'animaux, durée d'exposition inférieure à la durée de vie)).

US EPA (2004) 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 BMDL₀₅ ont été estimées pour les différents effets observés dans les deux études. La BMDL₀₅ correspondant à la diminution du poids fœtal observée dans les deux études combinées (10,3 mg/kg.j) a été retenue par IRIS. Cette valeur est très proche de la NOAEL observée dans l'étude de Price (9,6 mg/kg.j). Les LOAEL et NOAEL observées dans les autres espèces sont supérieures à celles observées chez le rat. Un facteur d'incertitude de 66 a été appliqué à la BMDL₀₅. Ce facteur qui réfère à la variabilité inter-espèces et inter-individuelle, a été déterminé en tenant compte des données disponibles en ce qui a trait à la toxicocinétique (valeurs estimées à 3,3 pour la variabilité inter-espèces et 2 pour la variabilité interindividuelle) et à la toxicodynamique (valeurs par défaut de 3,16 et 3,16, respectivement). IRIS accorde un degré de confiance élevé à cette dose de référence.

Inhalation

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

En se basant sur les résultats de plusieurs études menées chez l'humain, ATSDR (2010) suggère que la concentration de référence pour une exposition aiguë (300 µg/m³) est protectrice pour des expositions de plus longue durée (sous-chronique et chronique). Dans les études utilisées pour déterminer la dose de référence pour une exposition aiguë (Garabrant *et 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/m³ 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 CO₂. 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/m³. 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/m³, 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/m³. Les sécrétions nasales augmentent à partir de 1,5 mg/m³ mais sont inchangées jusqu'à 0,8 mg/m³. Une NOAEL de 0,8 mg B/m³ 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
- 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
- Santé Canada (2010). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0. http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. EPA (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 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | - | 0,03 (ATSDR 2012) ^a | |

| Doses/concentration de référence | | | |
|--|----------------------------------|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 1×10^{-4} (ATSDR 2012) ^{a,b} | 0,01 (ATSDR 2012) ^{a,b} | -- | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|--|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | $4,2 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA 2009) ^a | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1992) ^a : probablement cancérogène (groupe B1) selon l'IARC (2012) : cancérogène (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1994) : probablement cancérogène ^b (groupe II) | | | |

-- : non disponible

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

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

^c : Composés du cadmium

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

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

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence par ingestion retenue ($0,1 \mu\text{g}/\text{kg.j}$) 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 (UCD₁₀ : cadmium urinaire exprimé en µg/g de créatinine) pour des protéines de faible poids moléculaire (β₂-microglobuline, α₁-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 (UCD₁₀ 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 UCD₁₀ (UCDL₁₀=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 UCDL₁₀ 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'UCD₁₀ 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 (UCDL₁₀=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 révision²) (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.j durant 40-50 ans conduirait à une concentration dans le cortex rénal de 50 µg/g (poids frais) (ce qui correspond à une excrétion urinaire de cadmium de 2 µg/24 h). Cette concentration tissulaire étant la plus faible concentration à laquelle des effets sur le rein ont été détectés dans la population générale (concerne environ 4% de la population; Nogawa *et al.* (1989), Buchet *et al.* (1990) cités par Baars *et al.*), le RIVM considère qu'une dose moyenne de 1 µg/kg.j est une LOAEL et applique un facteur de sécurité de 2, ce qui conduit à une dose journalière moyenne de 0,5 µg/kg.j. Aucun autre facteur de sécurité n'a été appliqué car la dose de référence est issue d'une étude épidémiologique menée dans la population générale. Le niveau de confiance accordé par le RIVM à cette dose de référence est considéré comme élevé du fait qu'elle est basée sur des données humaines et que plusieurs études mènent à des résultats semblables.
- L'OMS recommande une valeur de 1 µg/kg.j (JECFA (2004)). Cette valeur, dérivée de la dose hebdomadaire maximale recommandée (PTWI=7 µg/kg.jour), correspond à une concentration urinaire de 2,5 µg/g créatinine

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

considérée sans effet néfaste. Le comité JECFA estime qu'à cette concentration, la prévalence de dysfonctionnement des tubules rénaux ne devrait pas être augmentée. Cette hypothèse est basée sur les données issues de plusieurs études menées chez des travailleurs ou dans la population générale.

- Santé Canada (2010) recommande une valeur provisoire de 1 µg/kg.j basée sur la valeur recommandée par l'OMS.

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

Inhalation

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

Cette valeur est basée sur la même dose interne sur la fonction rénale (UCDL₁₀=0,5 µg Cd/g créatinine) que celle utilisée pour dériver la dose de référence (voir précédemment la section «voie orale»). Elle a été estimée par modélisation en tenant compte de l'apport alimentaire de cadmium. Dans un premier temps, le dépôt et la clairance de particules de cadmium (1, 5 ou 10 µm) inhalées ont été modélisés avec le modèle *ICRP Human Respiratory Tract Model* (ICRP (1994)). Les transferts de masse prédits du tractus respiratoire vers le tractus 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/m³ (sous forme d'oxyde) ou de 1,2–1,4 µg Cd/m³ (sous forme de sulfure) conduirait à une concentration urinaire de 0,5 µg/g créatinine (UCDL₁₀), en supposant que l'air est la seule source d'exposition. Dans un deuxième temps, la dose interne correspondant à l'UCDL₁₀ a été estimée en tenant compte de l'exposition conjointe via l'air et l'alimentation (exposition réaliste), en utilisant l'apport alimentaire moyen pondéré en fonction de l'âge chez les non-fumeurs américains, soit 0,35 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'UCDL₁₀ (0,5 µg/g créatinine) serait atteint avec une exposition chronique simultanée à 0,1 µg Cd/m³ dans l'air ambiant et 0,3 µg/kg.jour via l'alimentation.

Une concentration de référence de 0,02 µg/m³ 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/m³ 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/m³ pour une exposition moyenne de 4,1 ans, ce qui équivaut à 0,5 µg/m³ 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 10⁻⁶ 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/m³ (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 cancérrogénicité 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 cancérrogénicité 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 cadmium³ 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 cancérrogénicité 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
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Le cadmium et ses composés*. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Loi Canadienne sur la protection de l'Environnement. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_cadmium_et_ses_composes.pdf
- HSDB (2012). *Cadmium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2012). "Cadmium and Cadmium Compounds", In: *A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100C <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-8.pdf>.

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

- 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
- 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) | |
| $1,0 \times 10^{-3}^b$ | 0,1 (ATSDR 2004) ^a | -- | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|---------------------------------------|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (1991) : cancérogène possible (groupe 2B)

-- : non disponible

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

^b Valeur provisoire dérivée de la dose de référence proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique

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 CHRONIQUEVoie orale

La dose de référence retenue ($1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est une dose provisoire dérivée de celle proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique (il n'existe pas de données d'exposition chronique au cobalt par voie orale chez l'homme ou l'animal).

ATSDR (2004) propose une dose de référence de $0,01 \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour une durée d'exposition sous-chronique (MRL_{sc}). Ce MRL_{sc} est basé sur une LOAEL de $1 \text{ mg Co}/\text{kg}/\text{jour}$ 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 ($150 \text{ mg}/\text{jour}$) 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 $2,5 \text{ mg}/\text{kg.j}$, NOAEL $0,6 \text{ mg}/\text{kg.j}$). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Une dose de référence provisoire pour une durée d'exposition chronique a été dérivée du MRL_{sc} en appliquant un facteur de sécurité additionnel de 10 pour la durée d'exposition, ce qui conduit à une dose de référence provisoire de $1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$, soit une valeur semblable à celle dérivée par le RIVM.

Le RIVM propose une dose tolérable journalière de $1,4 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour une exposition chronique par voie orale (Baars *et al.* (2001)). La dose de référence du RIVM est basée sur la plus faible LOAEL observée chez l'homme après une exposition sous-chronique ($0,04 \text{ mg}/\text{kg.j}$, 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.

Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S.EPA (2013). Le cobalt n'a pas été évalué par Santé Canada (2010).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose de référence de $2,3 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par ATSDR (2004) pour une exposition chronique.

Ce MRL est basé sur un NOAEL de $5,3 \mu\text{g Co}/\text{m}^3$ caractérisé par une diminution de la fonction pulmonaire chez des polisseurs de diamant (Nemery *et al.* (1992) cités par ATSDR). Ce NOAEL a été ajusté pour exprimer une exposition continue (NOAEL_{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. A 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 ($3,2 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{j}$). 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 U.S. EPA (2013) ou Cal/EPA (2012).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le cobalt est classé comme possible cancérigène pour l'humain par l'IARC (1997), mais il n'a pas été évalué par l'U.S. EPA (2013) ni par Santé Canada (2010). Aucun coefficient de cancérogénicité 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 (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).
- 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 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. 471. Tel que cité par ATSDR (2004).

- 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
- 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 (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 : Juin 2013

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 ^a (IRIS 1998) ^b | Forme insoluble ou métallique 0,5 ^c | -- | -- |
| Forme soluble 4,6 x 10 ⁻³ (RIVM 2001) ^b | Forme soluble 0,1 (ATSDR 2012) ^b | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

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

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

^d : 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/m³ est recommandée par l'ACGIH pour le chrome trivalent et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 1,5 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB (2005)).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 (Cr₂O₃), sulfate de chrome (Cr₂[SO₄]₃))

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 (Cr₂O₃) via leur alimentation, à raison de 5 jours par semaine. Les doses totales reçues ont été estimées à 360, 720 et 1 800 g Cr₂O₃/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 10⁻³ mg/kg.j, issue d'une NOAEL_{rat} 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(CH₃COO)₃))

La dose de référence retenue pour les sels solubles de chrome trivalent ($4,6 \times 10^{-3}$ 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(CH₃COO)₃, qui est une forme très soluble (pour le chlorure de chrome trivalent (CrCl₃), 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)/m³) 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)/m³) 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)/m³, taille moyenne des particules : ~1.9 µm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 13 semaines. Une LOAEL de 3 mg Cr(III)/m³ a été identifiée à la fin des 13 semaines de traitement (hyperplasie des ganglions médiastinaux chez les mâles et les femelles) et une LOAEL minimale (en terme de sévérité) de 3 mg Cr(III)/m³ a été identifiée à la fin des 13 semaines de récupération suivant le traitement (hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique des poumons chez les mâles; sévérité : trace à moyenne). Aucun effet n'a été observé en ce qui concerne la mortalité, les signes cliniques, le poids corporel, l'examen ophtalmologique ou la qualité des spermatozoïdes (nombre, mobilité et morphologie). Aucun effet relié au traitement n'a été noté lors des évaluations relevant de l'hématologie, de la chimie clinique et de l'analyse urinaire; la β₂-microglobuline n'a été détectée dans aucun rat, quel que soit le groupe. Des changements histopathologiques ont été observés au niveau des poumons et des tissus lymphatiques respiratoires uniquement (aucun changement dans les autres tissus, incluant tissus nasals et larynx). Une augmentation significative du poids absolu (+12%) et relatif (+13%) de poumon/trachée a été observée chez les mâles exposés à la plus forte concentration (30 mg Cr(III)/m³). La nécropsie a révélé, chez la plupart des animaux (incidence non rapportée) une décoloration verte des poumons et des ganglions lymphatiques médiastinaux; le degré de décoloration augmentait avec le niveau d'exposition et il a été présumé représenter le dépôt du matériau inhalé. Un grossissement des ganglions lymphatiques médiastinaux a été noté à 30 mg Cr(III)/m³. Une hyperplasie lymphoïde des ganglions médiastinaux a été observée chez les rats de tous les groupes traités (sévérité non rapportée). Chez les rats exposés à 10 ou 30 mg Cr(III)/m³, une hyperplasie des pneumocytes de type II (sévérité non rapportée) a été observée ainsi qu'une inflammation interstitielle chronique dans les septums alvéolaires (sévérité : trace à moyenne), caractérisée par une infiltration de cellules inflammatoires. Après 13 semaines de suivi post-traitement, des macrophages pigmentés et des pigments noirs ont été observés dans les tissus péribronchiaux et les ganglions lymphatiques médiastinaux des animaux de tous les groupes traités. Une hyperplasie des cellules septales et une inflammation interstitielle chronique des poumons (toutes deux de sévérité : trace à moyenne) ont été observées chez les mâles de tous les groupes traités et chez les femelles exposées à 10 ou 30 mg Cr(III)/m³. La MRL a été dérivée à partir de la LOAEL. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car les données disponibles étaient inadéquates (absence de données sur l'incidence des lésions). La LOAEL expérimentale (3 mg Cr(III)/m³) a été ajustée pour une exposition continue (LOAEL_{Ajust}=LOAEL x 6/24 x 5/7) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain (LOAEL_{HEC}=LOAEL_{Ajust} x RDDR). La LOAEL_{HEC} la plus faible (0.43 mg/m³: hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique des poumons chez le mâle; RDDR=0.789) a été retenue pour dériver la MRL. La MRL (0.005 mg/m³) proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique) a été obtenue en divisant la LOAEL_{HEC} par un facteur d'incertitude global de 90 (3 pour utilisation d'une LOAEL sous-chronique, 3 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Une concentration tolérable dans l'air de 60 µg/m³ 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 mg/m³ obtenue chez l'humain exposé professionnellement à du chrome métallique (absence de modification de l'activité enzymatique et des taux

protéiques urinaires) (NOAEC rapportée par ATSDR (2000)). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué (variabilité interindividuelle). Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne. Aucun facteur d'ajustement pour une exposition continue ne semble avoir été appliqué.

Une valeur semblable ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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 particulaires de chrome trivalent inhalé. Des effets semblables ont été observés dans les deux sexes, avec des changements histopathologiques au niveau du nez, du larynx, des poumons et des tissus lymphatiques respiratoires, et une augmentation du poids relatif des poumons à une concentration de $\geq 3 \text{ mg Cr(III)}/\text{m}^3$.

La MRL a été dérivée à partir de la LOAEL correspondant aux lésions histopathologiques. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car les données disponibles étaient inadéquates (absence de données sur l'incidence des lésions). La LOAEL expérimentale ($3 \text{ mg Cr(III)}/\text{m}^3$) a été ajustée pour une exposition continue ($\text{LOAEL}_{\text{Ajust}} = \text{LOAEL} \times 6/24 \times 5/7$) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain ($\text{LOAEL}_{\text{HEC}} = \text{LOAEL}_{\text{Ajust}} \times \text{RDDR}$). La $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ la plus faible ($0.04 \text{ mg}/\text{m}^3$: lésions aux niveaux du nez et du larynx chez la femelle, $\text{RDDR} = 0.078$) a été retenue pour dériver la MRL. La MRL ($0,00013 \text{ mg}/\text{m}^3$, arrondie à $0,0001$) proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique) a été obtenue en divisant la $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ 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; $\text{BMCL}_{1\text{sd,HEC}} = 0.17 \text{ mg}/\text{m}^3$) était supérieure à la $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ 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
- 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 ³) | | |
| 0,01 (ATSDR 2004) ^a | 100 (Cal/EPA 2012) ^a | | -- |

| Doses/concentration de référence – exposition chronique | | | |
|---|----------------------------------|-------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation (valeurs provisoires) | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | (mg/kg.j) | |
| 0.091-0,141 (Santé Canada 2010) ^{a,b} | | 0,01-0,017 ^c | -- |

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

-- : non disponible

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

^b : Valeur variable selon l'âge

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Inhalation

La concentration de référence (100 µg/m³) 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/m³, une exposition de courte durée au cuivre était détectable au goût (goût sucré dans la bouche) mais n'était associée à aucun autre symptôme (Whitman (1957), cité par Cal/EPA). Une NOAEL de 1 mg/m³ 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/m³ (poussières et brumes) et 0,2 mg/m³ (fumées) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 3 (ou 0,6) mg/m³ 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).

DOSIS 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/m³, 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 prudents⁴, 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/m³) et à d'autres métaux (fer, cadmium et plomb); NOAEL de 600 µg/m³ 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/m³).

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

La valeur de 1 µg/m³ proposée par le RIVM (Baars *et al.* (2001)) est issue d'une NOAEL de 0,6 mg/m³ obtenue chez le lapin après exposition sous-chronique (6 semaines, 5 jours/semaine, 6 heures/jour, soit une NOAEL ajustée pour exposition continue de 0,1 mg/m³) 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

⁴ *Inhalation* (100%) : il est peu probable que 100 % des particules inhalées (PM₁₀) se déposent au niveau pulmonaire et que 100 % du cuivre ainsi déposé soit absorbé; *Ingestion* (12%) : les valeurs rapportées par WHO (2004) sont comprises entre 12 et 77%. La sélection de la valeur la plus faible conduit à une concentration de référence prudente.

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
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php (site consulté en juin 2013)
- 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/

Mise à jour : Juin 2013

13 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) ^{a,b} | 2 750 ^c | 0,82 ^c | -- |

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

-- : non disponible

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

^b Valeur variable selon la tranche d'âge

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

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

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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.jour⁵) 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 estimés⁶ pour les tranches d'âge applicables en analyse de risque, à des doses exprimées en mg/kg.jour; les valeurs obtenues sont les suivantes :

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

⁵ 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).

⁶ 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.

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>
- 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
- 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 évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.

- Institute of Medicine (2001). *Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes*, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>
- JECFA (1983). *Toxicological evaluation of certain food additives and food contaminants*. WHO Food additives Series, N° 18. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je18.htm>
- OMS (1996). *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization. Geneva, 2nd Ed. 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
- Santé Canada (2010b). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- U.S. EPA (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

14 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) ^a | 0,05 (IRIS 1993) ^a | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par Cal/EPA pour 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. 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 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 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 : $0,136 \text{ mg}/\text{kg.jour}$
- 0,6-4 ans : $0,136 \text{ mg}/\text{kg.jour}$

- 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/m³) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1993).

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 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/m³ dans les particules respirables (PM₅), et de 948 µg Mn/m³ 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/m³ 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/m³ par an) fournies par les auteurs de l'étude (Roels *et al.*), U.S. EPA (IRIS 1993) a estimé une LOAEL de 150 µg/m³ en divisant la moyenne géométrique de ces valeurs d'exposition intégrées annuelles (793 µg/m³ ± 2,91) par la durée moyenne d'exposition (5,3 ans). Après ajustement pour une exposition continue et pour la population générale, la LOAEL_{ajustée} (50 µg/m³) 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/m³. 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.

Sur la base de ces données épidémiologiques, ATSDR (2012) a utilisé une approche dite Benchmark. La BMDL₁₀ 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 µg Mn/m³. La BMDL₁₀ a été ajustée à 33,8 µg/m³ pour une exposition continue (BMDL₁₀ x 5/7 x 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 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 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.

Cal/EPA (2012) propose une concentration de référence de $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur 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 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.

Santé Canada (2010) ne propose aucune concentration admissible.

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>
- TSDR (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 manganèse: 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
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- U.S. 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/dwg/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

15 Mercure élémentaire et mercure inorganique

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

| Doses/concentration de référence – exposition chronique | | | |
|--|---|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | (mg/kg.j) | |
| Mercure élémentaire (Hg ⁰) 5 x 10 ⁻³ ^b | Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) 0,03 (CalEPA 2012) ^a | | -- |
| Mercure inorganique (Hg ²⁺) 3 x 10 ⁻⁴ (IRIS 1995) ^a | | | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|---------------------------------------|------------------------------------|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | (µg/m ³) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1995) :

- Mercure élémentaire (Hg⁰) : non classable (groupe D)
- Mercure inorganique (HgCl₂, chlorure mercurique) : cancérogène possible (groupe C)

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (1993) : non classable (groupe 3)

-- : non disponible

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

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

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

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

1 heure

La concentration de référence (0,6 µg/m³) 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/m³) 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/m³ a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 3 000 (√10 pour extrapolation interspèces, 10 pour différences toxicodynamiques entre le rat et l'humain, 10 pour la variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué. Cal/EPA précise que, du fait de la pression vapeur (faible) des sels de mercure à pression atmosphérique normale, les sels de mercure ne sont concernés par cette valeur de référence que s'ils sont transformés en aérosol à partir d'une solution aqueuse ou s'ils sont brûlés.

8 heures

La concentration de référence (0,06 µg/m³) 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 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (NOAEL non établie) puis ajustée pour une exposition continue quotidienne ($25 \times 5/7$). La LOAEL ajustée ($18 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL reliée à des effets sévères et 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants et leur système nerveux en développement).

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 aiguë 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 $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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%)⁷.

La dose de référence provisoire retenue (0,005 mg/kg.j) a donc été estimée à partir d'une concentration de référence de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en considérant un taux d'absorption par ingestion et inhalation de 0,1 % et 75 %, respectivement.

Voie orale – mercure inorganique

La dose de référence retenue (3×10^{-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_2). 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 3×10^{-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_{sc} de 2×10^{-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 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

⁷ Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, 4th Edition, volume 2 part C

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 5×10^{-3} mg/kg (soit un apport quotidien de 7×10^{-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 ($0.025 \times 10/20$ (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 CANCÉROGÉNÉCITÉ

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
- 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
- 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 (HgCl₂) (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

Mise à jour : Juin 2013

16 Nickel

| Doses/concentration de référence - exposition aiguë | | | |
|---|--|--|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | -- | 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) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte) | Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte) | -- | -- |

| Coefficients de cancérogénéité | | | |
|---------------------------------------|---|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte) | | -- |

Classification du potentiel cancérogène selon :

- U.S. EPA (IRIS, 1991)^a : 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

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

^b Incluent le chlorure et le sulfate de nickel (NiCl_2 et NiSO_4)

^c Contiennent essentiellement du disulfure de trinickel, du sulfate et de l'oxyde de nickel (Ni_3S_2 , NiSO_4 et NiO , respectivement)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Deux valeurs sont proposées par Cal/EPA (2012), soit $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition de 1 heure et $0,06 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour des expositions répétées de 8 heures.

La valeur pour une exposition de 1 heure ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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_2 (100 à $490 \mu\text{g}/\text{m}^3$) durant 2 heures. L'effet critique retenu est la diminution de la réponse immunologique (anticorps). La BMDL de $165 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ a été ajustée pour une exposition de 1 heure à l'aide de la formule d'ajustement du temps ($C^n \times T = K$, où C = concentration expérimentale, $n=2$, T = durée d'exposition expérimentale; $c_t = K^{1/n} / t$, où c_t = concentration correspondant à la durée recherchée (t)), conduisant à une valeur ajustée de $233 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de l'utilisation d'une dose benchmark ($10^{1/2}$ pour une réponse clairement mesurable et biologiquement significative), des variabilités interespèces (10) et de la variabilité interindividuelle ($10^{1/2}$ (PD) x 10 (PK)). Cette valeur ne s'applique pas au carbonyle de nickel ($\text{Ni}(\text{CO})_4$).

La valeur pour des expositions répétées de 8 heures ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) découle de l'étude menée par le NTP (1994c, cité par Cal/EPA) chez des rats (mâles et femelles) exposés à du nickel via l'inhalation de NiSO_4 ($0,12$ à $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$; $6,2 \text{ h}/\text{j}$, $5 \text{ j}/\text{semaine}$ durant 16 jours à 24 mois). Les effets critiques retenus sont l'hyperplasie des macrophages alvéolaires, la protéinose alvéolaire ainsi que l'inflammation active chronique pulmonaire observés après 13 semaines d'exposition. Une NOAEL de $0,03 \text{ mg Ni}/\text{m}^3$ (hyperplasie) et une NOAEL ajustée pour une exposition de 8 heures ($5,7 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3 = 30 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3 \times 0,264 \text{ DAF} \times 5/7$) ont été estimées. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de la variabilité interespèces ($10^{1/2}$ (PD) x 1 (PK)) et de la variabilité interindividuelle

($10^{1/2}$ (PK) x 10 (PD)). La valeur de 10 attribuée à la pharmacodynamie (PD) tient compte d'une potentielle augmentation de sensibilité chez les enfants par rapport aux adultes exposés.

Aucune valeur n'est proposée par ATSDR ou AIHA.

Des TLV-TWA (8 heures) de 0,1 et de 0,2 mg/m³ 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/m³, 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 $\geq 1,3$ mg Ni/kg.j (Smith 1993) ou disulfate dihydrate de nickel $\geq 2,1$ 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/k.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 interspèce 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 interspèce (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 interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Pour le sulfate de nickel (NiSO₄, 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 interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Pour le chlorure de nickel (NiCl₂, nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de $1,3 \times 10^{-3}$ 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 interspèce, 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 6h/j, 5j/semaine durant 2 ans (NTP 1994c, cité par Cal/EPA). Des effets pulmonaires ont été observés aux deux plus fortes concentrations. Une BMDL₀₅ de $30,5 \mu\text{g/m}^3$ a été établie en faisant la moyenne des valeurs obtenues pour la protéinose alvéolaire pulmonaire chez les mâles et femelles. La BMDL₀₅ 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 (NiSO₄, 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 (Ni₃S₂), 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 BMDL₀₅ 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 BMDL₀₅ 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 oxygénées⁸, sulfurées⁹ ou solubles¹⁰ du nickel, Santé Canada (2010) recommande une concentration tolérable de 0,02 µg/m³.

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 (Ni₃S₂) sont cancérigènes chez l'humain (groupe A) alors que le tétracarbone de nickel (Ni(CO)₄) est cancérigène probable chez l'humain (groupe B2). Selon la classification de l'IARC (1990), les composés du nickel sont considérés cancérigènes chez l'humain (groupe 1) et le nickel métallique et ses alliages sont classés cancérigènes possibles chez l'humain (groupe 2B). Selon la Loi canadienne pour la protection de l'environnement (LCPE), les formes organiques sont dans le groupe I (cancérigène pour l'humain) mais le nickel métallique n'est pas classable (Groupe VI).

Plusieurs études épidémiologiques en milieu professionnel (raffinerie de nickel) ont montré une hausse de l'incidence des cancers du poumon et des voies nasales.

Voie orale

En ce qui a trait au potentiel cancérigène du nickel par voie orale, aucune étude n'est disponible chez l'humain. De plus, les études chez les animaux de laboratoire auraient donné des résultats négatifs (ATSDR 1997). Par conséquent, les effets cancérigènes du nickel par voie orale n'ont pas été considérés.

Inhalation

Pour les poussières de raffinerie de nickel, le risque unitaire ($2,4 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$), soit un coefficient de cancer de 0,84 (mg/kg.jour)⁻¹ proposé par U.S. EPA (2013b) a été retenu. Cette valeur correspond à la médiane des risques unitaires (compris entre $1,1 \times 10^{-5}$ et $4,6 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) pour les travailleurs estimés à partir de quatre études épidémiologiques distinctes (Enterline et Marsh (1982); Chovil *et al.*, (1981); Peto *et al.*, (1984) et Magnus *et al.*, (1982), dans IRIS, (1991)).

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

Pour le disulfure de trinickel (Ni₃S₂), sur la base des mêmes études, U.S. EPA (2013c) propose également un risque unitaire ($4,8 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) qui conduit à un coefficient de cancérogénèse par inhalation de 1,68 (mg/kg.jour)⁻¹

Pour les composés oxygénés¹¹, sulfurés¹² et solubles¹³ du nickel, Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de $1,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur a initialement été dérivée par Gouvernement au Canada *et al.* (1994), qui proposait des valeurs de CT_{0,05} comprises entre 40 et 1 000 µg/m³, soit des risques unitaires allant de $5,0 \times 10^{-5}$ à $1,25 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (les niveaux d'exposition pour chaque forme n'ont pu être caractérisés). Ces valeurs proviennent de plusieurs études épidémiologiques menées dans des installations d'extraction, de fonte et d'affinage de INCO en Ontario mettant en évidence une augmentation de l'incidence des tumeurs du poumon ou du nez (Doll *et al.* (1990)). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérogénicité par inhalation de 5,5 (mg/kg.j)⁻¹.

Pour le nickel soluble (principalement sulfate et chlorure), Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de $7,1 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, lequel correspond à la CT₀₅ de 70 µg/m³ basée sur les résultats d'une étude épidémiologique 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)⁻¹.

⁸ Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

⁹ Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

¹⁰ 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.

¹¹ Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

¹² Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

¹³ 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.

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
- 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
- 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
- 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

17 Vanadium et Pentoxyde de Vanadium

| Doses/concentration de référence - exposition aiguë | | | |
|---|--|--|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | -- | 1 heure : Vanadium: 17 ^b V_2O_5 : 30 (Cal/EPA 2013) ^a 24 heures : Vanadium: 0,8 (ATSDR 2012) ^a V_2O_5 : 1,4 ^b | |

| Doses/concentrations de référence | | | |
|--|---|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg/j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg/j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg/j) | |
| Vanadium : 0,001 ^c V_2O_5 : 0.009 (IRIS 1996) ^a | Vanadium : 0,1 (ATSDR 2012) ^a V_2O_5 : 0,18 (ATSDR 2012) ^a | -- | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|--|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg/j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 1988) ^a : -- selon l'IARC (2003) : cancérogène possible (V_2O_5 , groupe 2B) | | | |

-- : non disponible

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

^b Valeur provisoire dérivée de la valeur pour le pentoxyde de vanadium ou inversement

^c : Valeur provisoire 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 $\mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$ (1 heure) pour le pentoxyde de vanadium (ce qui correspond à 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$) (Zenz and Berg, 1967). Aucun symptôme n'a été observé chez les 2 volontaires exposés à 0.1 mg/ m^3 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^3 ont développé une toux grasse et productive le matin suivant leur exposition; la toux a persisté 7 à 10 jours. Les 2 volontaires exposés à 1.0 mg/ m^3 ont commencé à tousser durant la 2^e moitié de l'exposition et la toux a persisté durant 8 jours. L'effet critique observé était une augmentation de la production de mucus respiratoire, évacué par la toux (LOAEL: 0.25 mg $\text{V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$; NOAEL/LOEL: 0,1 mg/ m^3). La NOAEL/LOEL a été ajustée à une concentration équivalente pour une heure d'exposition ($C = \sqrt{[(0.1 \text{ mg}/\text{m}^3)^2 \times 8\text{h}]/1\text{h}} = 0,3 \text{ mg}/\text{m}^3$), 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 $\mu\text{g V}/\text{m}^3$ pour une exposition aiguë (1 à 14 jours) aux composés du vanadium (ce qui correspond à 1,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de V_2O_5). 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 $\text{V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$, soit 0, 0,56, 1,1, and 2,2 mg V/m^3), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 16 jours (NTP 2002). Une augmentation de l'incidence d'inflammation pulmonaire (LOAEL : 0,56 mg V/m^3) a été observée au jour 13. Cette LOAEL a été ajustée à 0,1 m Vg/m^3 pour une exposition continue (0,56 x 6/24 x 5/7) puis la concentration équivalente chez l'humain a été

estimée à $0,073 \text{ mg V/m}^3$ (en utilisant un $\text{RDDR}_{\text{thoracique}}$ de 0,732). Cette valeur a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'extrapolation interespèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

DOSES DE RÉFÉRENCE

Voie orale – composés du vanadium

ATSDR (2012) propose une MRL de $0,01 \text{ mg V/kg.jour}$ pour une exposition intermédiaire (sous-chronique) aux composés du vanadium. Cette dose de référence est basée sur les résultats d'une étude expérimentale menée chez l'humain (Fawcett et 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 $0,5 \text{ mg/kg.jour}$ (soit $0,12 \text{ mg V/kg.jour}$) pendant 12 semaines. Les paramètres suivis étaient l'hématologie et la chimie du sang (semaines 0 et 12) ainsi que le poids et la pression sanguine (semaines 4, 8 et 12). L'exposition n'ayant modifié aucun de ces paramètres, une NOAEL de $0,12 \text{ mg V/kg.jour}$ a été identifiée. Un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité interindividuelle a été appliqué. Les autres études indiquées par ATSDR pour supporter cette valeur de référence indiquent l'absence d'effets hématologiques et sur la chimie du sang à $0,19 \text{ mg/kg.jour}$ et l'absence d'effets systémiques à environ $1,3 \text{ mg/kg.jour}$ chez l'humain, et, chez l'animal, une augmentation de la pression sanguine à $0,12 \text{ mg/kg.jour}$ (210 jours) mais aucun effet observé sur la pression sanguine dans une autre étude à 31 mg/kg.jour chez le rat, une diminution des globules rouges à $1,18 \text{ mg/kg.jour}$ chez le rat, et des effets sur le développement à $2,1 \text{ mg/kg.jour}$ chez le rat (ATSDR 2012). L'ajustement de ce MRL_{sc} à une exposition chronique par application d'un facteur de 10, par défaut, conduirait à une valeur de référence provisoire de $0,001 \text{ mg V/kg.jour}$.

Voie orale – pentoxyde de vanadium

U.S. EPA (IRIS 1996) indique une dose de référence de $0,009 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{kg.j}$ pour l'exposition au pentoxyde vanadium par voie orale (ce qui correspond à une dose de vanadium de $0,005 \text{ mg V/kg.jour}$). 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 $0,89 \text{ mg/kg.j}$ (LOAEL $\sim 8,9 \text{ mg/kg.jour}$). Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interespèce 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 $9 \times 10^{-4} \text{ mg/kg.jour}$ (US EPA 2011), soit une valeur correspondant à $5 \times 10^{-4} \text{ mg/kg.jour}$ 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 $10,5 \text{ mg/kg.jour}$ (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 $0,1 \mu\text{g/m}^3$ pour une exposition chronique aux composés du vanadium. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude chronique dans laquelle rats et souris ont été exposés à du pentoxyde de vanadium (0, 0,5, 1 or $2 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$, soit 0, 0,28, 0,56 ou $1,1 \text{ mg V/m}^3$), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 104 semaines) (NTP 2002). Les plus faibles valeurs de BMCL_{10} 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/m³, respectivement. La BMCL₁₀ la plus faible (0,04 mg/m³ pour la dégénérescence de l'épithélium de l'épiglotte) a été convertie pour une exposition continue (0,04 x 6/24 x 5/7) puis pour une exposition humaine (0,0071 x RDDR (0,423) = 0,003 mg/m³). 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/m³ (cette valeur correspondrait à 5,6 x 10⁻³ µg/m³). 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_{10,HEC}) les plus faibles. Les BMCL_{10,HEC} étaient toutes deux égales à 0,003 mg/m³. 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. Le CIRC (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/m³)⁻¹ pour le pentoxyde de vanadium. Toutefois, ce classement ainsi que l'approche utilisée pour dériver le risque unitaire ne font pas consensus parmi les pairs¹⁴ qui ont procédé à l'évaluation du document de travail élaboré par U.S. EPA.

Aucune valeur de coefficient de cancérigénicité n'est disponible.

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
- U.S. EPA (2011). Toxicological review of vanadium pentoxide (V₂O₅) (CAS No. 1314-62-1). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). External Review Draft. September 2011. EPA/635/R-11/004A. http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscmm.getfile?p_download_id=504127

¹⁴ http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscmm.getfile?p_download_id=506526

- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Vanadium pentoxide (CASRN 1314-62-1) (dernières révisions : 1988 et 1996¹⁵). <http://www.epa.gov/iris/subst/0125.htm>

Mise à jour : Août 2013

¹⁵ Substance en cours de ré-évaluation

18 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)) ^a | 0,5 (OMS (2000)) | -- | -- |

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

-- : non disponible

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

^b 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 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Cette recommandation est

basée sur l'hypothèse que la limite supérieure de la plombémie due à une origine non anthropique est de 3 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)⁻¹) est celui proposé par Cal/EPA (2009).

Cette valeur est basée sur une étude de cancérigénèse menée chez des rats exposés via leur alimentation (nourriture enrichie par de l'acétate de plomb, à raison de 0, 10, 50, 100, 500, 1 000 et 2 000 ppm durant deux ans) (Azar *et 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)⁻¹, soit un risque unitaire de $1,2 \times 10^{-5}$ (µg/m³)⁻¹) est celui proposé par Cal/EPA (2009).

Cette valeur a été extrapolée à partir du coefficient de cancérigénicité par voie orale en considérant un taux d'absorption de 50% par inhalation et de 10% par ingestion. Bien qu'un taux d'absorption par voie orale de 50% ait été documenté chez l'enfant, la valeur de 10% est adéquate pour une estimation sur la vie entière car elle correspond au taux d'absorption observé chez l'adulte. 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/m³ d'air pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/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
- 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
- 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
- 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

19 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) ^a | -- | 0,6 ^b | -- |

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

-- : non disponible

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

^b 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 : 1996¹⁶)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0550.htm>

Mise à jour : Juin 2013

¹⁶ De nouvelles études pertinentes concernant l'établissement de la RfD ont été mises en évidence lors d'une revue de littérature réalisée en 2001.

20 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) | |
| 3×10^{-6} ^a | -- | 3×10^{-6} ^b | -- |

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

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire correspondant à la valeur candidate (non enterrinée) par US EPA (IRIS 2009).

^b : 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/m³ pour le thallium et ses composés; l'ACGIH indique également que les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,3 mg/m³ 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 (3×10^{-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 TISO₄/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 BMDL₁₀ 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 3×10^{-6} mg/kg.j (signes cliniques) et 1×10^{-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 7×10^{-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 3×10^{-6} mg/kg.j (ce qui correspond à une concentration de référence provisoire de $0,013 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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 cancérigénicité 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
- 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 : 2009¹⁷)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0116.htm>

Mise à jour : Juin 2013

¹⁷ 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.

21 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 TiO_2) : 3,0 (NSF (2005)) ^a | -- | Titane (sous forme de TiO_2) : 3,0 ^b | -- |
| | Tétrachlorure de titane : 0,1 (ATSDR (1997)) | -- | |

| Coefficients de cancérrogénicité | | | |
|--|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon IARC (2010) : possiblement cancérrogène (groupe 2B) (dioxyde de titane) | | | |

-- : non disponible

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

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

Le titane existe naturellement dans la croûte terrestre et se trouve généralement sous forme de dioxyde. 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 pour le titane (HSDB (2002)). Toutefois, pour le dioxyde de titane, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$, et OSHA a établi une TLV-TWA (8 h) de $15 \text{ mg}/\text{m}^3$ applicable aux poussières totales. L'ACGIH indique également que les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de $30 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour plus de 30 minutes (HSDB 2013).

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).

Pour les fins de la présente étude, la TLV-TWA pour le dioxyde de titane la plus faible ($10 \text{ mg}/\text{m}^3$) a été convertie concentration de titane ($6 \text{ mg}/\text{m}^3$) puis divisée par un facteur de sécurité de 100, ce qui conduit à une concentration de référence provisoire pour exposition aiguë (8 heures) de $60 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Roche Ltée, 2012 #58).

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 interspèces, 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 $13\ 000 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la conversion de la dose de

référence par voie orale (3 mg/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 µg/m³ pour le tétrachlorure de titane sur la base d'une LOEL (trachéite et rhinite chez le rat) de 0,1 mg/m³ ajustée pour une exposition humaine (LOEL x 0,1201) et divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour l'utilisation d'une LOEL, 3 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité inter-individuelle).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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 (2013). *Titanium dioxide*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>

Mise à jour : Juin 2013

22 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 2×10^{-4} (ATSDR 2013) ^a | -- | -- | -- |
| -- | Composés solubles 0,04 (ATSDR 2013) | -- | -- |
| -- | Composés insolubles 0,8 (ATSDR 2013) | -- | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|--|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989, 1993) ^a : non évalué selon IARC : non évalué selon Santé Canada (2001): groupe V (données inadéquates) | | | |

-- : non disponible

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

^b 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 fissile¹⁸.

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 mg/m³ 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 mg/m³ 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue comme valeur provisoire par défaut pour estimer les risques liés à une exposition aiguë.

Voie orale

ATSDR (2013) propose une valeur de 0,002 mg/kg.j pour une exposition aiguë par voie orale aux composés solubles d'uranium, basée sur un BMDL₀₅ (fissure congénitale de la voûte palatine) de 0,2 mg/kg.j, divisé par un facteur d'incertitude de 100.

¹⁸ <http://www.connaissancedesenergies.org/fiche-pedagogique/uranium-naturel>

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale – composés solubles

La dose de référence par ingestion (2×10^{-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/kg.j 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 6×10^{-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 (3×10^{-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 a été 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 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 ($5\ 800 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit $5\ 100 \mu\text{g U}/\text{m}^3$; 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 histopathologiques 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 cancérogénéité). 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 (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>.
- 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 novembre 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
- 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

23 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) ^{a,b} | -- | 0,48-0.57 ^c | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|--|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2005) : données inadéquates selon IARC (2013) : -- | | | |

-- : non disponible

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

^b Dose applicable aux adultes. Pour les enfants, une dose de référence de 0,6 mg/kg.j est suggérée.

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

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 CHRONIQUEVoie 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'humain¹⁹).

Les doses journalières tolérables (DJT) recommandées par Santé Canada (2010b) (basées sur les AMT) ont été retenues. Ces doses sont les suivantes :

- 0-0,5 ans : 0,49 mg/kg.jour
- 0,6-4 ans : 0,48 mg/kg.jour
- 5-11 ans : 0,48 mg/kg.jour
- 12-19 ans : 0,54 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0,57 mg/kg.jour

Le *Panel of micronutrients* (2002) a dérivé un AMT de 0,6 mg/kg.j pour les bébés et les jeunes enfants. Cette valeur est issue de l'étude de Walravens et Hambidge (1976 tels que cités) dans laquelle 68 bébés ont été nourris avec du lait de formule contenant 1,8 mg/L de zinc (contrôles) ou 5,8 mg/L de zinc (exposés) pendant 6 mois. Aucun effet n'a été observé sur la teneur sérique de cuivre, la cholestérolémie ou d'autres marqueurs. La NOAEL était de 4 mg/j et un facteur d'incertitude de 1 a été retenu en raison de la durée suffisante de l'étude et du nombre élevé d'enfants.

Comme aucun effet sur la santé n'a été documenté pour les enfants plus âgés, l'AMT pour les enfants plus âgés a été dérivée de cette même valeur.

Une dose de référence de 0,3 mg/kg.j est proposée 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/m³ pour les 0-6 mois, 0,5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans et 20 an et +, respectivement) ont été dérivées des doses de référence par ingestion en considérant que le taux d'absorption par ingestion et inhalation est le même (selon ATSDR 2005, le taux d'absorption est de l'ordre de 20-30% par ingestion et 5-20% par inhalation) et en appliquant les volumes d'air inhalés recommandés par l'INSPQ (2012) pour chaque tranche d'âge.

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)

¹⁹ Le zinc est un antagoniste du cuivre et une dose trop élevée de zinc pourrait conduire à une déficience en cuivre

- 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
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*. http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS). Zinc and compounds* (dernière révision : 2005). <http://www.epa.gov/iris/subst/0426.htm>

Mise à jour : Juin 2013

24 Particules fines (PM_{2,5})

| Doses/concentration de référence – exposition aiguë | | | |
|---|-----------------------------|--|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | | |
| 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 ³) | (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^a » cancérigène pour
l'humain (groupe 1)

NA : non applicable

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

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

- L'OMS propose une recommandation de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui s'applique au 99^e centile de la distribution des concentrations journalières (24 heures), ce qui correspond à la 4^e valeur journalière la plus élevée dans l'année (WHO Europe, 2006; WHO 2011). Cette valeur est basée sur la relation entre les concentrations sur 24 heures et la concentration annuelle moyenne (WHO Europe, 2006).
- 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^e 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^e 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/aags/pm/pm.htm>.
- CCME (1999). Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant au Canada : processus et état, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg. Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CCME (2013). Rapport d'étape 2011 sur les standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. PN 1496. ISBN 978-1-896997-99-5 PDF. http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1496_cws_pm_ozone_2011_rpt_fr.pdf
- IARC (2013). 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
- Environnement Canada et Santé Canada (2000). Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Particules inhalables de 10 microns ou moins. Rapport. 83 pages. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/pm10/pm10-fra.pdf
- Esworthy, R. (2013). Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard. Congressional Research Service. Rapport. 43 pages. <http://www.fas.org/sgp/crs/misc/R42934.pdf>
- OMS (2011). Santé et qualité de l'air. Aide-mémoire N° 313. Organisation mondiale de la Santé. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>
- OMS/Europe (2000). Air quality guidelines for Europe. Second Edition. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. Rapport. 273. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf

- OMS/Europe (2006). Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. Rapport. 484.
http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf
- Santé Canada et Environnement Canada (1998). Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant 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_materes_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

25 Dioxyde d'azote (NO₂)

| Doses/concentration de référence - exposition aiguë | | | |
|---|------------------------------------|---|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation (µg/m ³) | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | -- | 1 heure (NO ₂) : 200 (OMS 2006) | |

| Doses/concentration de référence – exposition chronique | | | |
|---|---|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | (µg/m ³) | (mg/kg.j) | |
| -- | Annuelle (NO ₂) 40 (OMS 2006) ^a | NA | -- |

| Coefficients de cancérogénicité | | | |
|---|------------------------------------|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | (µg/m ³) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène selon l'U.S. EPA (2013b) et selon l'IARC (2013) ^a : -- | | | |

-- : non disponible

NA : non applicable

^a 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_x) constituent une famille de gaz qui inclut le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO₂) et le tétraoxyde d'azote (N₂O₄) (INERIS (2011), U.S. EPA (2013a)). Les sources de NO_x peuvent être naturelles (orages, éruptions volcaniques), mais les NO_x 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_x 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/m³. En milieu urbain, la moyenne annuelle est de l'ordre de 20 à 90 µg/m³ et la concentration maximale sur 1 heure varie de 75 à 1015 µg/m³. 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/m³, avec des pics horaires pouvant atteindre 2000 µg/m³ et des pics encore plus élevés sur de plus courtes périodes (WHO Europe 2006).

Au Québec, les principales sources d'émission de NO_x sont les transports (89%), l'industrie (14%) et la combustion non industrielle (6%). Les concentrations les plus élevées de NO_x 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/m³ pour le NO₂ (INSPQ, 2012; Environnement Canada²⁰) et d'environ 8 µg/m³ pour le NO en 2009 (INSPQ, 2012). Les concentrations les plus élevées ont été rapportées à Montréal (INSPQ, 2012).

Le NO₂ 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 NO₂.

Dans des conditions environnementales, le NO₂ 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.

²⁰ <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 NO₂ de 200 µg/m³ (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 NO₂ dans des conditions expérimentales, il a été observé qu'une exposition de courte durée au NO₂ (concentrations de 380-560 µg/m³, 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/m³, mais aucune étude individuelle n'a montré d'effets à 190 µg/m³ pour 1 heure. Chez les personnes saines, des effets ne sont observés qu'à des concentrations supérieures à 1 990 µg/m³ (1 ppm) (WHO Europe 2000) et dans certaines études aucun effet n'a été observé pour des expositions de 3800-7500 µg/m³ (2-4 ppm) (WHO, 1997). La recommandation de l'OMS est basée sur un niveau d'effet critique de 400 µg/m³ 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/m³) comme critère de qualité de l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*). Ce critère s'applique au 98^e 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 NO₂ 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/m³ (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/m³ au Québec (MDDEFP, 2013) et de 400 µg/m³ 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/m³. 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/m³), un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de 15 ppm (28 200 µg/m³) et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de 30 ppm (56 400 µg/m³).

Une TLV-TWA (8 heures) de 3 ppm (5 640 µg/m³) 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/m³) et par l'ACGIH à 5 ppm (9 400 µg/m³) (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/m³ au Québec (MDDEFP, 2013) et de 200 µg/m³ 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/m³. 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/m³ (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 NO₂ dans l'air intérieur de

38-56 µg/m³ (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 NO₂.

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/m³). 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/m³, alors que le MDDEFP (2013) a établi une norme annuelle de 103 µg/m³; 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 NO₂, 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
- 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_x ». 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
- 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.
- 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.

Mise à jour : octobre 2013

26 Dioxyde de soufre (SO₂)

| Doses/concentration de référence - exposition aiguë | | | |
|---|------------------------------------|---|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation (µg/m ³) | | 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 ³) | (mg/kg.j) | |
| -- | Annuelle : 20 (OMS 2006, 2011) ^a | | NA |

| Coefficients de cancérrogénicité | | | |
|--|------------------------------------|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | (µg/m ³) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA (2013b) ^a : -- selon l'IARC (1992) : non classable (groupe 3) | | | |

-- : non disponible
 Non applicable

Les sources naturelles de SO₂ incluent les feux de forêt, les éruptions volcaniques, les émissions biogéniques et la décomposition de matière biologique (Cal/EPA (2008), INERIS (2011)). Le SO₂ 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 SO₂ dans les zones urbaines d'Europe et d'Amérique du Nord sont de l'ordre de 20–60 µg/m³ (0,007–0,021 ppm), avec des concentrations moyennes sur 24 heures rarement plus élevées que 125 µg/m³ (0,044 ppm). Sur de plus courtes périodes, des pics de concentration peuvent atteindre 1000–2000 µg/m³ (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 SO₂ 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/m³) en 2009 (INSPQ, 2012).

Dans des conditions environnementales, le SO₂ 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 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 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 primaire²¹ 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^{ème} 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 secondaire²² (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 SO_2 ou à d'autres

²¹ Visant la protection de la santé

²² 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)

substances y étant corrélées (p.ex. : particules ultrafines). Par ailleurs, une étude menée à Hong-Kong indique qu'une réduction des concentrations journalières de SO₂ de 44 à 21 µg/m³ 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/m³ (au lieu de 125 µg/m³ sur 24 heures et 50 µg/m³ sur une base annuelle) (WHO Europe 2006; WHO 2011).

ATSDR (1998) propose un *Minimal Risk Level* (MRL) de 30 µg/m³ (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 SO₂ (≥ 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 SO₂; 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/m³ pour 24 heures. La norme ontarienne (275 µg/m³) est semblable (OMOE, 2012). Le CCME (1989) indique des objectifs nationaux sur 24 heures « souhaitable » de 150 µg/m³, « acceptable » de 300 µg/m³ et « tolérable » de 800 µg/m³. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Inhalation – moyenne annuelle

La valeur retenue pour l'exposition à long terme (20 µg/m³) 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/m³ et 55 µg/m³, respectivement. Quant au CCME (1989), il propose un objectif national « souhaitable » de 30 µg/m³ et un objectif « acceptable » de 60 µg/m³. 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 SO₂.

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
- 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 (SO₂) ». 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
- 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 SO₂ 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 C

APPORTS ALIMENTAIRES EN MÉTAUX

APPORTS ALIMENTAIRES

| 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 | > 19 ans | | |
| Aluminium | 6,08E-02 | 2,95E-01 | 3,80E-01 | 3,05E-01 | 1,57E-01 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Antimoine | 1,88E-04 | 1,43E-04 | 8,97E-05 | 5,13E-05 | 4,47E-05 | Doses estimées à partir de la concentration moyenne rapportée dans les aliments ^b | Santé Canada, 1997 |
| Argent | 2,82E-03 | 2,14E-03 | 1,34E-03 | 7,68E-04 | 6,70E-04 | <u>Adultes</u> : dose estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté dans plusieurs études ^c ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées par Sanexen à partir de celle obtenue pour les adultes ^b | Santé Canada, 1986 |
| Arsenic inorganique | 2,37E-03 | 1,80E-03 | 1,13E-03 | 6,45E-04 | 5,63E-04 | <u>Adultes</u> : dose d'exposition estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté pour les Canadiens par Santé Canada ^c ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes ^b | Santé Canada, 2006 |
| Baryum | 1,85E-02 | 2,11E-02 | 1,56E-02 | 8,45E-03 | 6,32E-03 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Béryllium | 1,48E-05 | 1,05E-05 | 6,00E-06 | 3,50E-06 | 3,10E-06 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Bore | 1,12E-01 | 5,78E-02 | 2,72E-02 | 1,48E-02 | 1,54E-02 | Doses estimées à partir des apports moyens de la population des États-Unis (<i>Continuing Survey of Food Intakes by Individuals</i> , 1994-1996) ^d | Institute of Medicine, 2001 |
| Cadmium | 2,52E-04 | 5,18E-04 | 4,70E-04 | 2,75E-04 | 1,95E-04 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Chrome total | 2,81E-05 | 7,51E-04 | 4,94E-04 | 3,25E-04 | 2,20E-04 | Apports moyens estimés pour les Canadiens | Sanexen, 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) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Cuivre | 6,15E-02 | 4,89E-02 | 4,00E-02 | 2,45E-02 | 2,25E-02 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |

| Substance | Tranches d'âge | | | | | Méthode de détermination | Référence |
|-----------|----------------|--------------|-------------|--------------|----------|---|-----------------------------|
| | 0 – 6 mois | >0,5 – 4 ans | >4 – 11 ans | >11 – 19 ans | > 19 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) ^e ; Autres tranches d'âge : doses estimées à partir des apports moyens de la population des États-Unis (U.S. Food Total Diet Study 1991-1997) ^f | Institute of Medicine, 2001 |
| Manganèse | 7,45E-02 | 1,01E-01 | 8,20E-02 | 4,85E-02 | 5,53E-02 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Mercure | 1,32E-04 | 1,37E-04 | 1,04E-04 | 6,56E-05 | 6,15E-05 | Apports alimentaires estimés pour les Québécois | INSPQ, 2005 |
| Nickel | 1,32E-02 | 9,35E-03 | 6,30E-03 | 3,70E-03 | 3,07E-03 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| Plomb | 3,65E-04 | 2,88E-04 | 2,10E-04 | 1,35E-04 | 1,32E-04 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |
| 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) ^a | 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) ^a | 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 ^g ; Autres tranches d'âge : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes ^b | 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) ^a | 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) ^h ; Autres tranches d'âge : doses calculées à partir de celle des adultes ^b | ATSDR, 2012 |
| Zinc | 7,14E-01 | 5,29E-01 | 3,65E-01 | 2,32E-01 | 1,73E-01 | Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^a | Santé Canada, 2011 |

Notes :

- ^a : Les doses alimentaires fournies par Santé Canada pour différentes classes d'âge (0-1 mois, 2-3 mois, 4-6 mois, 7-9 mois, 10-12 mois, 1-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans, 20-39 ans, 40-64 ans et 65 ans et plus) ont été pondérées afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ, 2012 et retenues dans la présente étude (6 mois, 4,5 ans, 7 ans, 8 ans et 50 ans).
- ^b : À partir des taux de consommation d'aliments recommandés par {MSSS, 2002 #76} et des poids corporels retenus par INSPQ, 2012
- ^c : À partir des poids corporels retenus par INSPQ, 2012
- ^d : Les apports alimentaires fournis par l'Institute of Medicine pour différentes classes d'âge (0-6 mois, 7-12 mois, 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans, 19-30 ans, 31-50 ans, 51-70 ans et 71 ans et plus) ont été pondérés afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ, 2012 et retenues dans la présente étude (6 mois, 4,5 ans, 7 ans, 8 ans et 50 ans)
- ^e : Les apports alimentaires fournis par l'Institute of Medicine pour différentes classes d'âge (19-30 ans, 31-50 ans, 51-70 ans et 71-74 ans) ont été pondérées afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ, 2012 et retenues dans la présente étude (50 ans pour les adultes). Les doses ont été obtenues à partir des poids corporels retenus par INSPQ, 2012.
- ^f : Les apports alimentaires fournis par l'Institute of Medicine pour différentes classes d'âge (0-6 mois, 7-12 mois, 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans, 19-30 ans) ont été pondérés afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par INSPQ, 2012 et retenues dans la présente étude (6 mois, 4,5 ans, 7 ans et 8 ans). Les doses ont été obtenues à partir des poids corporels retenus par INSPQ, 2012.
- ^g : Apport moyen calculé d'après 7 valeurs rapportées par WHO
- ^h : Dose alimentaire rapportée par ATSDR pour la population de certains États américains (Indiana, Illinois, Michigan, Minnesota, Ohio et Wisconsin).

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>.
- 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.) Auteurs : Fouchécourt M.O., Beausoleil M., Lefebvre L., Valcke M., Belles-Isles J.C., Trépanier M..
- INSPQ. (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Février 2012. <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, Washington, D.C., National Academy Press. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>.
- 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 Fouchécourt, M.-O. et Siméon, N.
- 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.
- Santé Canada. (1997). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'antimoine. Mai 1997, révisé en août 1999. pp. 10. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/rqep.htm>.
- Santé Canada. (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. aussi disponible en anglais : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/arsenic/index_e.html.
- Santé Canada. (2011). Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2003. 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.
- 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 D

SOMMAIRE DES CONCENTRATIONS ADDITIONNELLES ESTIMÉES DANS L'AIR AMBIANT DE LA ZONE RIVERAINE DU PROJET PAR MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE (GENIVAR)

Concentrations maximales modélisées dans l'air ambiant de la zone d'étude

Source: GENIVAR (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

Scénario 1 (année 6)

| Substance | Période | Statistique | Concentrations maximales modélisées (sans concentration initiale) (µg/m ³) | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-----------|-------------|--|-----------|-------|------------|-----------|-------|------------------|-----------|-------|------------|-----------|-------|
| | | | Aux limites d'application du RAA | | | Résidences | | | Chalets, Camping | | | Fermettes | | |
| | | | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année |
| PM ₁₀ | 1 heure | Maximum | 630.9 | Lim_539 | 2009 | 406.2 | RES5 | 2009 | 216.5 | CHA_1 | 2007 | 221.7 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 247.2 | Lim_539 | 2006 | 138.7 | RES5 | 2005 | 73.1 | CHA_1 | 2006 | 82.8 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 99.2 | Lim_709 | 2004 | 82.9 | RES5 | 2007 | 24.5 | CHA_1 | 2006 | 45.4 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 17.2 | Lim_542 | 2004 | 13.2 | RES5 | 2004 | 2.4 | CHA_1 | 2004 | 6.6 | FERM2 | 2004 |
| PM _{2.5} | 1 heure | Maximum | 54.5 | Lim_539 | 2009 | 26.2 | RES4 | 2007 | 20.4 | CHA_1 | 2007 | 19.4 | FERM2 | 2005 |
| | 8 heure | Maximum | 21.5 | Lim_539 | 2006 | 14.8 | RES5 | 2005 | 7.1 | CHA_1 | 2006 | 7.6 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 9.7 | Lim_448 | 2007 | 7.8 | RES5 | 2004 | 2.4 | CHA_1 | 2006 | 4.2 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.8 | Lim_540 | 2004 | 1.4 | RES5 | 2004 | 0.3 | CHA_1 | 2004 | 0.7 | FERM2 | 2004 |
| SO ₂ | 4 minutes | Maximum | 16.78 | Lim_709 | 2009 | 12.05 | RES5 | 2009 | 1.04 | CHA_1 | 2009 | 5.65 | FERM2 | 2009 |
| | 1 heure | Maximum | 8.79 | Lim_709 | 2009 | 6.31 | RES5 | 2009 | 0.54 | CHA_1 | 2009 | 2.96 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 1.20 | Lim_709 | 2006 | 0.81 | RES5 | 2009 | 0.13 | CHA_1 | 2006 | 0.42 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 0.59 | Lim_710 | 2004 | 0.45 | RES5 | 2009 | 0.04 | CHA_1 | 2009 | 0.21 | FERM2 | 2009 |
| NO ₂ | Annuelle | Moyenne | 0.04 | Lim_707 | 2004 | 0.03 | RES5 | 2004 | 0.00 | CHA_1 | 2004 | 0.01 | FERM2 | 2004 |
| | 1 heure | Maximum | 260.6 | Lim_544 | 2007 | 229.1 | RES4 | 2007 | 171.7 | CHA_1 | 2007 | 197.2 | FERM2 | 2005 |
| | 24 heures | Maximum | 145.4 | Lim_693 | 2007 | 138.9 | RES5 | 2004 | 28.2 | CHA_1 | 2007 | 74.2 | FERM2 | 2007 |
| | Annuelle | Moyenne | 27.7 | Lim_708 | 2004 | 24.0 | RES5 | 2004 | 2.4 | CHA_1 | 2004 | 10.2 | FERM2 | 2004 |
| Aluminium | 1 heure | Maximum | 9.22E+00 | Lim_539 | 2009 | 5.94E+00 | RES5 | 2009 | 3.17E+00 | CHA_1 | 2007 | 3.24E+00 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 3.61E+00 | Lim_539 | 2006 | 2.03E+00 | RES5 | 2005 | 1.07E+00 | CHA_1 | 2006 | 1.21E+00 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.45E+00 | Lim_709 | 2004 | 1.21E+00 | RES5 | 2007 | 3.58E-01 | CHA_1 | 2006 | 6.64E-01 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.52E-01 | Lim_542 | 2004 | 1.93E-01 | RES5 | 2004 | 3.45E-02 | CHA_1 | 2004 | 9.68E-02 | FERM2 | 2004 |
| Antimoine | 1 heure | Maximum | 3.15E-05 | Lim_539 | 2009 | 2.03E-05 | RES5 | 2009 | 1.08E-05 | CHA_1 | 2007 | 1.11E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 1.24E-05 | Lim_539 | 2006 | 6.94E-06 | RES5 | 2005 | 3.66E-06 | CHA_1 | 2006 | 4.14E-06 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 4.96E-06 | Lim_709 | 2004 | 4.15E-06 | RES5 | 2007 | 1.22E-06 | CHA_1 | 2006 | 2.27E-06 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 8.61E-07 | Lim_542 | 2004 | 6.61E-07 | RES5 | 2004 | 1.18E-07 | CHA_1 | 2004 | 3.31E-07 | FERM2 | 2004 |
| Argent | 1 heure | Maximum | 2.52E-04 | Lim_539 | 2009 | 1.62E-04 | RES5 | 2009 | 8.66E-05 | CHA_1 | 2007 | 8.87E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 9.89E-05 | Lim_539 | 2006 | 5.55E-05 | RES5 | 2005 | 2.92E-05 | CHA_1 | 2006 | 3.31E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 3.97E-05 | Lim_709 | 2004 | 3.32E-05 | RES5 | 2007 | 9.80E-06 | CHA_1 | 2006 | 1.82E-05 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 6.89E-06 | Lim_542 | 2004 | 5.29E-06 | RES5 | 2004 | 9.44E-07 | CHA_1 | 2004 | 2.65E-06 | FERM2 | 2004 |
| Arsenic | 1 heure | Maximum | 1.58E-03 | Lim_539 | 2009 | 1.02E-03 | RES5 | 2009 | 5.41E-04 | CHA_1 | 2007 | 5.54E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 6.18E-04 | Lim_539 | 2006 | 3.47E-04 | RES5 | 2005 | 1.83E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.07E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 2.48E-04 | Lim_709 | 2004 | 2.07E-04 | RES5 | 2007 | 6.12E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.14E-04 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 4.30E-05 | Lim_542 | 2004 | 3.30E-05 | RES5 | 2004 | 5.90E-06 | CHA_1 | 2004 | 1.65E-05 | FERM2 | 2004 |
| Baryum | 1 heure | Maximum | 1.43E-01 | Lim_539 | 2009 | 9.18E-02 | RES5 | 2009 | 4.89E-02 | CHA_1 | 2007 | 5.01E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 5.59E-02 | Lim_539 | 2006 | 3.13E-02 | RES5 | 2005 | 1.65E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.87E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 2.24E-02 | Lim_709 | 2004 | 1.87E-02 | RES5 | 2007 | 5.53E-03 | CHA_1 | 2006 | 1.03E-02 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.89E-03 | Lim_542 | 2004 | 2.99E-03 | RES5 | 2004 | 5.33E-04 | CHA_1 | 2004 | 1.50E-03 | FERM2 | 2004 |
| Beryllium | 1 heure | Maximum | 3.15E-04 | Lim_539 | 2009 | 2.03E-04 | RES5 | 2009 | 1.08E-04 | CHA_1 | 2007 | 1.11E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 1.24E-04 | Lim_539 | 2006 | 6.94E-05 | RES5 | 2005 | 3.66E-05 | CHA_1 | 2006 | 4.14E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 4.96E-05 | Lim_709 | 2004 | 4.15E-05 | RES5 | 2007 | 1.22E-05 | CHA_1 | 2006 | 2.27E-05 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 8.61E-06 | Lim_542 | 2004 | 6.61E-06 | RES5 | 2004 | 1.18E-06 | CHA_1 | 2004 | 3.31E-06 | FERM2 | 2004 |
| Bore | 1 heure | Maximum | 3.15E-03 | Lim_539 | 2009 | 2.03E-03 | RES5 | 2009 | 1.08E-03 | CHA_1 | 2007 | 1.11E-03 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 1.24E-03 | Lim_539 | 2006 | 6.94E-04 | RES5 | 2005 | 3.66E-04 | CHA_1 | 2006 | 4.14E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 4.96E-04 | Lim_709 | 2004 | 4.15E-04 | RES5 | 2007 | 1.22E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.27E-04 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 8.61E-05 | Lim_542 | 2004 | 6.61E-05 | RES5 | 2004 | 1.18E-05 | CHA_1 | 2004 | 3.31E-05 | FERM2 | 2004 |
| Cadmium | 1 heure | Maximum | 1.58E-04 | Lim_539 | 2009 | 1.02E-04 | RES5 | 2009 | 5.41E-05 | CHA_1 | 2007 | 5.54E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 6.18E-05 | Lim_539 | 2006 | 3.47E-05 | RES5 | 2005 | 1.83E-05 | CHA_1 | 2006 | 2.07E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 2.48E-05 | Lim_709 | 2004 | 2.07E-05 | RES5 | 2007 | 6.12E-06 | CHA_1 | 2006 | 1.14E-05 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 4.30E-06 | Lim_542 | 2004 | 3.30E-06 | RES5 | 2004 | 5.90E-07 | CHA_1 | 2004 | 1.65E-06 | FERM2 | 2004 |
| Chrome | 1 heure | Maximum | 6.31E-02 | Lim_539 | 2009 | 4.06E-02 | RES5 | 2009 | 2.17E-02 | CHA_1 | 2007 | 2.22E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 2.47E-02 | Lim_539 | 2006 | 1.39E-02 | RES5 | 2005 | 7.31E-03 | CHA_1 | 2006 | 8.28E-03 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 9.92E-03 | Lim_709 | 2004 | 8.29E-03 | RES5 | 2007 | 2.45E-03 | CHA_1 | 2006 | 4.54E-03 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.72E-03 | Lim_542 | 2004 | 1.32E-03 | RES5 | 2004 | 2.36E-04 | CHA_1 | 2004 | 6.62E-04 | FERM2 | 2004 |

Scénario 1 (année 6)

| Substance | Période | Statistique | Concentrations maximales modélisées (sans concentration initiale) (µg/m ³) | | | | | | | | | | | |
|-----------|-----------|-------------|--|-----------|-------|------------|-----------|-------|------------------|-----------|-------|------------|-----------|-------|
| | | | Aux limites d'application du RAA | | | Résidences | | | Chalets, Camping | | | Fermettes | | |
| | | | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année |
| Cobalt | 1 heure | Maximum | 4.29E-02 | Lim_539 | 2009 | 2.76E-02 | RES5 | 2009 | 1.47E-02 | CHA_1 | 2007 | 1.51E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 1.68E-02 | Lim_539 | 2006 | 9.43E-03 | RES5 | 2005 | 4.97E-03 | CHA_1 | 2006 | 5.63E-03 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 6.75E-03 | Lim_709 | 2004 | 5.64E-03 | RES5 | 2007 | 1.67E-03 | CHA_1 | 2006 | 3.09E-03 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.17E-03 | Lim_542 | 2004 | 8.99E-04 | RES5 | 2004 | 1.60E-04 | CHA_1 | 2004 | 4.50E-04 | FERM2 | 2004 |
| Cuivre | 1 heure | Maximum | 1.16E-01 | Lim_539 | 2009 | 7.47E-02 | RES5 | 2009 | 3.98E-02 | CHA_1 | 2007 | 4.08E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 4.55E-02 | Lim_539 | 2006 | 2.55E-02 | RES5 | 2005 | 1.35E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.52E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.83E-02 | Lim_709 | 2004 | 1.53E-02 | RES5 | 2007 | 4.51E-03 | CHA_1 | 2006 | 8.36E-03 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.17E-03 | Lim_542 | 2004 | 2.43E-03 | RES5 | 2004 | 4.34E-04 | CHA_1 | 2004 | 1.22E-03 | FERM2 | 2004 |
| Fer | 1 heure | Maximum | 1.07E+02 | Lim_539 | 2009 | 6.91E+01 | RES5 | 2009 | 3.68E+01 | CHA_1 | 2007 | 3.77E+01 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 4.20E+01 | Lim_539 | 2006 | 2.36E+01 | RES5 | 2005 | 1.24E+01 | CHA_1 | 2006 | 1.41E+01 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.69E+01 | Lim_709 | 2004 | 1.41E+01 | RES5 | 2007 | 4.16E+00 | CHA_1 | 2006 | 7.72E+00 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.93E+00 | Lim_542 | 2004 | 2.25E+00 | RES5 | 2004 | 4.01E-01 | CHA_1 | 2004 | 1.13E+00 | FERM2 | 2004 |
| Manganèse | 1 heure | Maximum | 1.12E+00 | Lim_539 | 2009 | 7.24E-01 | RES5 | 2009 | 3.86E-01 | CHA_1 | 2007 | 3.95E-01 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 4.40E-01 | Lim_539 | 2006 | 2.47E-01 | RES5 | 2005 | 1.30E-01 | CHA_1 | 2006 | 1.48E-01 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.77E-01 | Lim_709 | 2004 | 1.48E-01 | RES5 | 2007 | 4.36E-02 | CHA_1 | 2006 | 8.09E-02 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.07E-02 | Lim_542 | 2004 | 2.35E-02 | RES5 | 2004 | 4.21E-03 | CHA_1 | 2004 | 1.18E-02 | FERM2 | 2004 |
| Mercure | 1 heure | Maximum | 6.31E-06 | Lim_539 | 2009 | 4.06E-06 | RES5 | 2009 | 2.17E-06 | CHA_1 | 2007 | 2.22E-06 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 2.47E-06 | Lim_539 | 2006 | 1.39E-06 | RES5 | 2005 | 7.31E-07 | CHA_1 | 2006 | 8.28E-07 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 9.92E-07 | Lim_709 | 2004 | 8.29E-07 | RES5 | 2007 | 2.45E-07 | CHA_1 | 2006 | 4.54E-07 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.72E-07 | Lim_542 | 2004 | 1.32E-07 | RES5 | 2004 | 2.36E-08 | CHA_1 | 2004 | 6.62E-08 | FERM2 | 2004 |
| Nickel | 1 heure | Maximum | 1.89E-02 | Lim_539 | 2009 | 1.22E-02 | RES5 | 2009 | 6.50E-03 | CHA_1 | 2007 | 6.65E-03 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 7.42E-03 | Lim_539 | 2006 | 4.16E-03 | RES5 | 2005 | 2.19E-03 | CHA_1 | 2006 | 2.48E-03 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 2.98E-03 | Lim_709 | 2004 | 2.49E-03 | RES5 | 2007 | 7.35E-04 | CHA_1 | 2006 | 1.36E-03 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 5.16E-04 | Lim_542 | 2004 | 3.96E-04 | RES5 | 2004 | 7.08E-05 | CHA_1 | 2004 | 1.99E-04 | FERM2 | 2004 |
| Plomb | 1 heure | Maximum | 3.79E-03 | Lim_539 | 2009 | 2.44E-03 | RES5 | 2009 | 1.30E-03 | CHA_1 | 2007 | 1.33E-03 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 1.48E-03 | Lim_539 | 2006 | 8.32E-04 | RES5 | 2005 | 4.39E-04 | CHA_1 | 2006 | 4.97E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 5.95E-04 | Lim_709 | 2004 | 4.98E-04 | RES5 | 2007 | 1.47E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.73E-04 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.03E-04 | Lim_542 | 2004 | 7.93E-05 | RES5 | 2004 | 1.42E-05 | CHA_1 | 2004 | 3.97E-05 | FERM2 | 2004 |
| Strontium | 1 heure | Maximum | 1.07E-01 | Lim_539 | 2009 | 6.91E-02 | RES5 | 2009 | 3.68E-02 | CHA_1 | 2007 | 3.77E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 4.20E-02 | Lim_539 | 2006 | 2.36E-02 | RES5 | 2005 | 1.24E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.41E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.69E-02 | Lim_709 | 2004 | 1.41E-02 | RES5 | 2007 | 4.16E-03 | CHA_1 | 2006 | 7.72E-03 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.93E-03 | Lim_542 | 2004 | 2.25E-03 | RES5 | 2004 | 4.01E-04 | CHA_1 | 2004 | 1.13E-03 | FERM2 | 2004 |
| Thallium | 1 heure | Maximum | 9.46E-05 | Lim_539 | 2009 | 6.09E-05 | RES5 | 2009 | 3.25E-05 | CHA_1 | 2007 | 3.33E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 3.71E-05 | Lim_539 | 2006 | 2.08E-05 | RES5 | 2005 | 1.10E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.24E-05 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.49E-05 | Lim_709 | 2004 | 1.24E-05 | RES5 | 2007 | 3.67E-06 | CHA_1 | 2006 | 6.81E-06 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.58E-06 | Lim_542 | 2004 | 1.98E-06 | RES5 | 2004 | 3.54E-07 | CHA_1 | 2004 | 9.93E-07 | FERM2 | 2004 |
| Titane | 1 heure | Maximum | 6.31E+00 | Lim_539 | 2009 | 4.06E+00 | RES5 | 2009 | 2.17E+00 | CHA_1 | 2007 | 2.22E+00 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 2.47E+00 | Lim_539 | 2006 | 1.39E+00 | RES5 | 2005 | 7.31E-01 | CHA_1 | 2006 | 8.28E-01 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 9.92E-01 | Lim_709 | 2004 | 8.29E-01 | RES5 | 2007 | 2.45E-01 | CHA_1 | 2006 | 4.54E-01 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.72E-01 | Lim_542 | 2004 | 1.32E-01 | RES5 | 2004 | 2.36E-02 | CHA_1 | 2004 | 6.62E-02 | FERM2 | 2004 |
| Uranium | 1 heure | Maximum | 1.58E-03 | Lim_539 | 2009 | 1.02E-03 | RES5 | 2009 | 5.41E-04 | CHA_1 | 2007 | 5.54E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 6.18E-04 | Lim_539 | 2006 | 3.47E-04 | RES5 | 2005 | 1.83E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.07E-04 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 2.48E-04 | Lim_709 | 2004 | 2.07E-04 | RES5 | 2007 | 6.12E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.14E-04 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 4.30E-05 | Lim_542 | 2004 | 3.30E-05 | RES5 | 2004 | 5.90E-06 | CHA_1 | 2004 | 1.65E-05 | FERM2 | 2004 |
| Zinc | 1 heure | Maximum | 1.01E-01 | Lim_539 | 2009 | 6.50E-02 | RES5 | 2009 | 3.46E-02 | CHA_1 | 2007 | 3.55E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 3.96E-02 | Lim_539 | 2006 | 2.22E-02 | RES5 | 2005 | 1.17E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.32E-02 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 1.59E-02 | Lim_709 | 2004 | 1.33E-02 | RES5 | 2007 | 3.92E-03 | CHA_1 | 2006 | 7.27E-03 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.75E-03 | Lim_542 | 2004 | 2.11E-03 | RES5 | 2004 | 3.78E-04 | CHA_1 | 2004 | 1.06E-03 | FERM2 | 2004 |
| V2O5* | 1 heure | Maximum | 2.21E+00 | Lim_539 | 2009 | 1.42E+00 | RES5 | 2009 | 7.58E-01 | CHA_1 | 2007 | 7.76E-01 | FERM2 | 2009 |
| | 8 heure | Maximum | 8.65E-01 | Lim_539 | 2006 | 4.85E-01 | RES5 | 2005 | 2.56E-01 | CHA_1 | 2006 | 2.90E-01 | FERM2 | 2009 |
| | 24 heures | Maximum | 3.47E-01 | Lim_709 | 2004 | 2.90E-01 | RES5 | 2007 | 8.57E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.59E-01 | FERM2 | 2009 |
| | Annuelle | Moyenne | 6.03E-02 | Lim_542 | 2004 | 4.63E-02 | RES5 | 2004 | 8.26E-03 | CHA_1 | 2004 | 2.32E-02 | FERM2 | 2004 |

* La concentration en vanadium peut être convertie en appliquant un facteur de conversion de 0.56

Concentrations maximales modélisées dans l'air ambiant de la zone d'étude

Source: GENIVAR (M. Pascal Rhéaume, communication personnelle du 6 novembre 2013)

Scénario 2 (année 10)

| Substance | Période | Statistique | Concentrations maximales modélisées (sans concentration initiale) (µg/m ³) | | | | | | | | | | | |
|-------------------|-----------|-------------|--|-----------|-------|------------|-----------|-------|------------------|-----------|-------|------------|-----------|-------|
| | | | Limites d'application du RAA | | | Résidences | | | Chalets, Camping | | | Fermettes | | |
| | | | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année |
| PM ₁₀ | 1 heure | Maximum | 1034.0 | Lim_731 | 2006 | 414.8 | RES7 | 2009 | 252.6 | CHA_1 | 2007 | 210.1 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 357.7 | Lim_693 | 2009 | 211.0 | RES7 | 2009 | 83.8 | CHA_1 | 2006 | 94.2 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 189.0 | Lim_692 | 2007 | 120.7 | RES7 | 2007 | 28.0 | CHA_1 | 2006 | 46.4 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 22.7 | Lim_693 | 2004 | 17.1 | RES6 | 2004 | 2.2 | CHA_1 | 2009 | 8.6 | FERM2 | 2004 |
| PM _{2.5} | 1 heure | Maximum | 58.6 | Lim_538 | 2009 | 38.0 | RES7 | 2009 | 22.8 | CHA_1 | 2007 | 17.0 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 35.0 | Lim_694 | 2009 | 19.8 | RES7 | 2009 | 7.9 | CHA_1 | 2006 | 8.1 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 18.5 | Lim_693 | 2007 | 11.4 | RES7 | 2007 | 2.6 | CHA_1 | 2006 | 4.0 | FERM2 | 2006 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.2 | Lim_693 | 2004 | 1.6 | RES6 | 2004 | 0.2 | CHA_1 | 2009 | 0.8 | FERM2 | 2004 |
| SO ₂ | 4 minutes | Maximum | 34.81 | Lim_730 | 2006 | 5.79 | RES4 | 2004 | 0.65 | CHA_6 | 2006 | 5.91 | FERM2 | 2005 |
| | 1 heure | Maximum | 18.24 | Lim_730 | 2006 | 3.03 | RES4 | 2004 | 0.34 | CHA_6 | 2006 | 3.10 | FERM2 | 2005 |
| | 8 heures | Maximum | 2.31 | Lim_730 | 2006 | 0.41 | RES4 | 2004 | 0.13 | CHA_1 | 2006 | 0.40 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 0.98 | Lim_729 | 2004 | 0.22 | RES4 | 2009 | 0.04 | CHA_1 | 2006 | 0.20 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 0.05 | Lim_730 | 2009 | 0.03 | RES6 | 2004 | 0.00 | CHA_1 | 2009 | 0.02 | FERM2 | 2004 |
| NO ₂ | 1 heure | Maximum | 346.8 | Lim_694 | 2009 | 287.0 | RES7 | 2004 | 181.6 | CHA_1 | 2007 | 186.9 | FERM2 | 2006 |
| | 24 heures | Maximum | 185.2 | Lim_693 | 2007 | 154.8 | RES7 | 2007 | 34.0 | CHA_1 | 2007 | 72.2 | FERM2 | 2007 |
| | Annuelle | Moyenne | 40.3 | Lim_693 | 2004 | 27.3 | RES6 | 2004 | 2.3 | CHA_1 | 2009 | 11.9 | FERM2 | 2004 |
| Aluminium | 1 heure | Maximum | 1.51E+01 | Lim_731 | 2006 | 6.07E+00 | RES7 | 2009 | 3.69E+00 | CHA_1 | 2007 | 3.07E+00 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 5.23E+00 | Lim_693 | 2009 | 3.08E+00 | RES7 | 2009 | 1.22E+00 | CHA_1 | 2006 | 1.38E+00 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 2.76E+00 | Lim_692 | 2007 | 1.76E+00 | RES7 | 2007 | 4.10E-01 | CHA_1 | 2006 | 6.78E-01 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.32E-01 | Lim_693 | 2004 | 2.50E-01 | RES6 | 2004 | 3.15E-02 | CHA_1 | 2009 | 1.26E-01 | FERM2 | 2004 |
| Antimoine | 1 heure | Maximum | 5.17E-05 | Lim_731 | 2006 | 2.07E-05 | RES7 | 2009 | 1.26E-05 | CHA_1 | 2007 | 1.05E-05 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 1.79E-05 | Lim_693 | 2009 | 1.05E-05 | RES7 | 2009 | 4.19E-06 | CHA_1 | 2006 | 4.71E-06 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 9.45E-06 | Lim_692 | 2007 | 6.03E-06 | RES7 | 2007 | 1.40E-06 | CHA_1 | 2006 | 2.32E-06 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.14E-06 | Lim_693 | 2004 | 8.54E-07 | RES6 | 2004 | 1.08E-07 | CHA_1 | 2009 | 4.32E-07 | FERM2 | 2004 |
| Argent | 1 heure | Maximum | 4.14E-04 | Lim_731 | 2006 | 1.66E-04 | RES7 | 2009 | 1.01E-04 | CHA_1 | 2007 | 8.40E-05 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 1.43E-04 | Lim_693 | 2009 | 8.44E-05 | RES7 | 2009 | 3.35E-05 | CHA_1 | 2006 | 3.77E-05 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 7.56E-05 | Lim_692 | 2007 | 4.83E-05 | RES7 | 2007 | 1.12E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.85E-05 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 9.08E-06 | Lim_693 | 2004 | 6.83E-06 | RES6 | 2004 | 8.62E-07 | CHA_1 | 2009 | 3.45E-06 | FERM2 | 2004 |
| Arsenic | 1 heure | Maximum | 2.59E-03 | Lim_731 | 2006 | 1.04E-03 | RES7 | 2009 | 6.31E-04 | CHA_1 | 2007 | 5.25E-04 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 8.94E-04 | Lim_693 | 2009 | 5.27E-04 | RES7 | 2009 | 2.09E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.36E-04 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 4.73E-04 | Lim_692 | 2007 | 3.02E-04 | RES7 | 2007 | 7.01E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.16E-04 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 5.68E-05 | Lim_693 | 2004 | 4.27E-05 | RES6 | 2004 | 5.39E-06 | CHA_1 | 2009 | 2.16E-05 | FERM2 | 2004 |
| Baryum | 1 heure | Maximum | 2.34E-01 | Lim_731 | 2006 | 9.37E-02 | RES7 | 2009 | 5.71E-02 | CHA_1 | 2007 | 4.75E-02 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 8.08E-02 | Lim_693 | 2009 | 4.77E-02 | RES7 | 2009 | 1.89E-02 | CHA_1 | 2006 | 2.13E-02 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 4.27E-02 | Lim_692 | 2007 | 2.79E-02 | RES7 | 2007 | 6.33E-03 | CHA_1 | 2006 | 1.05E-02 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 5.13E-03 | Lim_693 | 2004 | 3.86E-03 | RES6 | 2004 | 4.87E-04 | CHA_1 | 2009 | 1.95E-03 | FERM2 | 2004 |
| Beryllium | 1 heure | Maximum | 5.17E-04 | Lim_731 | 2006 | 2.07E-04 | RES7 | 2009 | 1.26E-04 | CHA_1 | 2007 | 1.05E-04 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 1.79E-04 | Lim_693 | 2009 | 1.05E-04 | RES7 | 2009 | 4.19E-05 | CHA_1 | 2006 | 4.71E-05 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 9.45E-05 | Lim_692 | 2007 | 6.03E-05 | RES7 | 2007 | 1.40E-05 | CHA_1 | 2006 | 2.32E-05 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.14E-05 | Lim_693 | 2004 | 8.54E-06 | RES6 | 2004 | 1.08E-06 | CHA_1 | 2009 | 4.32E-06 | FERM2 | 2004 |
| Bore | 1 heure | Maximum | 5.17E-03 | Lim_731 | 2006 | 2.07E-03 | RES7 | 2009 | 1.26E-03 | CHA_1 | 2007 | 1.05E-03 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 1.79E-03 | Lim_693 | 2009 | 1.05E-03 | RES7 | 2009 | 4.19E-04 | CHA_1 | 2006 | 4.71E-04 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 9.45E-04 | Lim_692 | 2007 | 6.03E-04 | RES7 | 2007 | 1.40E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.32E-04 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.14E-04 | Lim_693 | 2004 | 8.54E-05 | RES6 | 2004 | 1.08E-05 | CHA_1 | 2009 | 4.32E-05 | FERM2 | 2004 |
| Cadmium | 1 heure | Maximum | 2.59E-04 | Lim_731 | 2006 | 1.04E-04 | RES7 | 2009 | 6.31E-05 | CHA_1 | 2007 | 5.25E-05 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 8.94E-05 | Lim_693 | 2009 | 5.27E-05 | RES7 | 2009 | 2.09E-05 | CHA_1 | 2006 | 2.36E-05 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 4.73E-05 | Lim_692 | 2007 | 3.02E-05 | RES7 | 2007 | 7.01E-06 | CHA_1 | 2006 | 1.16E-05 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 5.68E-06 | Lim_693 | 2004 | 4.27E-06 | RES6 | 2004 | 5.39E-07 | CHA_1 | 2009 | 2.16E-06 | FERM2 | 2004 |
| Chrome | 1 heure | Maximum | 1.03E-01 | Lim_731 | 2006 | 4.15E-02 | RES7 | 2009 | 2.53E-02 | CHA_1 | 2007 | 2.10E-02 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heures | Maximum | 3.58E-02 | Lim_693 | 2009 | 2.11E-02 | RES7 | 2009 | 8.38E-03 | CHA_1 | 2006 | 9.42E-03 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 1.89E-02 | Lim_692 | 2007 | 1.21E-02 | RES7 | 2007 | 2.80E-03 | CHA_1 | 2006 | 4.64E-03 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.27E-03 | Lim_693 | 2004 | 1.71E-03 | RES6 | 2004 | 2.15E-04 | CHA_1 | 2009 | 8.63E-04 | FERM2 | 2004 |

Scénario 2 (année 10)

| Substance | Période | Statistique | Concentrations maximales modélisées (sans concentration initiale) (µg/m ³) | | | | | | | | | | | |
|-----------|-----------|-------------|--|-----------|-------|------------|-----------|-------|------------------|-----------|-------|------------|-----------|-------|
| | | | Limites d'application du RAA | | | Résidences | | | Chalets, Camping | | | Fermettes | | |
| | | | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année | Valeur Max | Récepteur | Année |
| Cobalt | 1 heure | Maximum | 7.03E-02 | Lim_731 | 2006 | 2.82E-02 | RES7 | 2009 | 1.72E-02 | CHA_1 | 2007 | 1.43E-02 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 2.43E-02 | Lim_693 | 2009 | 1.43E-02 | RES7 | 2009 | 5.70E-03 | CHA_1 | 2006 | 6.41E-03 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 1.29E-02 | Lim_692 | 2007 | 8.20E-03 | RES7 | 2007 | 1.91E-03 | CHA_1 | 2006 | 3.15E-03 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.54E-03 | Lim_693 | 2004 | 1.16E-03 | RES6 | 2004 | 1.47E-04 | CHA_1 | 2009 | 5.87E-04 | FERM2 | 2004 |
| Cuivre | 1 heure | Maximum | 1.90E-01 | Lim_731 | 2006 | 7.63E-02 | RES7 | 2009 | 4.65E-02 | CHA_1 | 2007 | 3.87E-02 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 6.58E-02 | Lim_693 | 2009 | 3.88E-02 | RES7 | 2009 | 1.54E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.73E-02 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 3.48E-02 | Lim_692 | 2007 | 2.22E-02 | RES7 | 2007 | 5.16E-03 | CHA_1 | 2006 | 8.53E-03 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 4.18E-03 | Lim_693 | 2004 | 3.14E-03 | RES6 | 2004 | 3.96E-04 | CHA_1 | 2009 | 1.59E-03 | FERM2 | 2004 |
| Fer | 1 heure | Maximum | 1.76E+02 | Lim_731 | 2006 | 7.05E+01 | RES7 | 2009 | 4.29E+01 | CHA_1 | 2007 | 3.57E+01 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 6.08E+01 | Lim_693 | 2009 | 3.59E+01 | RES7 | 2009 | 1.42E+01 | CHA_1 | 2006 | 1.60E+01 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 3.21E+01 | Lim_692 | 2007 | 2.05E+01 | RES7 | 2007 | 4.76E+00 | CHA_1 | 2006 | 7.88E+00 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.86E+00 | Lim_693 | 2004 | 2.90E+00 | RES6 | 2004 | 3.66E-01 | CHA_1 | 2009 | 1.47E+00 | FERM2 | 2004 |
| Manganèse | 1 heure | Maximum | 1.84E+00 | Lim_731 | 2006 | 7.39E-01 | RES7 | 2009 | 4.50E-01 | CHA_1 | 2007 | 3.74E-01 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 6.37E-01 | Lim_693 | 2009 | 3.76E-01 | RES7 | 2009 | 1.49E-01 | CHA_1 | 2006 | 1.68E-01 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 3.37E-01 | Lim_692 | 2007 | 2.15E-01 | RES7 | 2007 | 4.99E-02 | CHA_1 | 2006 | 8.26E-02 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 4.05E-02 | Lim_693 | 2004 | 3.04E-02 | RES6 | 2004 | 3.84E-03 | CHA_1 | 2009 | 1.54E-02 | FERM2 | 2004 |
| Mercure | 1 heure | Maximum | 1.03E-05 | Lim_731 | 2006 | 4.15E-06 | RES7 | 2009 | 2.53E-06 | CHA_1 | 2007 | 2.10E-06 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 3.58E-06 | Lim_693 | 2009 | 2.11E-06 | RES7 | 2009 | 8.38E-07 | CHA_1 | 2006 | 9.42E-07 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 1.89E-06 | Lim_692 | 2007 | 1.21E-06 | RES7 | 2007 | 2.80E-07 | CHA_1 | 2006 | 4.64E-07 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.27E-07 | Lim_693 | 2004 | 1.71E-07 | RES6 | 2004 | 2.15E-08 | CHA_1 | 2009 | 8.63E-08 | FERM2 | 2004 |
| Nickel | 1 heure | Maximum | 3.10E-02 | Lim_731 | 2006 | 1.24E-02 | RES7 | 2009 | 7.58E-03 | CHA_1 | 2007 | 6.30E-03 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 1.07E-02 | Lim_693 | 2009 | 6.33E-03 | RES7 | 2009 | 2.51E-03 | CHA_1 | 2006 | 2.83E-03 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 5.67E-03 | Lim_692 | 2007 | 3.62E-03 | RES7 | 2007 | 8.41E-04 | CHA_1 | 2006 | 1.39E-03 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 6.81E-04 | Lim_693 | 2004 | 5.13E-04 | RES6 | 2004 | 6.46E-05 | CHA_1 | 2009 | 2.59E-04 | FERM2 | 2004 |
| Plomb | 1 heure | Maximum | 6.20E-03 | Lim_731 | 2006 | 2.49E-03 | RES7 | 2009 | 1.52E-03 | CHA_1 | 2007 | 1.26E-03 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 2.15E-03 | Lim_693 | 2009 | 1.27E-03 | RES7 | 2009 | 5.03E-04 | CHA_1 | 2006 | 5.65E-04 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 1.13E-03 | Lim_692 | 2007 | 7.24E-04 | RES7 | 2007 | 1.68E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.78E-04 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 1.36E-04 | Lim_693 | 2004 | 1.03E-04 | RES6 | 2004 | 1.29E-05 | CHA_1 | 2009 | 5.18E-05 | FERM2 | 2004 |
| Strontium | 1 heure | Maximum | 1.76E-01 | Lim_731 | 2006 | 7.05E-02 | RES7 | 2009 | 4.29E-02 | CHA_1 | 2007 | 3.57E-02 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 6.08E-02 | Lim_693 | 2009 | 3.59E-02 | RES7 | 2009 | 1.42E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.60E-02 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 3.21E-02 | Lim_692 | 2007 | 2.05E-02 | RES7 | 2007 | 4.76E-03 | CHA_1 | 2006 | 7.88E-03 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.86E-03 | Lim_693 | 2004 | 2.90E-03 | RES6 | 2004 | 3.66E-04 | CHA_1 | 2009 | 1.47E-03 | FERM2 | 2004 |
| Thallium | 1 heure | Maximum | 1.55E-04 | Lim_731 | 2006 | 6.22E-05 | RES7 | 2009 | 3.79E-05 | CHA_1 | 2007 | 3.15E-05 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 5.37E-05 | Lim_693 | 2009 | 3.16E-05 | RES7 | 2009 | 1.26E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.41E-05 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 2.84E-05 | Lim_692 | 2007 | 1.81E-05 | RES7 | 2007 | 4.20E-06 | CHA_1 | 2006 | 6.95E-06 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.41E-06 | Lim_693 | 2004 | 2.56E-06 | RES6 | 2004 | 3.23E-07 | CHA_1 | 2009 | 1.29E-06 | FERM2 | 2004 |
| Titane | 1 heure | Maximum | 1.03E+01 | Lim_731 | 2006 | 4.15E+00 | RES7 | 2009 | 2.53E+00 | CHA_1 | 2007 | 2.10E+00 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 3.58E+00 | Lim_693 | 2009 | 2.11E+00 | RES7 | 2009 | 8.38E-01 | CHA_1 | 2006 | 9.42E-01 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 1.89E+00 | Lim_692 | 2007 | 1.21E+00 | RES7 | 2007 | 2.80E-01 | CHA_1 | 2006 | 4.64E-01 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 2.27E-01 | Lim_693 | 2004 | 1.71E-01 | RES6 | 2004 | 2.15E-02 | CHA_1 | 2009 | 8.63E-02 | FERM2 | 2004 |
| Uranium | 1 heure | Maximum | 2.59E-03 | Lim_731 | 2006 | 1.04E-03 | RES7 | 2009 | 6.31E-04 | CHA_1 | 2007 | 5.25E-04 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 8.94E-04 | Lim_693 | 2009 | 5.27E-04 | RES7 | 2009 | 2.09E-04 | CHA_1 | 2006 | 2.36E-04 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 4.73E-04 | Lim_692 | 2007 | 3.02E-04 | RES7 | 2007 | 7.01E-05 | CHA_1 | 2006 | 1.16E-04 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 5.68E-05 | Lim_693 | 2004 | 4.27E-05 | RES6 | 2004 | 5.39E-06 | CHA_1 | 2009 | 2.16E-05 | FERM2 | 2004 |
| Zinc | 1 heure | Maximum | 1.65E-01 | Lim_731 | 2006 | 6.64E-02 | RES7 | 2009 | 4.04E-02 | CHA_1 | 2007 | 3.36E-02 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 5.72E-02 | Lim_693 | 2009 | 3.38E-02 | RES7 | 2009 | 1.34E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.51E-02 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 3.02E-02 | Lim_692 | 2007 | 1.93E-02 | RES7 | 2007 | 4.48E-03 | CHA_1 | 2006 | 7.42E-03 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 3.63E-03 | Lim_693 | 2004 | 2.73E-03 | RES6 | 2004 | 3.45E-04 | CHA_1 | 2009 | 1.38E-03 | FERM2 | 2004 |
| V2O5* | 1 heure | Maximum | 3.62E+00 | Lim_731 | 2006 | 1.45E+00 | RES7 | 2009 | 8.84E-01 | CHA_1 | 2007 | 7.35E-01 | FERM2 | 2004 |
| | 8 heure | Maximum | 1.25E+00 | Lim_693 | 2009 | 7.38E-01 | RES7 | 2009 | 2.93E-01 | CHA_1 | 2006 | 3.30E-01 | FERM2 | 2007 |
| | 24 heures | Maximum | 6.62E-01 | Lim_692 | 2007 | 4.22E-01 | RES7 | 2007 | 9.81E-02 | CHA_1 | 2006 | 1.62E-01 | FERM2 | 2004 |
| | Annuelle | Moyenne | 7.95E-02 | Lim_693 | 2004 | 5.98E-02 | RES6 | 2004 | 7.54E-03 | CHA_1 | 2009 | 3.02E-02 | FERM2 | 2004 |

* La concentration en vanadium peut être convertie en appliquant un facteur de conversion de 0.56

ANNEXE E

CONCENTRATIONS MULTIMÉDIA ESTIMÉES, ET ÉQUATIONS ET VALEURS DES PARAMÈTRES UTILISÉS

Concentrations multimédia modélisées à partir des concentrations annuelles maximales - scénario 1 (année 6)

Récepteur dit sensible le plus exposé

| Médias d'exposition: | Air ext.(été) | Air ext.(hiver) | Air int.(été) | Air int.(hiver) | Poussières été | Poussières hiver | Fruits | Légumes racines | Autres légumes | Lait maternel |
|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|------------------|----------|-----------------|----------------|---------------|
| Unités | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/L |
| Aluminium | 1.93E-04 | 1.93E-04 | 1.35E-04 | 1.35E-04 | 6.76E+02 | 6.76E+02 | 1.35E-01 | 1.05E-01 | 1.47E-01 | 9.32E-06 |
| Antimoine | 6.61E-10 | 6.61E-10 | 4.63E-10 | 4.63E-10 | 2.31E-03 | 2.31E-03 | 4.61E-07 | 3.61E-07 | 5.03E-07 | 2.47E-10 |
| Argent | 5.29E-09 | 5.29E-09 | 3.70E-09 | 3.70E-09 | 1.85E-02 | 1.85E-02 | 3.69E-06 | 2.89E-06 | 4.03E-06 | 1.15E-07 |
| Arsenic | 3.30E-08 | 3.30E-08 | 2.31E-08 | 2.31E-08 | 1.16E-01 | 1.16E-01 | 2.30E-05 | 1.80E-05 | 2.51E-05 | 6.67E-10 |
| Baryum | 2.99E-06 | 2.99E-06 | 2.09E-06 | 2.09E-06 | 1.05E+01 | 1.05E+01 | 2.09E-03 | 1.63E-03 | 2.28E-03 | 1.17E-06 |
| Béryllium | 6.61E-09 | 6.61E-09 | 4.63E-09 | 4.63E-09 | 2.31E-02 | 2.31E-02 | 4.61E-06 | 3.61E-06 | 5.03E-06 | 4.44E-11 |
| Bore | 6.61E-08 | 6.61E-08 | 4.63E-08 | 4.63E-08 | 2.31E-01 | 2.31E-01 | 4.61E-05 | 3.61E-05 | 5.03E-05 | 5.84E-08 |
| Cadmium | 3.30E-09 | 3.30E-09 | 2.31E-09 | 2.31E-09 | 1.16E-02 | 1.16E-02 | 2.30E-06 | 1.80E-06 | 2.51E-06 | 5.98E-09 |
| Chrome Cr III | 1.32E-06 | 1.32E-06 | 9.24E-07 | 9.24E-07 | 4.62E+00 | 4.62E+00 | 9.21E-04 | 7.21E-04 | 1.01E-03 | 2.97E-05 |
| Cobalt | 8.99E-07 | 8.99E-07 | 6.29E-07 | 6.29E-07 | 3.15E+00 | 3.15E+00 | 6.27E-04 | 4.91E-04 | 6.85E-04 | 9.50E-07 |
| Cuivre | 2.43E-06 | 2.43E-06 | 1.70E-06 | 1.70E-06 | 8.51E+00 | 8.51E+00 | 1.69E-03 | 1.33E-03 | 1.85E-03 | 1.29E-06 |
| Fer | 2.30E-03 | 2.30E-03 | 1.58E-03 | 1.58E-03 | 7.88E+03 | 7.88E+03 | 1.57E+00 | 1.23E+00 | 1.71E+00 | 1.22E-04 |
| Manganèse | 2.35E-05 | 2.32E-05 | 1.65E-05 | 1.62E-05 | 8.23E+01 | 8.12E+01 | 1.64E-02 | 1.28E-02 | 1.79E-02 | 3.87E-06 |
| Mercure | 1.32E-10 | 1.32E-10 | 1.32E-10 | 1.32E-10 | 2.79E-07 | 2.55E-07 | 1.10E-07 | 8.66E-08 | 1.21E-07 | 1.62E-11 |
| Nickel, métal | 3.96E-07 | 3.96E-07 | 2.77E-07 | 2.77E-07 | 1.39E+00 | 1.39E+00 | 2.76E-04 | 2.16E-04 | 3.02E-04 | 9.38E-08 |
| Plomb | 7.93E-08 | 7.93E-08 | 5.55E-08 | 5.55E-08 | 2.78E-01 | 2.78E-01 | 5.53E-05 | 4.33E-05 | 6.04E-05 | 3.91E-09 |
| Strontium | 2.25E-06 | 2.25E-06 | 1.58E-06 | 1.58E-06 | 7.88E+00 | 7.88E+00 | 1.57E-03 | 1.23E-03 | 1.71E-03 | 7.28E-07 |
| Thallium | 1.98E-09 | 1.98E-09 | 1.39E-09 | 1.39E-09 | 6.93E-03 | 6.93E-03 | 1.38E-06 | 1.08E-06 | 1.51E-06 | 8.45E-10 |
| Titane | 1.32E-04 | 1.32E-04 | 9.24E-05 | 9.24E-05 | 4.62E+02 | 4.62E+02 | 9.21E-02 | 7.21E-02 | 1.01E-01 | 8.09E-04 |
| Uranium, sels solubles | 3.30E-08 | 3.30E-08 | 2.31E-08 | 2.31E-08 | 1.16E-01 | 1.16E-01 | 2.30E-05 | 1.80E-05 | 2.51E-05 | 2.63E-08 |
| Vanadium | 2.59E-05 | 2.59E-05 | 1.81E-05 | 1.81E-05 | 9.07E+01 | 9.07E+01 | 1.81E-02 | 1.42E-02 | 1.97E-02 | 3.89E-06 |
| Zinc | 2.11E-06 | 2.11E-06 | 1.48E-06 | 1.48E-06 | 7.39E+00 | 7.39E+00 | 1.47E-03 | 1.15E-03 | 1.61E-03 | 1.06E-05 |

Récepteur le plus exposé de la zone d'étude (limite d'application du RAA)

| Médias d'exposition: | Air ext.(été) | Air ext.(hiver) | Air int.(été) | Air int.(hiver) | Poussières été | Poussières hiver | Fruits | Légumes racines | Autres légumes | Lait maternel |
|---------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|------------------|----------|-----------------|----------------|---------------|
| Unités | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/L |
| Aluminium | 2.52E-04 | 2.52E-04 | 1.76E-04 | 1.76E-04 | 8.82E+02 | 8.82E+02 | 1.76E-01 | 1.38E-01 | 1.92E-01 | 1.22E-05 |
| Antimoine | 8.61E-10 | 8.61E-10 | 6.03E-10 | 6.03E-10 | 3.01E-03 | 3.01E-03 | 6.01E-07 | 4.71E-07 | 6.56E-07 | 3.23E-10 |
| Argent | 6.89E-09 | 6.89E-09 | 4.82E-09 | 4.82E-09 | 2.41E-02 | 2.41E-02 | 4.81E-06 | 3.77E-06 | 5.25E-06 | 1.45E-07 |
| Arsenic | 4.30E-08 | 4.30E-08 | 3.01E-08 | 3.01E-08 | 1.51E-01 | 1.51E-01 | 3.00E-05 | 2.35E-05 | 3.27E-05 | 8.61E-10 |
| Baryum | 3.89E-06 | 3.89E-06 | 2.72E-06 | 2.72E-06 | 1.36E+01 | 1.36E+01 | 2.71E-03 | 2.13E-03 | 2.96E-03 | 1.52E-06 |
| Béryllium | 8.61E-09 | 8.61E-09 | 6.03E-09 | 6.03E-09 | 3.01E-02 | 3.01E-02 | 6.01E-06 | 4.71E-06 | 6.56E-06 | 5.79E-11 |
| Bore | 8.61E-08 | 8.61E-08 | 6.03E-08 | 6.03E-08 | 3.01E-01 | 3.01E-01 | 6.01E-05 | 4.71E-05 | 6.56E-05 | 7.61E-08 |
| Cadmium | 4.30E-09 | 4.30E-09 | 3.01E-09 | 3.01E-09 | 1.51E-02 | 1.51E-02 | 3.00E-06 | 2.35E-06 | 3.27E-06 | 7.67E-09 |
| Chrome trivalent (Cr III) | 1.72E-06 | 1.72E-06 | 1.20E-06 | 1.20E-06 | 6.02E+00 | 6.02E+00 | 1.20E-03 | 9.40E-04 | 1.31E-03 | 3.87E-05 |
| Cobalt | 1.17E-06 | 1.17E-06 | 8.19E-07 | 8.19E-07 | 4.10E+00 | 4.10E+00 | 8.16E-04 | 6.39E-04 | 8.91E-04 | 1.24E-06 |
| Cuivre | 3.17E-06 | 3.17E-06 | 2.22E-06 | 2.22E-06 | 1.11E+01 | 1.11E+01 | 2.21E-03 | 1.73E-03 | 2.41E-03 | 1.69E-06 |
| Fer | 2.90E-03 | 2.90E-03 | 2.03E-03 | 2.03E-03 | 1.02E+04 | 1.02E+04 | 2.02E+00 | 1.58E+00 | 2.21E+00 | 1.55E-04 |
| Manganèse | 3.07E-05 | 3.07E-05 | 2.15E-05 | 2.15E-05 | 1.07E+02 | 1.07E+02 | 2.14E-02 | 1.68E-02 | 2.34E-02 | 5.06E-06 |
| Mercure | 1.72E-10 | 1.72E-10 | 1.72E-10 | 1.72E-10 | 3.64E-07 | 3.33E-07 | 1.44E-07 | 1.13E-07 | 1.57E-07 | 2.12E-11 |
| Nickel, métal | 5.16E-07 | 5.16E-07 | 3.61E-07 | 3.61E-07 | 1.81E+00 | 1.81E+00 | 3.60E-04 | 2.82E-04 | 3.93E-04 | 1.22E-07 |
| Plomb | 1.03E-07 | 1.03E-07 | 7.21E-08 | 7.21E-08 | 3.61E-01 | 3.61E-01 | 7.18E-05 | 5.63E-05 | 7.84E-05 | 5.06E-09 |
| Strontium | 2.93E-06 | 2.93E-06 | 2.05E-06 | 2.05E-06 | 1.03E+01 | 1.03E+01 | 2.04E-03 | 1.60E-03 | 2.23E-03 | 9.48E-07 |
| Thallium | 2.58E-09 | 2.58E-09 | 1.81E-09 | 1.81E-09 | 9.03E-03 | 9.03E-03 | 1.80E-06 | 1.41E-06 | 1.96E-06 | 1.10E-09 |
| Titane | 1.72E-04 | 1.72E-04 | 1.20E-04 | 1.20E-04 | 6.02E+02 | 6.02E+02 | 1.20E-01 | 9.40E-02 | 1.31E-01 | 1.05E-03 |
| Uranium, sels solubles | 4.30E-08 | 4.30E-08 | 3.01E-08 | 3.01E-08 | 1.51E-01 | 1.51E-01 | 3.00E-05 | 2.35E-05 | 3.27E-05 | 3.31E-08 |
| Vanadium | 3.37E-05 | 3.37E-05 | 2.36E-05 | 2.36E-05 | 1.18E+02 | 1.18E+02 | 2.35E-02 | 1.84E-02 | 2.57E-02 | 5.06E-06 |
| Zinc | 2.75E-06 | 2.75E-06 | 1.93E-06 | 1.93E-06 | 9.63E+00 | 9.63E+00 | 1.92E-03 | 1.50E-03 | 2.09E-03 | 1.38E-05 |

Concentrations multimédia modélisées à partir des concentrations annuelles maximales - scénario 2 (année 10)

Récepteur dit sensible le plus exposé

| Médias d'exposition | Air ext.(été) | Air ext.(hiver) | Air int.(été) | Air int.(hiver) | Air interstitiel | Poussières été | Poussières hiver | Fruits | Légumes racines | Autres légumes | Lait maternel |
|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|------------------|----------|-----------------|----------------|---------------|
| Unités | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/L |
| Aluminium | 2.50E-04 | 2.50E-04 | 1.75E-04 | 1.75E-04 | 0.00E+00 | 8.75E+02 | 8.75E+02 | 1.74E-01 | 1.37E-01 | 1.90E-01 | 1.21E-05 |
| Antimoine | 8.54E-10 | 8.54E-10 | 5.98E-10 | 5.98E-10 | 0.00E+00 | 2.99E-03 | 2.99E-03 | 5.96E-07 | 4.67E-07 | 6.50E-07 | 3.22E-10 |
| Argent | 6.83E-09 | 6.83E-09 | 4.78E-09 | 4.78E-09 | 0.00E+00 | 2.39E-02 | 2.39E-02 | 4.76E-06 | 3.73E-06 | 5.20E-06 | 1.45E-07 |
| Arsenic | 4.27E-08 | 4.27E-08 | 2.99E-08 | 2.99E-08 | 0.00E+00 | 1.49E-01 | 1.49E-01 | 2.98E-05 | 2.33E-05 | 3.25E-05 | 8.56E-10 |
| Baryum | 3.86E-06 | 3.86E-06 | 2.70E-06 | 2.70E-06 | 0.00E+00 | 1.35E+01 | 1.35E+01 | 2.69E-03 | 2.11E-03 | 2.94E-03 | 1.51E-06 |
| Béryllium | 8.54E-09 | 8.54E-09 | 5.98E-09 | 5.98E-09 | 0.00E+00 | 2.99E-02 | 2.99E-02 | 5.96E-06 | 4.67E-06 | 6.50E-06 | 5.78E-11 |
| Bore | 8.54E-08 | 8.54E-08 | 5.98E-08 | 5.98E-08 | 0.00E+00 | 2.99E-01 | 2.99E-01 | 5.96E-05 | 4.67E-05 | 6.50E-05 | 7.55E-08 |
| Cadmium | 4.27E-09 | 4.27E-09 | 2.99E-09 | 2.99E-09 | 0.00E+00 | 1.49E-02 | 1.49E-02 | 2.98E-06 | 2.33E-06 | 3.25E-06 | 7.64E-09 |
| Chrome III | 1.71E-06 | 1.71E-06 | 1.20E-06 | 1.20E-06 | 0.00E+00 | 5.99E+00 | 5.99E+00 | 1.19E-03 | 9.35E-04 | 1.30E-03 | 3.85E-05 |
| Cobalt | 1.16E-06 | 1.16E-06 | 8.12E-07 | 8.12E-07 | 0.00E+00 | 4.06E+00 | 4.06E+00 | 8.09E-04 | 6.34E-04 | 8.83E-04 | 1.23E-06 |
| Cuivre | 3.14E-06 | 3.14E-06 | 2.20E-06 | 2.20E-06 | 0.00E+00 | 1.10E+01 | 1.10E+01 | 2.19E-03 | 1.72E-03 | 2.39E-03 | 1.67E-06 |
| Fer | 2.90E-03 | 2.90E-03 | 2.03E-03 | 2.03E-03 | 0.00E+00 | 1.02E+04 | 1.02E+04 | 2.02E+00 | 1.58E+00 | 2.21E+00 | 1.55E-04 |
| Manganèse | 3.04E-05 | 3.04E-05 | 2.13E-05 | 2.13E-05 | 0.00E+00 | 1.06E+02 | 1.06E+02 | 2.12E-02 | 1.66E-02 | 2.31E-02 | 5.01E-06 |
| Mercuré | 1.71E-10 | 1.71E-10 | 1.17E-10 | 1.17E-10 | 0.00E+00 | 3.62E-07 | 3.31E-07 | 1.43E-07 | 1.12E-07 | 1.56E-07 | 2.10E-11 |
| Nickel, métal | 5.13E-07 | 5.13E-07 | 3.59E-07 | 3.59E-07 | 0.00E+00 | 1.80E+00 | 1.80E+00 | 3.58E-04 | 2.80E-04 | 3.91E-04 | 1.22E-07 |
| Plomb | 1.03E-07 | 1.03E-07 | 7.21E-08 | 7.21E-08 | 0.00E+00 | 3.61E-01 | 3.61E-01 | 7.18E-05 | 5.63E-05 | 7.84E-05 | 5.06E-09 |
| Strontium | 2.90E-06 | 2.90E-06 | 2.03E-06 | 2.03E-06 | 0.00E+00 | 1.02E+01 | 1.02E+01 | 2.02E-03 | 1.58E-03 | 2.21E-03 | 9.38E-07 |
| Thallium | 2.56E-09 | 2.56E-09 | 1.79E-09 | 1.79E-09 | 0.00E+00 | 8.96E-03 | 8.96E-03 | 1.79E-06 | 1.40E-06 | 1.95E-06 | 1.10E-09 |
| Titane | 1.71E-04 | 1.71E-04 | 1.20E-04 | 1.20E-04 | 0.00E+00 | 5.99E+02 | 5.99E+02 | 1.19E-01 | 9.35E-02 | 1.30E-01 | 1.05E-03 |
| Uranium, sels solubles | 4.27E-08 | 4.27E-08 | 2.99E-08 | 2.99E-08 | | 1.49E-01 | 1.49E-01 | 2.98E-05 | 2.33E-05 | 3.25E-05 | 3.31E-08 |
| Vanadium | 3.34E-05 | 3.34E-05 | 2.34E-05 | 2.34E-05 | 0.00E+00 | 1.17E+02 | 1.17E+02 | 2.33E-02 | 1.83E-02 | 2.54E-02 | 5.01E-06 |
| Zinc | 2.73E-06 | 2.73E-06 | 1.91E-06 | 1.91E-06 | 0.00E+00 | 9.56E+00 | 9.56E+00 | 1.90E-03 | 1.49E-03 | 2.08E-03 | 1.37E-05 |

Récepteur le plus exposé de la zone d'étude (limite d'application du RAA)

| Médias d'exposition | Air ext.(été) | Air ext.(hiver) | Air int.(été) | Air int.(hiver) | Air interstitiel | Poussières été | Poussières hiver | Fruits | Légumes racines | Autres légumes | Lait maternel |
|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------|------------------|----------|-----------------|----------------|---------------|
| Unités | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/m ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/L |
| Aluminium | 3.32E-04 | 3.32E-04 | 2.32E-04 | 2.32E-04 | 0.00E+00 | 1.16E+03 | 1.16E+03 | 2.32E-01 | 1.81E-01 | 2.53E-01 | 1.60E-05 |
| Antimoine | 1.14E-09 | 1.14E-09 | 7.98E-10 | 7.98E-10 | 0.00E+00 | 3.99E-03 | 3.99E-03 | 7.95E-07 | 6.23E-07 | 8.68E-07 | 4.30E-10 |
| Argent | 9.08E-09 | 9.08E-09 | 6.36E-09 | 6.36E-09 | 0.00E+00 | 3.18E-02 | 3.18E-02 | 6.33E-06 | 4.96E-06 | 6.91E-06 | 1.94E-07 |
| Arsenic | 5.68E-08 | 5.68E-08 | 3.98E-08 | 3.98E-08 | 0.00E+00 | 1.99E-01 | 1.99E-01 | 3.96E-05 | 3.10E-05 | 4.33E-05 | 1.14E-09 |
| Baryum | 5.13E-06 | 5.13E-06 | 3.59E-06 | 3.59E-06 | 0.00E+00 | 1.80E+01 | 1.80E+01 | 3.58E-03 | 2.80E-03 | 3.91E-03 | 2.00E-06 |
| Béryllium | 1.14E-08 | 1.14E-08 | 7.98E-09 | 7.98E-09 | 0.00E+00 | 3.99E-02 | 3.99E-02 | 7.95E-06 | 6.23E-06 | 8.68E-06 | 7.71E-11 |
| Bore | 1.14E-07 | 1.14E-07 | 7.98E-08 | 7.98E-08 | 0.00E+00 | 3.99E-01 | 3.99E-01 | 7.95E-05 | 6.23E-05 | 8.68E-05 | 1.01E-07 |
| Cadmium | 5.68E-09 | 5.68E-09 | 3.98E-09 | 3.98E-09 | 0.00E+00 | 1.99E-02 | 1.99E-02 | 3.96E-06 | 3.10E-06 | 4.33E-06 | 1.02E-08 |
| Chrome III | 2.27E-06 | 2.27E-06 | 1.59E-06 | 1.59E-06 | 0.00E+00 | 7.95E+00 | 7.95E+00 | 1.58E-03 | 1.24E-03 | 1.73E-03 | 5.11E-05 |
| Cobalt | 1.54E-06 | 1.54E-06 | 1.08E-06 | 1.08E-06 | 0.00E+00 | 5.39E+00 | 5.39E+00 | 1.07E-03 | 8.42E-04 | 1.17E-03 | 1.63E-06 |
| Cuivre | 4.18E-06 | 4.18E-06 | 2.93E-06 | 2.93E-06 | 0.00E+00 | 1.46E+01 | 1.46E+01 | 2.92E-03 | 2.28E-03 | 3.18E-03 | 2.23E-06 |
| Fer | 3.90E-03 | 3.90E-03 | 2.70E-03 | 2.70E-03 | 0.00E+00 | 1.35E+04 | 1.35E+04 | 2.69E+00 | 2.11E+00 | 2.94E+00 | 2.08E-04 |
| Manganèse | 4.05E-05 | 4.05E-05 | 2.84E-05 | 2.84E-05 | 0.00E+00 | 1.42E+02 | 1.42E+02 | 2.82E-02 | 2.21E-02 | 3.08E-02 | 6.67E-06 |
| Mercuré | 2.27E-10 | 2.27E-10 | 1.59E-10 | 1.59E-10 | 0.00E+00 | 4.80E-07 | 4.39E-07 | 1.90E-07 | 1.49E-07 | 2.07E-07 | 2.79E-11 |
| Nickel, métal | 6.81E-07 | 6.81E-07 | 4.77E-07 | 4.77E-07 | 0.00E+00 | 2.38E+00 | 2.38E+00 | 4.75E-04 | 3.72E-04 | 5.19E-04 | 1.61E-07 |
| Plomb | 1.36E-07 | 1.36E-07 | 9.52E-08 | 9.52E-08 | 0.00E+00 | 4.76E-01 | 4.76E-01 | 9.49E-05 | 7.43E-05 | 1.04E-04 | 6.70E-09 |
| Strontium | 3.86E-06 | 3.86E-06 | 2.70E-06 | 2.70E-06 | 0.00E+00 | 1.35E+01 | 1.35E+01 | 2.69E-03 | 2.11E-03 | 2.94E-03 | 1.25E-06 |
| Thallium | 3.41E-09 | 3.41E-09 | 2.39E-09 | 2.39E-09 | 0.00E+00 | 1.19E-02 | 1.19E-02 | 2.38E-06 | 1.86E-06 | 2.60E-06 | 1.46E-09 |
| Titane | 2.27E-04 | 2.27E-04 | 1.59E-04 | 1.59E-04 | 0.00E+00 | 7.95E+02 | 7.95E+02 | 1.58E-01 | 1.24E-01 | 1.73E-01 | 1.39E-03 |
| Uranium, sels solubles | 5.68E-08 | 5.68E-08 | 3.98E-08 | 3.98E-08 | 0.00E+00 | 1.99E-01 | 1.99E-01 | 3.96E-05 | 3.10E-05 | 4.33E-05 | 4.41E-08 |
| Vanadium | 4.45E-05 | 4.45E-05 | 3.12E-05 | 3.12E-05 | 0.00E+00 | 1.56E+02 | 1.56E+02 | 3.10E-02 | 2.43E-02 | 3.39E-02 | 6.68E-06 |
| Zinc | 3.63E-06 | 3.63E-06 | 2.54E-06 | 2.54E-06 | 0.00E+00 | 1.27E+01 | 1.27E+01 | 2.53E-03 | 1.98E-03 | 2.76E-03 | 1.82E-05 |

Équations utilisées pour modéliser le transfert multimédia des métaux

Liste des médias à modéliser :

air intérieur
 végétaux (fruits, légumes racines, autres légumes)
 poussières intérieures

Note : dans les tableaux suivants, (--) indique les paramètres propres à chaque substance

Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{ptc} \times TP_m)$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 1,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement rural})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{ptc}$$

où

| Paramètre | Description | Valeur | Unités |
|-----------|---|----------|----------------------------------|
| C_{ai} | Concentration dans l'air intérieur | -- | mg/m ³ |
| C_{air} | Concentration dans l'air extérieur | -- | mg/m ³ |
| f_{gaz} | Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur | 0.00 | - |
| f_{ptc} | Fraction adsorbée du contaminant dans l'air extérieur | 1.00 | - |
| TP_M | Taux de pénétration des particules dans la résidence | 0.70 | - |
| c | Constante de Junge | 1.70E-04 | atm.cm |
| S_T | Surface moyenne des particules | 1.50E-06 | cm ² /cm ³ |

| | | | |
|---------------|--|--------|---------|
| P_L° | Pression de vapeur du contaminant en phase libre | -- | atm |
| PV | Pression de vapeur du contaminant | 0.00 | 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 fruits

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times 1 - e^{(-k_t \times T_v)}$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 1,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement rural})$$

où

| Paramètre | Description | Valeur | Unités |
|---------------|--|----------|------------------------------------|
| C_v | Concentration dans les fruits (poids frais) | -- | mg/kg |
| P_{rv} | Concentration découlant de l'absorption par les racines | 0.00 | mg/kg |
| P_{dv} | Concentration découlant du dépôt atmosphérique | -- | mg/kg |
| P_{av} | Concentration découlant du transfert air-plante | 0.00 | mg/kg |
| F_{cv} | Facteur de conversion poids sec/poids frais | 0.16 | - |
| $tDép$ | Taux de dépôt atmosphérique du contaminant | -- | $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ |
| FI_v | Fraction d'interception atmosphérique de la plante | 0.050 | - |
| k_t | Coefficient de pertes de surface | 18.05 | /an |
| P_v | Productivité du végétal (partie consommée) | 110.00 | g/m^2 |
| T_v | Période de croissance avant récolte | 60.00 | années |
| $vDép_g$ | Vitesse de dépôt des gaz | 600.00 | m/jour |
| C_{air}_g | Concentration dans l'air sous forme gazeuse | -- | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| $vDép_p$ | Vitesse de dépôt des particules | 500.00 | m/jour |
| C_{air}_p | Concentration dans l'air adsorbée aux particules | -- | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| $t_{1/2atm}$ | Demi-vie du contaminant dans l'air | -- | années |
| 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 | 1.50E-06 | cm^2/cm^3 |
| p°_L | Pression de vapeur du contaminant en phase libre | -- | atm |
| PV | Pression de vapeur du contaminant | -- | atm |
| Pt_{fusion} | Température de fusion du contaminant | -- | °Kelvin |
| $T_{(K)}$ | Température de l'air ambiant | 273.00 | °Kelvin |

Modélisation de la concentration dans les racines et tubercules

$$C_v = [P_{rv} + P_{dv} + P_{av}] \times F_{cv}$$

$$P_{dv} = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times 1 - e^{(-k_t \times T_v)}$$

$$tDép = [(vDép_g \times Cair_g) + (vDép_p \times Cair_p)] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (P_{t_{fusion}} > T_K)$$

$$S_T = 1,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement rural})$$

où

| Paramètre | Description | Valeur | Unités |
|-----------|---|--------|--------|
| C_v | Concentration dans les racines et tubercules (poids frais). | -- | mg/kg |
| P_{rv} | Concentration découlant de l'absorption par les racines | 0.00 | mg/kg |
| P_{dv} | Concentration découlant du dépôt atmosphérique | -- | mg/kg |
| F_{cv} | Facteur de conversion poids sec/poids frais | 0.15 | - |

| | | | |
|---------------|--|----------|----------------------------------|
| $tDép$ | Taux de dépôt atmosphérique du contaminant | -- | µg/m ² /an |
| F_{iv} | Fraction d'interception atmosphérique de la plante | 0.040 | - |
| k_t | Coefficient de pertes de surface | 18.05 | /an |
| P_v | Productivité du végétal (partie consommée) | 108.00 | g/m ² |
| T_v | Période de croissance avant récolte | 73.00 | années |
| $vDép_g$ | Vitesse de dépôt des gaz | 600.00 | m/jour |
| C_{air_g} | Concentration dans l'air sous forme gazeuse | -- | µg/m ³ |
| $vDép_p$ | Vitesse de dépôt des particules | 500.00 | m/jour |
| C_{air_p} | Concentration dans l'air sous adsorbée aux particules | -- | µg/m ³ |
| $t_{1/2atm}$ | Demi-vie du contaminant dans l'air | -- | années |
| f_{ptc} | Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air | -- | - |
| c | Constante de Junge | 1.70E-04 | atm.cm |
| S_T | Surface moyenne des particules | 1.50E-06 | cm ² /cm ³ |
| 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 | 273.00 | °Kelvin |

Modélisation de la concentration dans les légumes à feuilles

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$Pd_v = \frac{tDép \times FI_v}{k_t \times P_v} \times 1 - e^{(-k_t \times T_v)}$$

$$tDép = [(vDép_g \times C_{air_g}) + (vDép_p \times C_{air_p})] \times 365$$

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$C_{air_g} = C_{air} \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$C_{air_p} = C_{air} \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (P_{t_{fusion}} > T_K)$$

$$S_T = 1,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement rural})$$

où

| Paramètre | Description | Valeur | Unités |
|-------------|--|--------|----------|
| C_v | Concentration dans les légumes à feuilles (poids frais). | -- | mg/kg |
| P_{rv} | Concentration découlant de l'absorption par les racines | 0.00 | mg/kg |
| P_{dv} | Concentration découlant du dépôt atmosphérique | -- | mg/kg |
| P_{av} | Concentration découlant du transfert air-plante | 0.00 | mg/kg |
| F_{cv} | Facteur de conversion poids sec/poids frais | 0.10 | - |
| $tDép$ | Taux de dépôt atmosphérique du contaminant | -- | µg/m²/an |
| F_{iv} | Fraction d'interception atmosphérique de la plante | 0.16 | - |
| k_t | Coefficient de pertes de surface | 18.05 | /an |
| P_v | Productivité du végétal (partie consommée) | 180.00 | g/m² |
| T_v | Période de croissance avant récolte | 38.00 | années |
| $vDép_g$ | Vitesse de dépôt des gaz | 600.00 | m/jour |
| C_{air_g} | Concentration dans l'air sous forme gazeuse | 0.00 | µg/m³ |
| $vDép_p$ | 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 |
| f_{ptc} | Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air | 1.00 | - |
| c | Constante de Junge | 1.70E-04 | atm.cm |
| S_T | Surface moyenne des particules | 1.50E-06 | cm^2/cm^3 |
| p_L° | Pression de vapeur du contaminant en phase libre | -- | atm |
| PV | Pression de vapeur du contaminant | -- | atm |
| Pt_{fusion} | Température de fusion du contaminant | -- | °Kelvin |
| $T_{(K)}$ | Température de l'air ambiant | 273.00 | °Kelvin |

Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{MES} = 1,0 - f_{sol}$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement rural})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 1,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement rural})$$

où

| Paramètre | Description | Valeur | Unités |
|---------------|---|----------|----------------------------------|
| C_{pou} | Concentration dans les poussières intérieures | -- | mg/kg |
| C_{sol} | Concentration dans le sol de surface | 0 | mg/kg |
| f_{sol} | Fraction des poussières provenant du sol de surface | 0.40 | - |
| C_{ptc} | Concentration dans les particules de l'air intérieur | -- | mg/kg |
| f_{MES} | Fraction des poussières provenant des matières en suspension | 0.10 | - |
| C_{ai} | Concentration dans l'air intérieur | -- | mg/m ³ |
| f_{ptc} | Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur | -- | - |
| C_{MES} | Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur | 20.00 | µg/m ³ |
| $0,000000001$ | Facteur de conversion d'unités | 1.00E-09 | kg/µg |
| c | Constante de Junge | 1.70E-04 | atm.cm |
| S_T | Surface moyenne des particules | 1.50E-06 | cm ² /cm ³ |
| p°_L | Pression de vapeur du contaminant en phase libre | -- | atm |
| PV | Pression de vapeur du contaminant | -- | atm |
| Pt_{fusion} | Température de fusion du contaminant | -- | °Kelvin |
| $T_{(K)}$ | Température de l'air ambiant | 298.00 | °Kelvin |

Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{MES} = 1,0 - f_{sol}$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement rural})$$

$$f_{pic} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$S_T = 1,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement rural})$$

où

| Paramètre | Description | Valeur | Unités |
|---------------|---|----------|----------------------------------|
| C_{pou} | Concentration dans les poussières intérieures | -- | mg/kg |
| C_{sol} | Concentration dans le sol de surface | 0 | mg/kg |
| f_{sol} | Fraction des poussières provenant du sol de surface | 0 | - |
| f_{sol_nu} | Fraction du sol de surface à nu | 1.00 | - |
| C_{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 ³ |
| f_{pic} | Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur | -- | - |
| C_{MES} | Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur | 20.00 | µg/m ³ |
| 0,000000001 | Facteur de conversion d'unités | 1.00E-09 | kg/µg |
| c | Constante de Junge | 1.70E-04 | atm.cm |
| S_T | Surface moyenne des particules | 1.50E-06 | cm ² /cm ³ |
| p_L° | Pression de vapeur du contaminant en phase libre | -- | atm |
| PV | Pression de vapeur du contaminant | -- | atm |
| Pt_{fusion} | Température de fusion du contaminant | -- | °Kelvin |
| $T_{(K)}$ | Température de l'air ambiant | 293.00 | °Kelvin |

Propriétés physicochimiques et environnementales des métaux

Substance : Aluminium

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7429-90-5 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Aluminium | - |
| Poids moléculaire | 26.98 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 660.00 | °C |
| Point d'ébullition | 2327.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 2.45E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.21 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |

| | | |
|--|--------|---|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 1500.0 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 1500.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 1500.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 2.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.0040 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 6.50E-04 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 2.70 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 2.00E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.10 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Antimoine

| | | |
|-------------------|-----------|---|
| No. CAS | 7440-36-0 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Antimony | - |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Poids moléculaire | 121.75 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 630.00 | °C |
| Point d'ébullition | 1635.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 8.96E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.077 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 199.50 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 3981.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 6.31E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 1.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0010 | jour/kg |

| | | |
|--|----------|---------|
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.20 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.030 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 40.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 1.00E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.020 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

Substance : Argent

| | | |
|--|-----------|---------------|
| No. CAS | 7440-22-4 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Silver | - |
| Poids moléculaire | 107.87 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 960.50 | °C |
| Point d'ébullition | 2000.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 6.00E-04 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 6.27E-04 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 9.71E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.084 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 0.13 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 1.30 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 13.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 110.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |

| | | |
|---|--------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 0.13 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 1.30 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 13.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 110.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 0.13 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 1.30 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 13.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 110.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0030 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0030 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0030 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0030 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.40 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.10 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |

| | | |
|--|--------|---------|
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 204.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.020 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.18 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.25 | - |

Substance : Arsenic

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-38-2 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Arsenic | - |
| Poids moléculaire | 74.92 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 358.00 | °C |
| Point d'ébullition | 612.00 | °C |
| Température critique | 1673.0 | °C |
| Enthalpie de vaporisation | 4648.0 | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.24E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.11 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |

| | | |
|--|-------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 25.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 27.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 29.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 31.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 25.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 27.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 29.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 31.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 25.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 27.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 29.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 31.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 6.00E-05 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0020 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.040 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0060 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |

| | | |
|--|----------|---------|
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 20.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 6.00E-05 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.41 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.030 | - |

Substance : Baryum

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-39-3 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Barium | - |
| Poids moléculaire | 137.33 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 725.00 | °C |
| Point d'ébullition | 1600.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 8.27E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.071 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |

| | | |
|--|-------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 12.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 30.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 42.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 52.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 12.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 30.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 42.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 52.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 12.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 30.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 42.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 52.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 3.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 1.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 1.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 1.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 1.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.15 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.015 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 633.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 3.50E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.070 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

Substance : Béryllium

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-41-7 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Beryllium | - |
| Poids moléculaire | 9.01 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1287.0 | °C |
| Point d'ébullition | 2471.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 5.08E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.44 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |

| | | |
|---|----------|---|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 26.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 82.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 1700.0 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 1.00E+05 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 26.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 82.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 1700.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 1.00E+05 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 26.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 82.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 1700.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 1.00E+05 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 9.00E-07 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.010 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0015 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 62.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 9.00E-07 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.010 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

Substance : Bore

| | | |
|-----------------------|-----------|--------|
| No. CAS | 7440-42-8 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Boron | - |
| Poids moléculaire | 10.81 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 2075.0 | °C |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Point d'ébullition | 3860.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 3.82E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.33 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 3.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 3.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 3.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 8.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 8.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 8.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 8.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 4.00 | - |

| | | |
|--|--------|---------|
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 2.00 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 117.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0015 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.90 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Cadmium

| | | |
|--|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-43-9 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Cadmium | - |
| Poids moléculaire | 112.41 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 321.00 | °C |
| Point d'ébullition | 770.00 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 9.45E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.082 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 17.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 37.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 110.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 4300.0 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 17.00 | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 37.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 110.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 430.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 17.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 37.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 110.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 430.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 5.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 1.91E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.11 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0025 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.55 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.15 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |

| | | |
|--|--------|---------|
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 250.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0010 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.010 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : **Chrome trivalent (Cr III)**

| | | |
|---|------------------------------|--------------------------|
| No. CAS | 16065-83-1 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Chromium, trivalent (Cr III) | - |
| Poids moléculaire | 52.00 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1903.0 | °C |
| Point d'ébullition | 2642.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.58E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.14 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |

| | | |
|--|----------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 1900.0 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 2.00E+05 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 2.50E+06 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 4.30E+06 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 1900.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 2.00E+05 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 2.50E+06 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 4.30E+06 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 1900.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 2.00E+05 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 2.50E+06 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 4.30E+06 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0055 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0055 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0055 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0055 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | - | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | - | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0015 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |

| | | |
|--|--------|---|
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.0050 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

Substance : Cobalt

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-48-4 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Cobalt | - |
| Poids moléculaire | 58.93 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1495.0 | °C |
| Point d'ébullition | 2927.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.45E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.13 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |

| | | |
|--|-------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 45.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 45.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 45.00 | - |

| | | |
|---|--------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.020 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0070 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0020 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.80 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : **Cuivre**

| | | |
|---------|-----------|---|
| No. CAS | 7440-50-8 | - |
|---------|-----------|---|

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Copper | - |
| Poids moléculaire | 63.55 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1083.0 | °C |
| Point d'ébullition | 2595.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.38E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.12 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 40.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 1.00E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 2.84E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 40.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 1.00E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 2.84E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 40.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 1.00E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 2.84E+04 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0015 | jour/kg |

| | | |
|--|--------|---------|
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.010 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.40 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.25 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 710.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0015 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.30 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.060 | - |

Substance : Fer

| | | |
|---------------------------|-----------|---------------|
| No. CAS | 7439-89-6 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Iron | - |
| Poids moléculaire | 55.85 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1535.0 | °C |
| Point d'ébullition | 3000.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.51E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.13 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 25.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 25.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 25.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 2.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.020 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.0040 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0010 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |

| | | |
|--|----------|---------|
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 2.50E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.15 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Manganèse

| | | |
|--|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7439-96-5 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Manganese | - |
| Poids moléculaire | 54.94 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1244.0 | °C |
| Point d'ébullition | 2095.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.52E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.13 | cm ² /seconde |

| | | |
|---|-------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 65.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 65.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 65.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 3.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 4.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 4.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 4.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 4.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.25 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.050 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |

| | | |
|--|----------|---------|
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 3.50E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.040 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Mercure

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7439-97-6 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Mercury | - |
| Poids moléculaire | 200.59 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.060 | mg/L |
| Point de fusion | -38.87 | °C |
| Point d'ébullition | 356.60 | °C |
| Température critique | 1735.0 | °C |
| Enthalpie de vaporisation | 1.41E+04 | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 2.58E-06 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | 0.62 | - |
| Constante de Henry | 0.0071 | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 3.01E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.011 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |

| | | |
|--|---------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 1000.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 3000.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 1000.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 4.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.25 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.25 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.25 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.25 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.90 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.20 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 10.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 4.50E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.070 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.47 | - |

Substance : Nickel, métal

| | | |
|---|------------------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-02-0 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Nickel, metallic | - |
| Poids moléculaire | 58.69 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1551.0 | °C |
| Point d'ébullition | 2732.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 1.00E-04 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 3.51E-05 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.46E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.13 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |

| | | |
|---|--------|---|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 18.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 38.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 88.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 1900.0 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 18.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 38.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 88.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 1900.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 18.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 38.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 88.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 1900.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |

| | | |
|---|--------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0060 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0060 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0060 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0060 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.060 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.060 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 78.00 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0010 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.27 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Plomb

| | | |
|-------------------|-----------|--------|
| No. CAS | 7439-92-1 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Lead | - |
| Poids moléculaire | 207.20 | g/mole |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 327.40 | °C |
| Point d'ébullition | 1740.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 4.00E-06 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 1.98E-07 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 6.28E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.054 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 900.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 900.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 900.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 2.50E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 3.00E-04 | jour/kg |

| | | |
|--|----------|---------|
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.045 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0090 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 0.090 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 2.50E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.15 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.0060 | - |

Substance : **Strontium**

| | | |
|--|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-24-6 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Strontium | - |
| Poids moléculaire | 87.62 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 763.00 | °C |
| Point d'ébullition | 1382.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.12E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.096 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 35.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 35.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 35.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0015 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 3.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétales (Bv) | 2.50 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.25 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |

| | | |
|--|--------|---------|
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0015 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.20 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Thallium

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-28-0 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Thallium | - |
| Poids moléculaire | 204.38 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 303.50 | °C |
| Point d'ébullition | 1457.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 6.34E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.055 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |

| | | |
|--|-------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 45.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 58.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 74.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 96.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 45.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 58.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 74.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 96.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 45.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 58.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 74.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 96.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.0020 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.040 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.040 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.040 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.040 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.0040 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 4.00E-04 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 1.00E+04 | - |

| | | |
|--|--------|---------|
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.0020 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.15 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Titane

| | | |
|---|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-32-6 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Titanium | - |
| Poids moléculaire | 47.88 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1677.0 | °C |
| Point d'ébullition | 3277.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | 1.01E+05 | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 1.00E-79 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.67E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.14 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |

| | | |
|--|---------|---|
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 1000.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 1000.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |

| | | |
|---|---------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 1000.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.030 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.030 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.030 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.030 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.0055 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0030 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.010 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.030 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.010 | - |

Substance : Uranium, sels solubles

| | | |
|---|-------------------------------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-61-1 | - |
| Type de substance | Inorganique | - |
| Nom anglais | Uranium, highly soluble salts | - |
| Poids moléculaire | 238.03 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 1132.8 | °C |
| Point d'ébullition | 3818.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 5.73E-06 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.049 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |

| | | |
|---|--------|---|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 450.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 450.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 450.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 6.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 2.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 2.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 2.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 2.00E-04 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.0085 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0040 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 6.00E-04 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.060 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

Substance : Vanadium

| | | |
|-----------------------|-----------|--------|
| No. CAS | 7440-62-2 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Vanadium | - |
| Poids moléculaire | 50.94 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |

| | | |
|---|----------|--------------------------|
| Point de fusion | 1917.0 | °C |
| Point d'ébullition | 3392.0 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 0.0010 | cm/heure |
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 0.0014 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.60E-05 | cm ² /seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.14 | cm ² /seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 50.10 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 125.90 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 5012.0 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 2.00E-05 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.0025 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 0.0025 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0025 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0025 | jour/kg |

| | | |
|--|----------|---------|
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 0.0055 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.0030 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 2.00E-05 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.010 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

Substance : Zinc

| | | |
|--|-----------|--------------------------|
| No. CAS | 7440-66-6 | - |
| Type de substance | Métal | - |
| Nom anglais | Zinc | - |
| Poids moléculaire | 65.39 | g/mole |
| Solubilité dans l'eau | 0.00 | mg/L |
| Point de fusion | 419.50 | °C |
| Point d'ébullition | 908.00 | °C |
| Température critique | - | °C |
| Enthalpie de vaporisation | - | calories/Mole |
| Pression de vapeur | 0.00 | atmosphères |
| Coefficient de partage octanol/eau (log10) | - | - |
| Constante de Henry | - | atm.m ³ /mole |
| Coefficient de perméabilité cutanée (eau) | 6.00E-04 | cm/heure |

| | | |
|---|----------|-------------|
| Coefficient de perméabilité cutanée (air) | 6.27E-04 | cm/heure |
| Constante de dissociation acide | - | - |
| Diffusivité dans l'eau | 1.36E-05 | cm²/seconde |
| Diffusivité dans l'air | 0.12 | cm²/seconde |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique variable selon le pH ? | NON | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 5 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 6 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 7 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 8 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 5 | 18.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 6 | 36.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 7 | 75.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 8 | 530.00 | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption au sol à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 4 | - | - |

| | | |
|---|----------|---------|
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 5 | 18.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 6 | 36.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 7 | 75.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 8 | 530.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux sédiments à pH = 14 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 1 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 2 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 3 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 4 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 5 | 18.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 6 | 36.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 7 | 75.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 8 | 530.00 | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 9 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 10 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 11 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 12 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 13 | - | - |
| Coefficient d'adsorption aux matières en suspension à pH = 14 | - | - |
| Facteur de biotransfert - Lait | 0.010 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Boeuf | 0.10 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Porc | 1.28E-04 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Poulet | 0.0088 | jour/kg |
| Facteur de biotransfert - Oeufs | 0.0088 | jour/kg |
| Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv) | 1.50 | - |
| Facteur de bioconcentration - Racines (Br) | 0.90 | - |
| Demi-vie dans le sol - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans le sol - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'air - Valeur maximale | - | heures |

| | | |
|--|--------|---------|
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau de surface - Valeur maximale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur minimale | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur moyenne | - | heures |
| Demi-vie dans l'eau souterraine - Valeur maximale | - | heures |
| Facteur de bioconcentration (poissons) | 2059.0 | - |
| Facteur de biotransfert - Lait maternel humain | 0.010 | jour/kg |
| Fraction absorbée par ingestion de sol | - | - |
| Fraction absorbée par ingestion (aliments) | 0.20 | - |
| Fraction absorbée par inhalation | - | - |
| Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada) | 0.10 | - |

ANNEXE F

DOSES D'EXPOSITION ADDITIONNELLES ESTIMÉES POUR UNE EXPOSITION CHRONIQUE

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.31E-05 | 8.01E-05 | 0.00E+00 | 4.57E-05 | 2.61E-03 | 5.47E-04 | 5.79E-04 | 1.29E-06 | 2.92E-06 | 8.72E-05 | 0.00E+00 | 1.83E-05 | 2.61E-03 |
| Antimoine | 4.48E-11 | 2.74E-10 | 0.00E+00 | 1.57E-09 | 8.96E-09 | 1.87E-09 | 1.98E-09 | 3.45E-11 | 9.98E-12 | 2.98E-10 | 0.00E+00 | 6.27E-10 | 8.96E-09 |
| Argent | 3.58E-10 | 2.19E-09 | 0.00E+00 | 3.13E-08 | 7.16E-08 | 1.49E-08 | 1.58E-08 | 1.56E-08 | 7.98E-11 | 2.38E-09 | 0.00E+00 | 1.25E-08 | 7.16E-08 |
| Arsenic | 2.24E-09 | 1.37E-08 | 0.00E+00 | 2.35E-08 | 4.48E-07 | 9.34E-08 | 9.90E-08 | 9.17E-11 | 4.99E-10 | 1.49E-08 | 0.00E+00 | 9.40E-09 | 4.48E-07 |
| Baryum | 2.03E-07 | 1.24E-06 | 0.00E+00 | 7.06E-06 | 4.03E-05 | 8.44E-06 | 8.95E-06 | 1.61E-07 | 4.51E-08 | 1.35E-06 | 0.00E+00 | 2.82E-06 | 4.03E-05 |
| Béryllium | 4.48E-10 | 2.74E-09 | 0.00E+00 | 1.57E-08 | 8.96E-08 | 1.87E-08 | 1.98E-08 | 6.20E-12 | 9.98E-11 | 2.98E-09 | 0.00E+00 | 6.27E-09 | 8.96E-08 |
| Bore | 4.48E-09 | 2.74E-08 | 0.00E+00 | 1.57E-08 | 8.96E-07 | 1.87E-07 | 1.98E-07 | 8.09E-09 | 9.98E-10 | 2.98E-08 | 0.00E+00 | 6.27E-09 | 8.96E-07 |
| Cadmium | 2.24E-10 | 1.37E-09 | 0.00E+00 | 7.84E-10 | 4.48E-08 | 9.34E-09 | 9.90E-09 | 8.18E-10 | 4.99E-11 | 1.49E-09 | 0.00E+00 | 3.13E-10 | 4.48E-08 |
| Chrome III | 8.98E-08 | 5.48E-07 | 0.00E+00 | 3.13E-06 | 1.79E-05 | 3.74E-06 | 3.96E-06 | 4.12E-06 | 2.00E-08 | 5.96E-07 | 0.00E+00 | 1.25E-06 | 1.79E-05 |
| Cobalt | 6.09E-08 | 3.72E-07 | 0.00E+00 | 2.12E-07 | 1.21E-05 | 2.54E-06 | 2.69E-06 | 1.31E-07 | 1.36E-08 | 4.05E-07 | 0.00E+00 | 8.48E-08 | 1.21E-05 |
| Cuivre | 1.65E-07 | 1.01E-06 | 0.00E+00 | 3.44E-06 | 3.28E-05 | 6.86E-06 | 7.28E-06 | 1.79E-07 | 3.67E-08 | 1.10E-06 | 0.00E+00 | 1.38E-06 | 3.28E-05 |
| Fer | 1.52E-04 | 9.29E-04 | 0.00E+00 | 5.33E-04 | 3.04E-02 | 6.34E-03 | 6.72E-03 | 1.66E-05 | 3.39E-05 | 1.01E-03 | 0.00E+00 | 2.13E-04 | 3.04E-02 |
| Manganèse | 1.60E-06 | 9.74E-06 | 0.00E+00 | 5.56E-06 | 3.18E-04 | 6.65E-05 | 7.05E-05 | 5.36E-07 | 3.55E-07 | 1.06E-05 | 0.00E+00 | 2.22E-06 | 3.18E-04 |
| Mercuré | 8.98E-12 | 7.82E-11 | 1.05E-16 | 8.81E-13 | 1.08E-12 | 4.49E-10 | 4.76E-10 | 2.25E-12 | 2.00E-12 | 8.52E-11 | 1.05E-16 | 3.22E-13 | 9.88E-13 |
| Nickel, métal | 2.69E-08 | 1.64E-07 | 0.00E+00 | 9.40E-08 | 5.37E-06 | 1.12E-06 | 1.19E-06 | 1.30E-08 | 6.00E-09 | 1.79E-07 | 0.00E+00 | 3.76E-08 | 5.37E-06 |
| Plomb | 5.41E-09 | 3.30E-08 | 0.00E+00 | 1.13E-08 | 1.07E-06 | 2.25E-07 | 2.39E-07 | 5.42E-10 | 1.20E-09 | 3.59E-08 | 0.00E+00 | 4.51E-09 | 1.07E-06 |
| Strontium | 1.52E-07 | 9.29E-07 | 0.00E+00 | 5.30E-07 | 3.03E-05 | 6.34E-06 | 6.72E-06 | 1.00E-07 | 3.39E-08 | 1.01E-06 | 0.00E+00 | 2.12E-07 | 3.03E-05 |
| Thallium | 1.34E-10 | 8.20E-10 | 0.00E+00 | 4.70E-10 | 2.69E-08 | 5.60E-09 | 5.93E-09 | 1.17E-10 | 2.99E-11 | 8.93E-10 | 0.00E+00 | 1.88E-10 | 2.69E-08 |
| Titane | 8.98E-06 | 5.48E-05 | 0.00E+00 | 3.13E-05 | 1.79E-03 | 3.74E-04 | 3.96E-04 | 1.12E-04 | 2.00E-06 | 5.96E-05 | 0.00E+00 | 1.25E-05 | 1.79E-03 |
| Uranium, sels solub | 2.24E-09 | 1.37E-08 | 0.00E+00 | 7.84E-08 | 4.48E-07 | 9.34E-08 | 9.90E-08 | 3.54E-09 | 4.99E-10 | 1.49E-08 | 0.00E+00 | 3.13E-08 | 4.48E-07 |
| Vanadium | 1.75E-06 | 1.07E-05 | 0.00E+00 | 6.11E-05 | 3.49E-04 | 7.30E-05 | 7.74E-05 | 5.37E-07 | 3.90E-07 | 1.17E-05 | 0.00E+00 | 2.44E-05 | 3.49E-04 |
| Zinc | 1.43E-07 | 8.74E-07 | 0.00E+00 | 4.99E-06 | 2.85E-05 | 5.97E-06 | 6.33E-06 | 1.47E-06 | 3.19E-08 | 9.52E-07 | 0.00E+00 | 2.00E-06 | 2.85E-05 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.55E-05 | 6.97E-05 | 0.00E+00 | 3.41E-05 | 4.99E-03 | 2.52E-03 | 8.12E-04 | 0.00E+00 | 3.45E-06 | 7.81E-05 | 0.00E+00 | 1.36E-05 | 4.99E-03 |
| Antimoine | 5.29E-11 | 2.38E-10 | 0.00E+00 | 1.17E-09 | 1.71E-08 | 8.60E-09 | 2.77E-09 | 0.00E+00 | 1.18E-11 | 2.67E-10 | 0.00E+00 | 4.67E-10 | 1.71E-08 |
| Argent | 4.23E-10 | 1.90E-09 | 0.00E+00 | 2.34E-08 | 1.37E-07 | 6.87E-08 | 2.22E-08 | 0.00E+00 | 9.43E-11 | 2.13E-09 | 0.00E+00 | 9.34E-09 | 1.37E-07 |
| Arsenic | 2.64E-09 | 1.19E-08 | 0.00E+00 | 1.75E-08 | 8.56E-07 | 4.30E-07 | 1.39E-07 | 0.00E+00 | 5.89E-10 | 1.33E-08 | 0.00E+00 | 7.01E-09 | 8.56E-07 |
| Baryum | 2.39E-07 | 1.08E-06 | 0.00E+00 | 5.26E-06 | 7.71E-05 | 3.88E-05 | 1.25E-05 | 0.00E+00 | 5.33E-08 | 1.21E-06 | 0.00E+00 | 2.10E-06 | 7.71E-05 |
| Béryllium | 5.29E-10 | 2.38E-09 | 0.00E+00 | 1.17E-08 | 1.71E-07 | 8.60E-08 | 2.77E-08 | 0.00E+00 | 1.18E-10 | 2.67E-09 | 0.00E+00 | 4.67E-09 | 1.71E-07 |
| Bore | 5.29E-09 | 2.38E-08 | 0.00E+00 | 1.17E-08 | 1.71E-06 | 8.60E-07 | 2.77E-07 | 0.00E+00 | 1.18E-09 | 2.67E-08 | 0.00E+00 | 4.67E-09 | 1.71E-06 |
| Cadmium | 2.64E-10 | 1.19E-09 | 0.00E+00 | 5.84E-10 | 8.56E-08 | 4.30E-08 | 1.39E-08 | 0.00E+00 | 5.89E-11 | 1.33E-09 | 0.00E+00 | 2.34E-10 | 8.56E-08 |
| Chrome III | 1.06E-07 | 4.77E-07 | 0.00E+00 | 2.33E-06 | 3.42E-05 | 1.72E-05 | 5.55E-06 | 0.00E+00 | 2.36E-08 | 5.34E-07 | 0.00E+00 | 9.33E-07 | 3.42E-05 |
| Cobalt | 7.18E-08 | 3.23E-07 | 0.00E+00 | 1.58E-07 | 2.32E-05 | 1.17E-05 | 3.77E-06 | 0.00E+00 | 1.60E-08 | 3.62E-07 | 0.00E+00 | 6.32E-08 | 2.32E-05 |
| Cuivre | 1.94E-07 | 8.75E-07 | 0.00E+00 | 2.57E-06 | 6.27E-05 | 3.16E-05 | 1.02E-05 | 0.00E+00 | 4.33E-08 | 9.81E-07 | 0.00E+00 | 1.03E-06 | 6.27E-05 |
| Fer | 1.80E-04 | 8.08E-04 | 0.00E+00 | 3.97E-04 | 5.82E-02 | 2.92E-02 | 9.41E-03 | 0.00E+00 | 4.00E-05 | 9.06E-04 | 0.00E+00 | 1.59E-04 | 5.82E-02 |
| Manganèse | 1.88E-06 | 8.47E-06 | 0.00E+00 | 4.14E-06 | 6.07E-04 | 3.06E-04 | 9.87E-05 | 0.00E+00 | 4.20E-07 | 9.50E-06 | 0.00E+00 | 1.66E-06 | 6.07E-04 |
| Mercuré | 1.06E-11 | 6.81E-11 | 7.80E-17 | 6.57E-13 | 2.07E-12 | 2.07E-09 | 6.66E-10 | 0.00E+00 | 2.36E-12 | 7.63E-11 | 7.80E-17 | 2.40E-13 | 1.89E-12 |
| Nickel, métal | 3.18E-08 | 1.43E-07 | 0.00E+00 | 7.01E-08 | 1.03E-05 | 5.16E-06 | 1.67E-06 | 0.00E+00 | 7.08E-09 | 1.60E-07 | 0.00E+00 | 2.80E-08 | 1.03E-05 |
| Plomb | 6.38E-09 | 2.87E-08 | 0.00E+00 | 8.41E-09 | 2.05E-06 | 1.04E-06 | 3.34E-07 | 0.00E+00 | 1.42E-09 | 3.22E-08 | 0.00E+00 | 3.36E-09 | 2.05E-06 |
| Strontium | 1.80E-07 | 8.08E-07 | 0.00E+00 | 3.95E-07 | 5.79E-05 | 2.92E-05 | 9.41E-06 | 0.00E+00 | 4.00E-08 | 9.06E-07 | 0.00E+00 | 1.58E-07 | 5.79E-05 |
| Thallium | 1.58E-10 | 7.13E-10 | 0.00E+00 | 3.50E-10 | 5.13E-08 | 2.58E-08 | 8.31E-09 | 0.00E+00 | 3.53E-11 | 8.00E-10 | 0.00E+00 | 1.40E-10 | 5.13E-08 |
| Titane | 1.06E-05 | 4.77E-05 | 0.00E+00 | 2.33E-05 | 3.41E-03 | 1.72E-03 | 5.55E-04 | 0.00E+00 | 2.36E-06 | 5.34E-05 | 0.00E+00 | 9.32E-06 | 3.41E-03 |
| Uranium, sels solub | 2.64E-09 | 1.19E-08 | 0.00E+00 | 5.84E-08 | 8.56E-07 | 4.30E-07 | 1.39E-07 | 0.00E+00 | 5.89E-10 | 1.33E-08 | 0.00E+00 | 2.34E-08 | 8.56E-07 |
| Vanadium | 2.07E-06 | 9.31E-06 | 0.00E+00 | 4.55E-05 | 6.67E-04 | 3.36E-04 | 1.08E-04 | 0.00E+00 | 4.61E-07 | 1.04E-05 | 0.00E+00 | 1.82E-05 | 6.67E-04 |
| Zinc | 1.69E-07 | 7.61E-07 | 0.00E+00 | 3.72E-06 | 5.45E-05 | 2.75E-05 | 8.86E-06 | 0.00E+00 | 3.77E-08 | 8.53E-07 | 0.00E+00 | 1.49E-06 | 5.45E-05 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.28E-05 | 5.76E-05 | 0.00E+00 | 2.85E-05 | 1.01E-03 | 1.43E-03 | 7.57E-04 | 0.00E+00 | 2.85E-06 | 6.45E-05 | 0.00E+00 | 1.14E-05 | 1.01E-03 |
| Antimoine | 4.37E-11 | 1.97E-10 | 0.00E+00 | 9.77E-10 | 3.45E-09 | 4.90E-09 | 2.59E-09 | 0.00E+00 | 9.74E-12 | 2.20E-10 | 0.00E+00 | 3.91E-10 | 3.45E-09 |
| Argent | 3.49E-10 | 1.57E-09 | 0.00E+00 | 1.95E-08 | 2.76E-08 | 3.92E-08 | 2.07E-08 | 0.00E+00 | 7.79E-11 | 1.76E-09 | 0.00E+00 | 7.82E-09 | 2.76E-08 |
| Arsenic | 2.18E-09 | 9.83E-09 | 0.00E+00 | 1.47E-08 | 1.73E-07 | 2.45E-07 | 1.29E-07 | 0.00E+00 | 4.87E-10 | 1.10E-08 | 0.00E+00 | 5.86E-09 | 1.73E-07 |
| Baryum | 1.97E-07 | 8.89E-07 | 0.00E+00 | 4.40E-06 | 1.56E-05 | 2.21E-05 | 1.17E-05 | 0.00E+00 | 4.40E-08 | 9.96E-07 | 0.00E+00 | 1.76E-06 | 1.56E-05 |
| Béryllium | 4.37E-10 | 1.97E-09 | 0.00E+00 | 9.77E-09 | 3.45E-08 | 4.90E-08 | 2.59E-08 | 0.00E+00 | 9.74E-11 | 2.20E-09 | 0.00E+00 | 3.91E-09 | 3.45E-08 |
| Bore | 4.37E-09 | 1.97E-08 | 0.00E+00 | 9.77E-09 | 3.45E-07 | 4.90E-07 | 2.59E-07 | 0.00E+00 | 9.74E-10 | 2.20E-08 | 0.00E+00 | 3.91E-09 | 3.45E-07 |
| Cadmium | 2.18E-10 | 9.83E-10 | 0.00E+00 | 4.88E-10 | 1.73E-08 | 2.45E-08 | 1.29E-08 | 0.00E+00 | 4.87E-11 | 1.10E-09 | 0.00E+00 | 1.95E-10 | 1.73E-08 |
| Chrome III | 8.75E-08 | 3.94E-07 | 0.00E+00 | 1.95E-06 | 6.90E-06 | 9.81E-06 | 5.18E-06 | 0.00E+00 | 1.95E-08 | 4.41E-07 | 0.00E+00 | 7.80E-07 | 6.90E-06 |
| Cobalt | 5.93E-08 | 2.67E-07 | 0.00E+00 | 1.32E-07 | 4.67E-06 | 6.65E-06 | 3.51E-06 | 0.00E+00 | 1.32E-08 | 2.99E-07 | 0.00E+00 | 5.29E-08 | 4.67E-06 |
| Cuivre | 1.61E-07 | 7.23E-07 | 0.00E+00 | 2.15E-06 | 1.27E-05 | 1.80E-05 | 9.51E-06 | 0.00E+00 | 3.58E-08 | 8.10E-07 | 0.00E+00 | 8.59E-07 | 1.27E-05 |
| Fer | 1.48E-04 | 6.68E-04 | 0.00E+00 | 3.32E-04 | 1.17E-02 | 1.66E-02 | 8.78E-03 | 0.00E+00 | 3.31E-05 | 7.48E-04 | 0.00E+00 | 1.33E-04 | 1.17E-02 |
| Manganèse | 1.55E-06 | 7.00E-06 | 0.00E+00 | 3.47E-06 | 1.23E-04 | 1.74E-04 | 9.21E-05 | 0.00E+00 | 3.47E-07 | 7.84E-06 | 0.00E+00 | 1.39E-06 | 1.23E-04 |
| Mercuré | 8.75E-12 | 5.62E-11 | 6.53E-17 | 5.49E-13 | 4.17E-13 | 1.18E-09 | 6.21E-10 | 0.00E+00 | 1.95E-12 | 6.30E-11 | 6.52E-17 | 2.01E-13 | 3.81E-13 |
| Nickel, métal | 2.62E-08 | 1.18E-07 | 0.00E+00 | 5.86E-08 | 2.07E-06 | 2.94E-06 | 1.55E-06 | 0.00E+00 | 5.85E-09 | 1.32E-07 | 0.00E+00 | 2.34E-08 | 2.07E-06 |
| Plomb | 5.27E-09 | 2.37E-08 | 0.00E+00 | 7.03E-09 | 4.14E-07 | 5.91E-07 | 3.12E-07 | 0.00E+00 | 1.17E-09 | 2.66E-08 | 0.00E+00 | 2.81E-09 | 4.14E-07 |
| Strontium | 1.48E-07 | 6.68E-07 | 0.00E+00 | 3.31E-07 | 1.17E-05 | 1.66E-05 | 8.78E-06 | 0.00E+00 | 3.31E-08 | 7.48E-07 | 0.00E+00 | 1.32E-07 | 1.17E-05 |
| Thallium | 1.31E-10 | 5.89E-10 | 0.00E+00 | 2.93E-10 | 1.04E-08 | 1.47E-08 | 7.75E-09 | 0.00E+00 | 2.92E-11 | 6.61E-10 | 0.00E+00 | 1.17E-10 | 1.04E-08 |
| Titane | 8.75E-06 | 3.94E-05 | 0.00E+00 | 1.95E-05 | 6.89E-04 | 9.81E-04 | 5.18E-04 | 0.00E+00 | 1.95E-06 | 4.41E-05 | 0.00E+00 | 7.80E-06 | 6.89E-04 |
| Uranium, sels solub | 2.18E-09 | 9.83E-09 | 0.00E+00 | 4.88E-08 | 1.73E-07 | 2.45E-07 | 1.29E-07 | 0.00E+00 | 4.87E-10 | 1.10E-08 | 0.00E+00 | 1.95E-08 | 1.73E-07 |
| Vanadium | 1.71E-06 | 7.69E-06 | 0.00E+00 | 3.81E-05 | 1.35E-04 | 1.92E-04 | 1.01E-04 | 0.00E+00 | 3.81E-07 | 8.62E-06 | 0.00E+00 | 1.52E-05 | 1.35E-04 |
| Zinc | 1.40E-07 | 6.28E-07 | 0.00E+00 | 3.11E-06 | 1.10E-05 | 1.57E-05 | 8.27E-06 | 0.00E+00 | 3.11E-08 | 7.04E-07 | 0.00E+00 | 1.25E-06 | 1.10E-05 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|---------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.21E-05 | 4.40E-05 | 0.00E+00 | 2.31E-05 | 2.86E-04 | 8.13E-04 | 4.19E-04 | 0.00E+00 | 1.81E-06 | 5.12E-05 | 0.00E+00 | 9.22E-06 | 2.86E-04 |
| Antimoine | 4.14E-11 | 1.50E-10 | 0.00E+00 | 7.91E-10 | 9.82E-10 | 2.78E-09 | 1.43E-09 | 0.00E+00 | 6.19E-12 | 1.75E-10 | 0.00E+00 | 3.16E-10 | 9.82E-10 |
| Argent | 3.31E-10 | 1.20E-09 | 0.00E+00 | 1.58E-08 | 7.86E-09 | 2.22E-08 | 1.14E-08 | 0.00E+00 | 4.95E-11 | 1.40E-09 | 0.00E+00 | 6.32E-09 | 7.86E-09 |
| Arsenic | 2.07E-09 | 7.52E-09 | 0.00E+00 | 1.19E-08 | 4.91E-08 | 1.39E-07 | 7.16E-08 | 0.00E+00 | 3.10E-10 | 8.75E-09 | 0.00E+00 | 4.74E-09 | 4.91E-08 |
| Baryum | 1.87E-07 | 6.80E-07 | 0.00E+00 | 3.56E-06 | 4.42E-06 | 1.26E-05 | 6.47E-06 | 0.00E+00 | 2.80E-08 | 7.91E-07 | 0.00E+00 | 1.42E-06 | 4.42E-06 |
| Béryllium | 4.14E-10 | 1.50E-09 | 0.00E+00 | 7.91E-09 | 9.82E-09 | 2.78E-08 | 1.43E-08 | 0.00E+00 | 6.19E-11 | 1.75E-09 | 0.00E+00 | 3.16E-09 | 9.82E-09 |
| Bore | 4.14E-09 | 1.50E-08 | 0.00E+00 | 7.91E-09 | 9.82E-08 | 2.78E-07 | 1.43E-07 | 0.00E+00 | 6.19E-10 | 1.75E-08 | 0.00E+00 | 3.16E-09 | 9.82E-08 |
| Cadmium | 2.07E-10 | 7.52E-10 | 0.00E+00 | 3.95E-10 | 4.91E-09 | 1.39E-08 | 7.16E-09 | 0.00E+00 | 3.10E-11 | 8.75E-10 | 0.00E+00 | 1.58E-10 | 4.91E-09 |
| Chrome III | 8.29E-08 | 3.01E-07 | 0.00E+00 | 1.58E-06 | 1.96E-06 | 5.56E-06 | 2.87E-06 | 0.00E+00 | 1.24E-08 | 3.50E-07 | 0.00E+00 | 6.31E-07 | 1.96E-06 |
| Cobalt | 5.63E-08 | 2.04E-07 | 0.00E+00 | 1.07E-07 | 1.33E-06 | 3.77E-06 | 1.94E-06 | 0.00E+00 | 8.41E-09 | 2.38E-07 | 0.00E+00 | 4.28E-08 | 1.33E-06 |
| Cuivre | 1.52E-07 | 5.53E-07 | 0.00E+00 | 1.74E-06 | 3.60E-06 | 1.02E-05 | 5.26E-06 | 0.00E+00 | 2.28E-08 | 6.43E-07 | 0.00E+00 | 6.95E-07 | 3.60E-06 |
| Fer | 1.41E-04 | 5.11E-04 | 0.00E+00 | 2.69E-04 | 3.34E-03 | 9.44E-03 | 4.86E-03 | 0.00E+00 | 2.10E-05 | 5.94E-04 | 0.00E+00 | 1.08E-04 | 3.34E-03 |
| Manganèse | 1.47E-06 | 5.35E-06 | 0.00E+00 | 2.80E-06 | 3.48E-05 | 9.89E-05 | 5.09E-05 | 0.00E+00 | 2.20E-07 | 6.23E-06 | 0.00E+00 | 1.12E-06 | 3.48E-05 |
| Mercuré | 8.29E-12 | 4.30E-11 | 5.28E-17 | 4.45E-13 | 1.18E-13 | 6.68E-10 | 3.44E-10 | 0.00E+00 | 1.24E-12 | 5.01E-11 | 5.28E-17 | 1.63E-13 | 1.08E-13 |
| Nickel, métal | 2.49E-08 | 9.03E-08 | 0.00E+00 | 4.74E-08 | 5.89E-07 | 1.67E-06 | 8.60E-07 | 0.00E+00 | 3.72E-09 | 1.05E-07 | 0.00E+00 | 1.90E-08 | 5.89E-07 |
| Plomb | 5.00E-09 | 1.81E-08 | 0.00E+00 | 5.69E-09 | 1.18E-07 | 3.35E-07 | 1.73E-07 | 0.00E+00 | 7.47E-10 | 2.11E-08 | 0.00E+00 | 2.28E-09 | 1.18E-07 |
| Strontium | 1.41E-07 | 5.11E-07 | 0.00E+00 | 2.67E-07 | 3.32E-06 | 9.44E-06 | 4.86E-06 | 0.00E+00 | 2.10E-08 | 5.94E-07 | 0.00E+00 | 1.07E-07 | 3.32E-06 |
| Thallium | 1.24E-10 | 4.51E-10 | 0.00E+00 | 2.37E-10 | 2.95E-09 | 8.33E-09 | 4.29E-09 | 0.00E+00 | 1.86E-11 | 5.25E-10 | 0.00E+00 | 9.49E-11 | 2.95E-09 |
| Titane | 8.29E-06 | 3.01E-05 | 0.00E+00 | 1.58E-05 | 1.96E-04 | 5.56E-04 | 2.87E-04 | 0.00E+00 | 1.24E-06 | 3.50E-05 | 0.00E+00 | 6.31E-06 | 1.96E-04 |
| Uranium, sels solub | 2.07E-09 | 7.52E-09 | 0.00E+00 | 3.95E-08 | 4.91E-08 | 1.39E-07 | 7.16E-08 | 0.00E+00 | 3.10E-10 | 8.75E-09 | 0.00E+00 | 1.58E-08 | 4.91E-08 |
| Vanadium | 1.62E-06 | 5.88E-06 | 0.00E+00 | 3.08E-05 | 3.83E-05 | 1.09E-04 | 5.60E-05 | 0.00E+00 | 2.42E-07 | 6.84E-06 | 0.00E+00 | 1.23E-05 | 3.83E-05 |
| Zinc | 1.32E-07 | 4.81E-07 | 0.00E+00 | 2.52E-06 | 3.13E-06 | 8.88E-06 | 4.58E-06 | 0.00E+00 | 1.98E-08 | 5.59E-07 | 0.00E+00 | 1.01E-06 | 3.13E-06 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur dit sensible le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 5.66E-06 | 3.45E-05 | 0.00E+00 | 2.18E-05 | 2.35E-04 | 4.44E-04 | 4.67E-04 | 0.00E+00 | 1.26E-06 | 3.76E-05 | 0.00E+00 | 8.73E-06 | 2.35E-04 |
| Antimoine | 1.93E-11 | 1.18E-10 | 0.00E+00 | 7.48E-10 | 8.04E-10 | 1.52E-09 | 1.60E-09 | 0.00E+00 | 4.31E-12 | 1.29E-10 | 0.00E+00 | 2.99E-10 | 8.04E-10 |
| Argent | 1.55E-10 | 9.44E-10 | 0.00E+00 | 1.50E-08 | 6.43E-09 | 1.21E-08 | 1.28E-08 | 0.00E+00 | 3.44E-11 | 1.03E-09 | 0.00E+00 | 5.98E-09 | 6.43E-09 |
| Arsenic | 9.67E-10 | 5.90E-09 | 0.00E+00 | 1.12E-08 | 4.02E-08 | 7.59E-08 | 7.98E-08 | 0.00E+00 | 2.15E-10 | 6.43E-09 | 0.00E+00 | 4.49E-09 | 4.02E-08 |
| Baryum | 8.74E-08 | 5.33E-07 | 0.00E+00 | 3.37E-06 | 3.62E-06 | 6.86E-06 | 7.21E-06 | 0.00E+00 | 1.95E-08 | 5.81E-07 | 0.00E+00 | 1.35E-06 | 3.62E-06 |
| Béryllium | 1.93E-10 | 1.18E-09 | 0.00E+00 | 7.48E-09 | 8.04E-09 | 1.52E-08 | 1.60E-08 | 0.00E+00 | 4.31E-11 | 1.29E-09 | 0.00E+00 | 2.99E-09 | 8.04E-09 |
| Bore | 1.93E-09 | 1.18E-08 | 0.00E+00 | 7.48E-09 | 8.04E-08 | 1.52E-07 | 1.60E-07 | 0.00E+00 | 4.31E-10 | 1.29E-08 | 0.00E+00 | 2.99E-09 | 8.04E-08 |
| Cadmium | 9.67E-11 | 5.90E-10 | 0.00E+00 | 3.74E-10 | 4.02E-09 | 7.59E-09 | 7.98E-09 | 0.00E+00 | 2.15E-11 | 6.43E-10 | 0.00E+00 | 1.50E-10 | 4.02E-09 |
| Chrome III | 3.87E-08 | 2.36E-07 | 0.00E+00 | 1.49E-06 | 1.61E-06 | 3.04E-06 | 3.20E-06 | 0.00E+00 | 8.62E-09 | 2.57E-07 | 0.00E+00 | 5.97E-07 | 1.61E-06 |
| Cobalt | 2.63E-08 | 1.60E-07 | 0.00E+00 | 1.01E-07 | 1.09E-06 | 2.06E-06 | 2.17E-06 | 0.00E+00 | 5.85E-09 | 1.75E-07 | 0.00E+00 | 4.05E-08 | 1.09E-06 |
| Cuivre | 7.11E-08 | 4.34E-07 | 0.00E+00 | 1.64E-06 | 2.95E-06 | 5.58E-06 | 5.87E-06 | 0.00E+00 | 1.58E-08 | 4.72E-07 | 0.00E+00 | 6.58E-07 | 2.95E-06 |
| Fer | 6.57E-05 | 4.01E-04 | 0.00E+00 | 2.54E-04 | 2.73E-03 | 5.15E-03 | 5.42E-03 | 0.00E+00 | 1.46E-05 | 4.36E-04 | 0.00E+00 | 1.02E-04 | 2.73E-03 |
| Manganèse | 6.88E-07 | 4.20E-06 | 0.00E+00 | 2.65E-06 | 2.85E-05 | 5.40E-05 | 5.68E-05 | 0.00E+00 | 1.53E-07 | 4.57E-06 | 0.00E+00 | 1.06E-06 | 2.85E-05 |
| Mercure | 3.87E-12 | 3.37E-11 | 5.00E-17 | 4.21E-13 | 9.71E-14 | 3.65E-10 | 3.83E-10 | 0.00E+00 | 8.62E-13 | 3.68E-11 | 5.00E-17 | 1.54E-13 | 8.87E-14 |
| Nickel, métal | 1.16E-08 | 7.09E-08 | 0.00E+00 | 4.49E-08 | 4.83E-07 | 9.11E-07 | 9.59E-07 | 0.00E+00 | 2.59E-09 | 7.72E-08 | 0.00E+00 | 1.80E-08 | 4.83E-07 |
| Plomb | 2.33E-09 | 1.42E-08 | 0.00E+00 | 5.39E-09 | 9.65E-08 | 1.83E-07 | 1.92E-07 | 0.00E+00 | 5.19E-10 | 1.55E-08 | 0.00E+00 | 2.15E-09 | 9.65E-08 |
| Strontium | 6.57E-08 | 4.01E-07 | 0.00E+00 | 2.53E-07 | 2.72E-06 | 5.15E-06 | 5.42E-06 | 0.00E+00 | 1.46E-08 | 4.36E-07 | 0.00E+00 | 1.01E-07 | 2.72E-06 |
| Thallium | 5.80E-11 | 3.54E-10 | 0.00E+00 | 2.24E-10 | 2.41E-09 | 4.55E-09 | 4.78E-09 | 0.00E+00 | 1.29E-11 | 3.85E-10 | 0.00E+00 | 8.98E-11 | 2.41E-09 |
| Titane | 3.87E-06 | 2.36E-05 | 0.00E+00 | 1.49E-05 | 1.60E-04 | 3.04E-04 | 3.20E-04 | 0.00E+00 | 8.62E-07 | 2.57E-05 | 0.00E+00 | 5.97E-06 | 1.60E-04 |
| Uranium, sels solubles | 9.67E-10 | 5.90E-09 | 0.00E+00 | 3.74E-08 | 4.02E-08 | 7.59E-08 | 7.98E-08 | 0.00E+00 | 2.15E-10 | 6.43E-09 | 0.00E+00 | 1.50E-08 | 4.02E-08 |
| Vanadium | 7.56E-07 | 4.61E-06 | 0.00E+00 | 2.91E-05 | 3.13E-05 | 5.93E-05 | 6.24E-05 | 0.00E+00 | 1.68E-07 | 5.03E-06 | 0.00E+00 | 1.17E-05 | 3.13E-05 |
| Zinc | 6.18E-08 | 3.77E-07 | 0.00E+00 | 2.38E-06 | 2.56E-06 | 4.85E-06 | 5.10E-06 | 0.00E+00 | 1.38E-08 | 4.11E-07 | 0.00E+00 | 9.53E-07 | 2.56E-06 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.74E-05 | 1.06E-04 | 0.00E+00 | 6.07E-05 | 3.47E-03 | 7.26E-04 | 7.70E-04 | 1.72E-06 | 3.88E-06 | 1.16E-04 | 0.00E+00 | 2.43E-05 | 3.47E-03 |
| Antimoine | 5.98E-11 | 3.65E-10 | 0.00E+00 | 2.09E-09 | 1.19E-08 | 2.49E-09 | 2.64E-09 | 4.60E-11 | 1.33E-11 | 3.98E-10 | 0.00E+00 | 8.36E-10 | 1.19E-08 |
| Argent | 4.77E-10 | 2.91E-09 | 0.00E+00 | 4.18E-08 | 9.55E-08 | 1.99E-08 | 2.10E-08 | 2.07E-08 | 1.06E-10 | 3.17E-09 | 0.00E+00 | 1.67E-08 | 9.55E-08 |
| Arsenic | 2.98E-09 | 1.82E-08 | 0.00E+00 | 3.13E-08 | 5.97E-07 | 1.24E-07 | 1.32E-07 | 1.22E-10 | 6.64E-10 | 1.98E-08 | 0.00E+00 | 1.25E-08 | 5.97E-07 |
| Baryum | 2.69E-07 | 1.64E-06 | 0.00E+00 | 9.38E-06 | 5.36E-05 | 1.12E-05 | 1.19E-05 | 2.15E-07 | 6.00E-08 | 1.79E-06 | 0.00E+00 | 3.75E-06 | 5.36E-05 |
| Béryllium | 5.98E-10 | 3.65E-09 | 0.00E+00 | 2.09E-08 | 1.19E-07 | 2.49E-08 | 2.64E-08 | 8.26E-12 | 1.33E-10 | 3.98E-09 | 0.00E+00 | 8.36E-09 | 1.19E-07 |
| Bore | 5.98E-09 | 3.65E-08 | 0.00E+00 | 2.09E-08 | 1.19E-06 | 2.49E-07 | 2.64E-07 | 1.08E-08 | 1.33E-09 | 3.98E-08 | 0.00E+00 | 8.36E-09 | 1.19E-06 |
| Cadmium | 2.98E-10 | 1.82E-09 | 0.00E+00 | 1.04E-09 | 5.97E-08 | 1.24E-08 | 1.32E-08 | 1.09E-09 | 6.64E-11 | 1.98E-09 | 0.00E+00 | 4.18E-10 | 5.97E-08 |
| Chrome III | 1.19E-07 | 7.27E-07 | 0.00E+00 | 4.15E-06 | 2.37E-05 | 4.96E-06 | 5.26E-06 | 5.47E-06 | 2.65E-08 | 7.92E-07 | 0.00E+00 | 1.66E-06 | 2.37E-05 |
| Cobalt | 8.08E-08 | 4.93E-07 | 0.00E+00 | 2.82E-07 | 1.61E-05 | 3.37E-06 | 3.57E-06 | 1.74E-07 | 1.80E-08 | 5.37E-07 | 0.00E+00 | 1.13E-07 | 1.61E-05 |
| Cuivre | 2.19E-07 | 1.34E-06 | 0.00E+00 | 4.59E-06 | 4.37E-05 | 9.14E-06 | 9.69E-06 | 2.38E-07 | 4.89E-08 | 1.46E-06 | 0.00E+00 | 1.83E-06 | 4.37E-05 |
| Fer | 2.05E-04 | 1.25E-03 | 0.00E+00 | 7.05E-04 | 4.03E-02 | 8.53E-03 | 9.04E-03 | 2.23E-05 | 4.56E-05 | 1.36E-03 | 0.00E+00 | 2.82E-04 | 4.03E-02 |
| Manganèse | 2.13E-06 | 1.30E-05 | 0.00E+00 | 7.40E-06 | 4.23E-04 | 8.85E-05 | 9.39E-05 | 7.14E-07 | 4.73E-07 | 1.41E-05 | 0.00E+00 | 2.96E-06 | 4.23E-04 |
| Mercuré | 1.19E-11 | 1.04E-10 | 1.39E-16 | 1.17E-12 | 1.43E-12 | 5.95E-10 | 6.31E-10 | 2.99E-12 | 2.65E-12 | 1.13E-10 | 1.39E-16 | 4.27E-13 | 1.31E-12 |
| Nickel, métal | 3.57E-08 | 2.18E-07 | 0.00E+00 | 1.24E-07 | 7.10E-06 | 1.49E-06 | 1.58E-06 | 1.73E-08 | 7.96E-09 | 2.38E-07 | 0.00E+00 | 4.97E-08 | 7.10E-06 |
| Plomb | 7.14E-09 | 4.36E-08 | 0.00E+00 | 1.50E-08 | 1.43E-06 | 2.97E-07 | 3.15E-07 | 7.18E-10 | 1.59E-09 | 4.74E-08 | 0.00E+00 | 6.02E-09 | 1.43E-06 |
| Strontium | 2.03E-07 | 1.24E-06 | 0.00E+00 | 7.06E-07 | 4.03E-05 | 8.44E-06 | 8.95E-06 | 1.34E-07 | 4.51E-08 | 1.35E-06 | 0.00E+00 | 2.82E-07 | 4.03E-05 |
| Thallium | 1.79E-10 | 1.09E-09 | 0.00E+00 | 6.27E-10 | 3.58E-08 | 7.45E-09 | 7.90E-09 | 1.56E-10 | 3.99E-11 | 1.19E-09 | 0.00E+00 | 2.51E-10 | 3.58E-08 |
| Titane | 1.19E-05 | 7.27E-05 | 0.00E+00 | 4.15E-05 | 2.37E-03 | 4.96E-04 | 5.26E-04 | 1.49E-04 | 2.65E-06 | 7.92E-05 | 0.00E+00 | 1.66E-05 | 2.37E-03 |
| Uranium, sels solubles | 2.98E-09 | 1.82E-08 | 0.00E+00 | 1.04E-07 | 5.97E-07 | 1.24E-07 | 1.32E-07 | 4.72E-09 | 6.64E-10 | 1.98E-08 | 0.00E+00 | 4.18E-08 | 5.97E-07 |
| Vanadium | 2.34E-06 | 1.43E-05 | 0.00E+00 | 8.14E-05 | 4.65E-04 | 9.73E-05 | 1.03E-04 | 7.15E-07 | 5.20E-07 | 1.55E-05 | 0.00E+00 | 3.25E-05 | 4.65E-04 |
| Zinc | 1.91E-07 | 1.16E-06 | 0.00E+00 | 6.64E-06 | 3.79E-05 | 7.94E-06 | 8.41E-06 | 1.95E-06 | 4.24E-08 | 1.27E-06 | 0.00E+00 | 2.66E-06 | 3.79E-05 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 2.06E-05 | 9.25E-05 | 0.00E+00 | 4.52E-05 | 6.63E-03 | 3.34E-03 | 1.08E-03 | 0.00E+00 | 4.58E-06 | 1.04E-04 | 0.00E+00 | 1.81E-05 | 6.63E-03 |
| Antimoine | 7.06E-11 | 3.18E-10 | 0.00E+00 | 1.56E-09 | 2.28E-08 | 1.15E-08 | 3.70E-09 | 0.00E+00 | 1.57E-11 | 3.56E-10 | 0.00E+00 | 6.23E-10 | 2.28E-08 |
| Argent | 5.62E-10 | 2.53E-09 | 0.00E+00 | 3.11E-08 | 1.83E-07 | 9.14E-08 | 2.95E-08 | 0.00E+00 | 1.25E-10 | 2.84E-09 | 0.00E+00 | 1.25E-08 | 1.83E-07 |
| Arsenic | 3.52E-09 | 1.58E-08 | 0.00E+00 | 2.34E-08 | 1.14E-06 | 5.72E-07 | 1.84E-07 | 0.00E+00 | 7.84E-10 | 1.77E-08 | 0.00E+00 | 9.34E-09 | 1.14E-06 |
| Baryum | 3.18E-07 | 1.43E-06 | 0.00E+00 | 6.99E-06 | 1.02E-04 | 5.16E-05 | 1.67E-05 | 0.00E+00 | 7.08E-08 | 1.60E-06 | 0.00E+00 | 2.80E-06 | 1.02E-04 |
| Béryllium | 7.06E-10 | 3.18E-09 | 0.00E+00 | 1.56E-08 | 2.28E-07 | 1.15E-07 | 3.70E-08 | 0.00E+00 | 1.57E-10 | 3.56E-09 | 0.00E+00 | 6.23E-09 | 2.28E-07 |
| Bore | 7.06E-09 | 3.18E-08 | 0.00E+00 | 1.56E-08 | 2.28E-06 | 1.15E-06 | 3.70E-07 | 0.00E+00 | 1.57E-09 | 3.56E-08 | 0.00E+00 | 6.23E-09 | 2.28E-06 |
| Cadmium | 3.52E-10 | 1.58E-09 | 0.00E+00 | 7.79E-10 | 1.14E-07 | 5.72E-08 | 1.84E-08 | 0.00E+00 | 7.84E-11 | 1.77E-09 | 0.00E+00 | 3.11E-10 | 1.14E-07 |
| Chrome III | 1.41E-07 | 6.33E-07 | 0.00E+00 | 3.09E-06 | 4.54E-05 | 2.28E-05 | 7.37E-06 | 0.00E+00 | 3.13E-08 | 7.09E-07 | 0.00E+00 | 1.24E-06 | 4.54E-05 |
| Cobalt | 9.53E-08 | 4.29E-07 | 0.00E+00 | 2.10E-07 | 3.07E-05 | 1.55E-05 | 5.00E-06 | 0.00E+00 | 2.13E-08 | 4.81E-07 | 0.00E+00 | 8.39E-08 | 3.07E-05 |
| Cuivre | 2.59E-07 | 1.16E-06 | 0.00E+00 | 3.42E-06 | 8.35E-05 | 4.21E-05 | 1.36E-05 | 0.00E+00 | 5.77E-08 | 1.31E-06 | 0.00E+00 | 1.37E-06 | 8.35E-05 |
| Fer | 2.41E-04 | 1.09E-03 | 0.00E+00 | 5.26E-04 | 7.70E-02 | 3.93E-02 | 1.27E-02 | 0.00E+00 | 5.38E-05 | 1.22E-03 | 0.00E+00 | 2.10E-04 | 7.70E-02 |
| Manganèse | 2.51E-06 | 1.13E-05 | 0.00E+00 | 5.52E-06 | 8.09E-04 | 4.08E-04 | 1.31E-04 | 0.00E+00 | 5.59E-07 | 1.26E-05 | 0.00E+00 | 2.21E-06 | 8.09E-04 |
| Mercuré | 1.41E-11 | 9.04E-11 | 1.04E-16 | 8.71E-13 | 2.74E-12 | 2.74E-09 | 8.84E-10 | 0.00E+00 | 3.13E-12 | 1.01E-10 | 1.04E-16 | 3.19E-13 | 2.50E-12 |
| Nickel, métal | 4.22E-08 | 1.90E-07 | 0.00E+00 | 9.26E-08 | 1.36E-05 | 6.85E-06 | 2.21E-06 | 0.00E+00 | 9.40E-09 | 2.13E-07 | 0.00E+00 | 3.71E-08 | 1.36E-05 |
| Plomb | 8.42E-09 | 3.79E-08 | 0.00E+00 | 1.12E-08 | 2.74E-06 | 1.37E-06 | 4.41E-07 | 0.00E+00 | 1.88E-09 | 4.25E-08 | 0.00E+00 | 4.48E-09 | 2.74E-06 |
| Strontium | 2.39E-07 | 1.08E-06 | 0.00E+00 | 5.26E-07 | 7.71E-05 | 3.88E-05 | 1.25E-05 | 0.00E+00 | 5.33E-08 | 1.21E-06 | 0.00E+00 | 2.10E-07 | 7.71E-05 |
| Thallium | 2.11E-10 | 9.50E-10 | 0.00E+00 | 4.67E-10 | 6.85E-08 | 3.43E-08 | 1.11E-08 | 0.00E+00 | 4.71E-11 | 1.07E-09 | 0.00E+00 | 1.87E-10 | 6.85E-08 |
| Titane | 1.41E-05 | 6.33E-05 | 0.00E+00 | 3.09E-05 | 4.53E-03 | 2.28E-03 | 7.37E-04 | 0.00E+00 | 3.13E-06 | 7.09E-05 | 0.00E+00 | 1.24E-05 | 4.53E-03 |
| Uranium, sels solubles | 3.52E-09 | 1.58E-08 | 0.00E+00 | 7.79E-08 | 1.14E-06 | 5.72E-07 | 1.84E-07 | 0.00E+00 | 7.84E-10 | 1.77E-08 | 0.00E+00 | 3.11E-08 | 1.14E-06 |
| Vanadium | 2.75E-06 | 1.24E-05 | 0.00E+00 | 6.06E-05 | 8.89E-04 | 4.48E-04 | 1.44E-04 | 0.00E+00 | 6.14E-07 | 1.39E-05 | 0.00E+00 | 2.43E-05 | 8.89E-04 |
| Zinc | 2.25E-07 | 1.01E-06 | 0.00E+00 | 4.95E-06 | 7.25E-05 | 3.65E-05 | 1.18E-05 | 0.00E+00 | 5.01E-08 | 1.13E-06 | 0.00E+00 | 1.98E-06 | 7.25E-05 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.70E-05 | 7.64E-05 | 0.00E+00 | 3.78E-05 | 1.34E-03 | 1.90E-03 | 1.01E-03 | 0.00E+00 | 3.78E-06 | 8.57E-05 | 0.00E+00 | 1.51E-05 | 1.34E-03 |
| Antimoine | 5.83E-11 | 2.62E-10 | 0.00E+00 | 1.30E-09 | 4.61E-09 | 6.54E-09 | 3.45E-09 | 0.00E+00 | 1.30E-11 | 2.94E-10 | 0.00E+00 | 5.21E-10 | 4.61E-09 |
| Argent | 4.64E-10 | 2.09E-09 | 0.00E+00 | 2.61E-08 | 3.68E-08 | 5.21E-08 | 2.75E-08 | 0.00E+00 | 1.04E-10 | 2.34E-09 | 0.00E+00 | 1.04E-08 | 3.68E-08 |
| Arsenic | 2.90E-09 | 1.31E-08 | 0.00E+00 | 1.95E-08 | 2.30E-07 | 3.26E-07 | 1.72E-07 | 0.00E+00 | 6.48E-10 | 1.47E-08 | 0.00E+00 | 7.82E-09 | 2.30E-07 |
| Baryum | 2.62E-07 | 1.18E-06 | 0.00E+00 | 5.85E-06 | 2.07E-05 | 2.94E-05 | 1.55E-05 | 0.00E+00 | 5.85E-08 | 1.32E-06 | 0.00E+00 | 2.34E-06 | 2.07E-05 |
| Béryllium | 5.83E-10 | 2.62E-09 | 0.00E+00 | 1.30E-08 | 4.61E-08 | 6.54E-08 | 3.45E-08 | 0.00E+00 | 1.30E-10 | 2.94E-09 | 0.00E+00 | 5.21E-09 | 4.61E-08 |
| Bore | 5.83E-09 | 2.62E-08 | 0.00E+00 | 1.30E-08 | 4.61E-07 | 6.54E-07 | 3.45E-07 | 0.00E+00 | 1.30E-09 | 2.94E-08 | 0.00E+00 | 5.21E-09 | 4.61E-07 |
| Cadmium | 2.90E-10 | 1.31E-09 | 0.00E+00 | 6.51E-10 | 2.30E-08 | 3.26E-08 | 1.72E-08 | 0.00E+00 | 6.48E-11 | 1.47E-09 | 0.00E+00 | 2.61E-10 | 2.30E-08 |
| Chrome III | 1.16E-07 | 5.23E-07 | 0.00E+00 | 2.59E-06 | 9.15E-06 | 1.30E-05 | 6.87E-06 | 0.00E+00 | 2.59E-08 | 5.86E-07 | 0.00E+00 | 1.04E-06 | 9.15E-06 |
| Cobalt | 7.88E-08 | 3.55E-07 | 0.00E+00 | 1.76E-07 | 6.21E-06 | 8.83E-06 | 4.66E-06 | 0.00E+00 | 1.76E-08 | 3.97E-07 | 0.00E+00 | 7.02E-08 | 6.21E-06 |
| Cuivre | 2.14E-07 | 9.62E-07 | 0.00E+00 | 2.86E-06 | 1.68E-05 | 2.40E-05 | 1.27E-05 | 0.00E+00 | 4.77E-08 | 1.08E-06 | 0.00E+00 | 1.14E-06 | 1.68E-05 |
| Fer | 1.99E-04 | 8.98E-04 | 0.00E+00 | 4.40E-04 | 1.55E-02 | 2.24E-02 | 1.18E-02 | 0.00E+00 | 4.45E-05 | 1.01E-03 | 0.00E+00 | 1.76E-04 | 1.55E-02 |
| Manganèse | 2.07E-06 | 9.32E-06 | 0.00E+00 | 4.62E-06 | 1.63E-04 | 2.32E-04 | 1.23E-04 | 0.00E+00 | 4.62E-07 | 1.04E-05 | 0.00E+00 | 1.85E-06 | 1.63E-04 |
| Mercuré | 1.16E-11 | 7.46E-11 | 8.67E-17 | 7.28E-13 | 5.53E-13 | 1.56E-09 | 8.25E-10 | 0.00E+00 | 2.59E-12 | 8.37E-11 | 8.66E-17 | 2.66E-13 | 5.05E-13 |
| Nickel, métal | 3.48E-08 | 1.57E-07 | 0.00E+00 | 7.75E-08 | 2.74E-06 | 3.91E-06 | 2.06E-06 | 0.00E+00 | 7.76E-09 | 1.76E-07 | 0.00E+00 | 3.10E-08 | 2.74E-06 |
| Plomb | 6.96E-09 | 3.13E-08 | 0.00E+00 | 9.38E-09 | 5.53E-07 | 7.80E-07 | 4.12E-07 | 0.00E+00 | 1.55E-09 | 3.51E-08 | 0.00E+00 | 3.75E-09 | 5.53E-07 |
| Strontium | 1.97E-07 | 8.89E-07 | 0.00E+00 | 4.40E-07 | 1.56E-05 | 2.21E-05 | 1.17E-05 | 0.00E+00 | 4.40E-08 | 9.96E-07 | 0.00E+00 | 1.76E-07 | 1.56E-05 |
| Thallium | 1.74E-10 | 7.85E-10 | 0.00E+00 | 3.91E-10 | 1.38E-08 | 1.96E-08 | 1.03E-08 | 0.00E+00 | 3.89E-11 | 8.80E-10 | 0.00E+00 | 1.56E-10 | 1.38E-08 |
| Titane | 1.16E-05 | 5.23E-05 | 0.00E+00 | 2.59E-05 | 9.15E-04 | 1.30E-03 | 6.87E-04 | 0.00E+00 | 2.59E-06 | 5.86E-05 | 0.00E+00 | 1.03E-05 | 9.15E-04 |
| Uranium, sels solubles | 2.90E-09 | 1.31E-08 | 0.00E+00 | 6.51E-08 | 2.30E-07 | 3.26E-07 | 1.72E-07 | 0.00E+00 | 6.48E-10 | 1.47E-08 | 0.00E+00 | 2.61E-08 | 2.30E-07 |
| Vanadium | 2.28E-06 | 1.02E-05 | 0.00E+00 | 5.07E-05 | 1.79E-04 | 2.55E-04 | 1.35E-04 | 0.00E+00 | 5.07E-07 | 1.15E-05 | 0.00E+00 | 2.03E-05 | 1.79E-04 |
| Zinc | 1.86E-07 | 8.36E-07 | 0.00E+00 | 4.14E-06 | 1.46E-05 | 2.08E-05 | 1.10E-05 | 0.00E+00 | 4.14E-08 | 9.37E-07 | 0.00E+00 | 1.66E-06 | 1.46E-05 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 1.61E-05 | 5.84E-05 | 0.00E+00 | 3.06E-05 | 3.80E-04 | 1.08E-03 | 5.56E-04 | 0.00E+00 | 2.41E-06 | 6.80E-05 | 0.00E+00 | 1.22E-05 | 3.80E-04 |
| Antimoine | 5.53E-11 | 2.01E-10 | 0.00E+00 | 1.05E-09 | 1.31E-09 | 3.71E-09 | 1.91E-09 | 0.00E+00 | 8.27E-12 | 2.34E-10 | 0.00E+00 | 4.22E-10 | 1.31E-09 |
| Argent | 4.40E-10 | 1.60E-09 | 0.00E+00 | 2.11E-08 | 1.05E-08 | 2.95E-08 | 1.52E-08 | 0.00E+00 | 6.58E-11 | 1.86E-09 | 0.00E+00 | 8.43E-09 | 1.05E-08 |
| Arsenic | 2.75E-09 | 1.00E-08 | 0.00E+00 | 1.58E-08 | 6.55E-08 | 1.85E-07 | 9.52E-08 | 0.00E+00 | 4.12E-10 | 1.16E-08 | 0.00E+00 | 6.32E-09 | 6.55E-08 |
| Baryum | 2.49E-07 | 9.03E-07 | 0.00E+00 | 4.73E-06 | 5.88E-06 | 1.67E-05 | 8.60E-06 | 0.00E+00 | 3.72E-08 | 1.05E-06 | 0.00E+00 | 1.89E-06 | 5.88E-06 |
| Béryllium | 5.53E-10 | 2.01E-09 | 0.00E+00 | 1.05E-08 | 1.31E-08 | 3.71E-08 | 1.91E-08 | 0.00E+00 | 8.27E-11 | 2.34E-09 | 0.00E+00 | 4.22E-09 | 1.31E-08 |
| Bore | 5.53E-09 | 2.01E-08 | 0.00E+00 | 1.05E-08 | 1.31E-07 | 3.71E-07 | 1.91E-07 | 0.00E+00 | 8.27E-10 | 2.34E-08 | 0.00E+00 | 4.22E-09 | 1.31E-07 |
| Cadmium | 2.75E-10 | 1.00E-09 | 0.00E+00 | 5.27E-10 | 6.55E-09 | 1.85E-08 | 9.52E-09 | 0.00E+00 | 4.12E-11 | 1.16E-09 | 0.00E+00 | 2.11E-10 | 6.55E-09 |
| Chrome III | 1.10E-07 | 4.00E-07 | 0.00E+00 | 2.09E-06 | 2.60E-06 | 7.39E-06 | 3.80E-06 | 0.00E+00 | 1.65E-08 | 4.65E-07 | 0.00E+00 | 8.38E-07 | 2.60E-06 |
| Cobalt | 7.47E-08 | 2.71E-07 | 0.00E+00 | 1.42E-07 | 1.76E-06 | 5.01E-06 | 2.58E-06 | 0.00E+00 | 1.12E-08 | 3.16E-07 | 0.00E+00 | 5.68E-08 | 1.76E-06 |
| Cuivre | 2.03E-07 | 7.36E-07 | 0.00E+00 | 2.31E-06 | 4.79E-06 | 1.36E-05 | 7.01E-06 | 0.00E+00 | 3.03E-08 | 8.57E-07 | 0.00E+00 | 9.25E-07 | 4.79E-06 |
| Fer | 1.89E-04 | 6.87E-04 | 0.00E+00 | 3.56E-04 | 4.42E-03 | 1.27E-02 | 6.54E-03 | 0.00E+00 | 2.83E-05 | 7.99E-04 | 0.00E+00 | 1.42E-04 | 4.42E-03 |
| Manganèse | 1.96E-06 | 7.13E-06 | 0.00E+00 | 3.74E-06 | 4.64E-05 | 1.32E-04 | 6.79E-05 | 0.00E+00 | 2.94E-07 | 8.30E-06 | 0.00E+00 | 1.49E-06 | 4.64E-05 |
| Mercuré | 1.10E-11 | 5.71E-11 | 7.01E-17 | 5.89E-13 | 1.57E-13 | 8.86E-10 | 4.57E-10 | 0.00E+00 | 1.65E-12 | 6.64E-11 | 7.01E-17 | 2.16E-13 | 1.44E-13 |
| Nickel, métal | 3.30E-08 | 1.20E-07 | 0.00E+00 | 6.27E-08 | 7.79E-07 | 2.22E-06 | 1.14E-06 | 0.00E+00 | 4.94E-09 | 1.40E-07 | 0.00E+00 | 2.51E-08 | 7.79E-07 |
| Plomb | 6.60E-09 | 2.39E-08 | 0.00E+00 | 7.59E-09 | 1.57E-07 | 4.42E-07 | 2.28E-07 | 0.00E+00 | 9.86E-10 | 2.79E-08 | 0.00E+00 | 3.04E-09 | 1.57E-07 |
| Strontium | 1.87E-07 | 6.80E-07 | 0.00E+00 | 3.56E-07 | 4.42E-06 | 1.26E-05 | 6.47E-06 | 0.00E+00 | 2.80E-08 | 7.91E-07 | 0.00E+00 | 1.42E-07 | 4.42E-06 |
| Thallium | 1.65E-10 | 6.00E-10 | 0.00E+00 | 3.16E-10 | 3.93E-09 | 1.11E-08 | 5.71E-09 | 0.00E+00 | 2.47E-11 | 6.99E-10 | 0.00E+00 | 1.26E-10 | 3.93E-09 |
| Titane | 1.10E-05 | 4.00E-05 | 0.00E+00 | 2.09E-05 | 2.60E-04 | 7.39E-04 | 3.80E-04 | 0.00E+00 | 1.65E-06 | 4.65E-05 | 0.00E+00 | 8.37E-06 | 2.60E-04 |
| Uranium, sels solubles | 2.75E-09 | 1.00E-08 | 0.00E+00 | 5.27E-08 | 6.55E-08 | 1.85E-07 | 9.52E-08 | 0.00E+00 | 4.12E-10 | 1.16E-08 | 0.00E+00 | 2.11E-08 | 6.55E-08 |
| Vanadium | 2.16E-06 | 7.83E-06 | 0.00E+00 | 4.10E-05 | 5.10E-05 | 1.45E-04 | 7.46E-05 | 0.00E+00 | 3.23E-07 | 9.12E-06 | 0.00E+00 | 1.64E-05 | 5.10E-05 |
| Zinc | 1.76E-07 | 6.39E-07 | 0.00E+00 | 3.35E-06 | 4.16E-06 | 1.18E-05 | 6.08E-06 | 0.00E+00 | 2.63E-08 | 7.44E-07 | 0.00E+00 | 1.34E-06 | 4.16E-06 |

Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles chroniques estimées pour le récepteur le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Voies d'exposition | Inhalation d'air extérieur en été | Inhalation d'air extérieur en été | Contact cutané avec l'air en été | Contact cutané avec la poussière en été | Ingestion de poussière en été | Ingestion de fruits | Ingestion de légumes | 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 la poussière en hiver | Ingestion de poussière en hiver |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-------------------------------|---------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---|---------------------------------|
| Aluminium | 7.52E-06 | 4.59E-05 | 0.00E+00 | 2.90E-05 | 3.12E-04 | 5.90E-04 | 6.20E-04 | 0.00E+00 | 1.67E-06 | 5.00E-05 | 0.00E+00 | 1.16E-05 | 3.12E-04 |
| Antimoine | 2.58E-11 | 1.57E-10 | 0.00E+00 | 9.97E-10 | 1.07E-09 | 2.03E-09 | 2.13E-09 | 0.00E+00 | 5.75E-12 | 1.72E-10 | 0.00E+00 | 3.99E-10 | 1.07E-09 |
| Argent | 2.06E-10 | 1.25E-09 | 0.00E+00 | 1.99E-08 | 8.58E-09 | 1.61E-08 | 1.70E-08 | 0.00E+00 | 4.58E-11 | 1.37E-09 | 0.00E+00 | 7.98E-09 | 8.58E-09 |
| Arsenic | 1.29E-09 | 7.85E-09 | 0.00E+00 | 1.50E-08 | 5.36E-08 | 1.01E-07 | 1.06E-07 | 0.00E+00 | 2.86E-10 | 8.55E-09 | 0.00E+00 | 5.98E-09 | 5.36E-08 |
| Baryum | 1.16E-07 | 7.09E-07 | 0.00E+00 | 4.48E-06 | 4.82E-06 | 9.11E-06 | 9.59E-06 | 0.00E+00 | 2.59E-08 | 7.72E-07 | 0.00E+00 | 1.79E-06 | 4.82E-06 |
| Béryllium | 2.58E-10 | 1.57E-09 | 0.00E+00 | 9.97E-09 | 1.07E-08 | 2.03E-08 | 2.13E-08 | 0.00E+00 | 5.75E-11 | 1.72E-09 | 0.00E+00 | 3.99E-09 | 1.07E-08 |
| Bore | 2.58E-09 | 1.57E-08 | 0.00E+00 | 9.97E-09 | 1.07E-07 | 2.03E-07 | 2.13E-07 | 0.00E+00 | 5.75E-10 | 1.72E-08 | 0.00E+00 | 3.99E-09 | 1.07E-07 |
| Cadmium | 1.29E-10 | 7.85E-10 | 0.00E+00 | 4.99E-10 | 5.36E-09 | 1.01E-08 | 1.06E-08 | 0.00E+00 | 2.86E-11 | 8.55E-10 | 0.00E+00 | 1.99E-10 | 5.36E-09 |
| Chrome III | 5.14E-08 | 3.14E-07 | 0.00E+00 | 1.98E-06 | 2.13E-06 | 4.03E-06 | 4.24E-06 | 0.00E+00 | 1.14E-08 | 3.42E-07 | 0.00E+00 | 7.93E-07 | 2.13E-06 |
| Cobalt | 3.49E-08 | 2.13E-07 | 0.00E+00 | 1.34E-07 | 1.45E-06 | 2.74E-06 | 2.88E-06 | 0.00E+00 | 7.76E-09 | 2.32E-07 | 0.00E+00 | 5.38E-08 | 1.45E-06 |
| Cuivre | 9.46E-08 | 5.77E-07 | 0.00E+00 | 2.19E-06 | 3.92E-06 | 7.43E-06 | 7.81E-06 | 0.00E+00 | 2.11E-08 | 6.29E-07 | 0.00E+00 | 8.75E-07 | 3.92E-06 |
| Fer | 8.83E-05 | 5.39E-04 | 0.00E+00 | 3.37E-04 | 3.62E-03 | 6.93E-03 | 7.29E-03 | 0.00E+00 | 1.97E-05 | 5.87E-04 | 0.00E+00 | 1.35E-04 | 3.62E-03 |
| Manganèse | 9.17E-07 | 5.60E-06 | 0.00E+00 | 3.53E-06 | 3.80E-05 | 7.19E-05 | 7.57E-05 | 0.00E+00 | 2.04E-07 | 6.09E-06 | 0.00E+00 | 1.41E-06 | 3.80E-05 |
| Mercuré | 5.14E-12 | 4.48E-11 | 6.64E-17 | 5.58E-13 | 1.29E-13 | 4.84E-10 | 5.09E-10 | 0.00E+00 | 1.14E-12 | 4.88E-11 | 6.63E-17 | 2.04E-13 | 1.18E-13 |
| Nickel, métal | 1.54E-08 | 9.41E-08 | 0.00E+00 | 5.93E-08 | 6.38E-07 | 1.21E-06 | 1.27E-06 | 0.00E+00 | 3.43E-09 | 1.02E-07 | 0.00E+00 | 2.37E-08 | 6.38E-07 |
| Plomb | 3.08E-09 | 1.88E-08 | 0.00E+00 | 7.18E-09 | 1.29E-07 | 2.42E-07 | 2.54E-07 | 0.00E+00 | 6.86E-10 | 2.05E-08 | 0.00E+00 | 2.87E-09 | 1.29E-07 |
| Strontium | 8.74E-08 | 5.33E-07 | 0.00E+00 | 3.37E-07 | 3.62E-06 | 6.86E-06 | 7.21E-06 | 0.00E+00 | 1.95E-08 | 5.81E-07 | 0.00E+00 | 1.35E-07 | 3.62E-06 |
| Thallium | 7.72E-11 | 4.71E-10 | 0.00E+00 | 2.99E-10 | 3.22E-09 | 6.06E-09 | 6.37E-09 | 0.00E+00 | 1.72E-11 | 5.13E-10 | 0.00E+00 | 1.20E-10 | 3.22E-09 |
| Titane | 5.14E-06 | 3.14E-05 | 0.00E+00 | 1.98E-05 | 2.13E-04 | 4.03E-04 | 4.24E-04 | 0.00E+00 | 1.14E-06 | 3.42E-05 | 0.00E+00 | 7.92E-06 | 2.13E-04 |
| Uranium, sels solubles | 1.29E-09 | 7.85E-09 | 0.00E+00 | 4.99E-08 | 5.36E-08 | 1.01E-07 | 1.06E-07 | 0.00E+00 | 2.86E-10 | 8.55E-09 | 0.00E+00 | 1.99E-08 | 5.36E-08 |
| Vanadium | 1.01E-06 | 6.15E-06 | 0.00E+00 | 3.88E-05 | 4.18E-05 | 7.91E-05 | 8.32E-05 | 0.00E+00 | 2.24E-07 | 6.70E-06 | 0.00E+00 | 1.55E-05 | 4.18E-05 |
| Zinc | 8.22E-08 | 5.01E-07 | 0.00E+00 | 3.17E-06 | 3.41E-06 | 6.45E-06 | 6.78E-06 | 0.00E+00 | 1.83E-08 | 5.46E-07 | 0.00E+00 | 1.27E-06 | 3.41E-06 |

ANNEXE G

NIVEAUX D'EXPOSITION MOYENNE À VIE ESTIMÉS

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur dit sensible le plus exposé

Arsenic

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | 5.20E-07 | 1.13E-06 | 4.36E-07 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 5.57E-07 | 2.68E-07 | 2.04E-07 |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 2.36E-05 | 2.38E-05 | 2.38E-05 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 3.08E-05 | 3.11E-05 | 3.06E-05 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 1.81E-07 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 1.15E-05 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 1.5 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 2.71E-07 |
| Inhalation | 4.30E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 4.96E-08 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur le plus exposé

Arsenic

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|-----------------|------------------|-----------------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | 6.58E-07 | 1.44E-06 | 5.60E-07 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 7.42E-07 | 3.57E-07 | 2.71E-07 |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|-----------------|------------------|-----------------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 3.08E-05 | 3.10E-05 | 3.10E-05 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 4.09E-05 | 4.14E-05 | 4.07E-05 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 2.35E-07 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 1.53E-05 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 1.5 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 3.53E-07 |
| Inhalation | 4.30E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 6.56E-08 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur dit sensible le plus exposé

Béryllium

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | | | |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | | | |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--------------------------------------|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m3)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 4.74E-06 | 4.46E-06 | 4.76E-06 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 6.61E-06 | 6.22E-06 | 6.12E-06 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 2.31E-06 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|-----------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 0.00E+00 |
| Inhalation | 2.40E-03 | (µg/m3) ⁻¹ | 5.55E-09 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur le plus exposé

Béryllium

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | | | |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | | | |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 6.71E-06 | 6.21E-06 | 6.21E-06 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 8.22E-06 | 8.30E-06 | 8.17E-06 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 3.07E-06 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 0.00E+00 |
| Inhalation | 2.40E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 7.36E-09 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur dit sensible le plus exposé

Cadmium

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | | | |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | | | |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 2.36E-06 | 2.38E-06 | 2.38E-06 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 3.08E-06 | 3.11E-06 | 3.06E-06 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 0.00E+00 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 1.15E-06 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 1.5 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 0.00E+00 |
| Inhalation | 4.20E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 4.84E-09 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur le plus exposé

Cadmium

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | | | |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | | | |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 3.08E-06 | 3.10E-06 | 3.10E-06 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 4.09E-06 | 4.14E-06 | 4.07E-06 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 0.00E+00 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 1.53E-06 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 1.5 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 0.00E+00 |
| Inhalation | 4.20E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 6.41E-09 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur dit sensible le plus exposé

Nickel

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | | | |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | | | |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 2.84E-04 | 2.85E-04 | 2.85E-04 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 3.70E-04 | 3.74E-04 | 3.68E-04 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 1.39E-04 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 0.00E+00 |
| Inhalation | 1.30E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 1.80E-07 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur le plus exposé

Nickel

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | | | |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | | | |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 3.70E-04 | 3.72E-04 | 3.72E-04 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 4.91E-04 | 4.96E-04 | 4.88E-04 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 0.00E+00 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 1.83E-04 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 1.5 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 0.00E+00 |
| Inhalation | 1.30E-03 | (µg/m ³) ⁻¹ | 2.38E-07 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur dit sensible le plus exposé

Plomb

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | 1.20E-06 | 2.66E-06 | 1.00E-06 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 1.32E-06 | 6.30E-07 | 4.76E-07 |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 5.68E-05 | 5.72E-05 | 5.72E-05 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 7.43E-05 | 7.50E-05 | 7.38E-05 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 4.24E-07 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 2.78E-05 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 8.50E-03 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 3.61E-09 |
| Inhalation | 1.20E-05 | (µg/m ³) ⁻¹ | 3.33E-10 |

Estimation du risque additionnel de cancer _ récepteur le plus exposé

Plomb

Doses et concentrations d'exposition additionnelle estimées

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|--|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg/jour) | Scénario 1 (année 6 du projet) | 1.55E-06 | 3.43E-06 | 1.32E-06 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 1.75E-06 | 8.33E-07 | 6.29E-07 |

| | | 0-0,5 an | 0,5-4 ans | 5-11 ans |
|---|---------------------------------|----------|-----------|----------------|
| Concentration additionnelle (µg/m ³)* | Scénario 1 (année 6 du projet) | 7.38E-05 | 7.43E-05 | 7.43E-05 |
| | | 5-11 ans | 12-19 ans | 20 ans et plus |
| | Scénario 2 (année 10 du projet) | 9.80E-05 | 9.91E-05 | 9.75E-05 |

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

Doses et concentrations moyennes estimées sur la durée de vie

| | |
|---|----------|
| Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour) | 5.55E-07 |
| Concentration moyenne à vie (µg/m ³) | 3.66E-05 |

Risque additionnel de cancer

| | VTR | Unité | Risque |
|--------------------|----------|------------------------------------|----------|
| Ingestion + cutané | 8.50E-03 | (mg/kg-pc par jour) ⁻¹ | 4.72E-09 |
| Inhalation | 1.20E-05 | (µg/m ³) ⁻¹ | 4.39E-10 |

ANNEXE H

INDICES DE RISQUES ESTIMÉS POUR UNE EXPOSITION CHRONIQUE VIA PLUSIEURS VOIES

Indices de risque liés à l'exposition bruit de fond

| Groupe d'âge | 0-0,5 an | | | | | 0,5-4 ans | | | | | 5-11 ans | | | | | 12-19 ans | | | | | 20 ans+ | | | | |
|--------------------|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|
| | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané |
| Aluminium | 2.3E-05 | 9.3E-02 | 3.2E-04 | 9.3E-02 | 9.3E-02 | 2.1E-05 | 9.9E-02 | 3.4E-03 | 1.0E-01 | 1.0E-01 | 1.7E-05 | 3.7E-02 | 2.8E-03 | 4.0E-02 | 4.0E-02 | 1.4E-05 | 1.9E-02 | 9.2E-04 | 2.0E-02 | 2.0E-02 | 1.0E-05 | 1.9E-02 | 8.6E-04 | 2.0E-02 | 2.0E-02 |
| Antimoine | 1.3E-02 | 3.1E+00 | 4.8E-02 | 3.2E+00 | 3.2E+00 | 1.2E-02 | 2.2E+00 | 3.9E-02 | 2.2E+00 | 2.2E+00 | 9.6E-03 | 1.3E+00 | 3.3E-02 | 1.3E+00 | 1.3E+00 | 7.6E-03 | 7.7E-01 | 2.5E-02 | 8.0E-01 | 8.0E-01 | 5.5E-03 | 7.8E-01 | 2.4E-02 | 8.1E-01 | 8.1E-01 |
| Argent | | 1.3E-02 | 3.2E-03 | 1.7E-02 | | | 1.4E-02 | 2.6E-03 | 1.6E-02 | | | 4.4E-03 | 2.2E-03 | 6.6E-03 | | | 2.1E-03 | 1.7E-03 | 3.8E-03 | | | 2.0E-03 | 1.6E-03 | 3.6E-03 | |
| Arsenic | | 2.9E+02 | 5.6E-01 | 2.9E+02 | | | 1.9E+02 | 1.6E+00 | 1.9E+02 | | | 1.2E+02 | 1.3E+00 | 1.2E+02 | | | 7.2E+01 | 5.6E-01 | 7.3E+01 | | | 7.4E+01 | 5.3E-01 | 7.4E+01 | |
| Baryum | | 4.9E-01 | 5.2E-04 | 4.9E-01 | | | 3.1E-01 | 1.4E-03 | 3.1E-01 | | | 2.0E-01 | 1.1E-03 | 2.0E-01 | | | 1.3E-01 | 5.0E-04 | 1.3E-01 | | | 1.3E-01 | 4.7E-04 | 1.3E-01 | |
| Béryllium | | 1.6E-03 | 1.7E-04 | 1.8E-03 | | | 2.3E-03 | 6.0E-04 | 2.9E-03 | | | 6.4E-04 | 4.9E-04 | 1.1E-03 | | | 2.7E-04 | 2.0E-04 | 4.7E-04 | | | 2.6E-04 | 1.8E-04 | 4.4E-04 | |
| Bore | | 2.8E+01 | 2.5E-02 | 2.8E+01 | | | 1.7E+01 | 1.9E-02 | 1.7E+01 | | | 1.1E+01 | 1.6E-02 | 1.1E+01 | | | 7.1E+00 | 1.3E-02 | 7.2E+00 | | | 7.3E+00 | 1.2E-02 | 7.3E+00 | |
| Cadmium | | 5.1E+00 | 8.3E-03 | 5.1E+00 | | | 3.4E+00 | 7.0E-03 | 3.4E+00 | | | 2.0E+00 | 5.8E-03 | 2.0E+00 | | | 1.3E+00 | 4.4E-03 | 1.3E+00 | | | 1.3E+00 | 4.1E-03 | 1.3E+00 | |
| Chrome III | | 3.4E-03 | 7.0E-07 | 3.4E-03 | | | 2.1E-03 | 3.3E-05 | 2.1E-03 | | | 1.3E-03 | 2.7E-05 | 1.4E-03 | | | 8.4E-04 | 1.0E-05 | 8.5E-04 | | | 8.5E-04 | 9.6E-06 | 8.6E-04 | |
| Cobalt | | 3.0E+00 | 3.0E-03 | 3.0E+00 | | | 1.9E+00 | 5.9E-03 | 1.9E+00 | | | 1.2E+00 | 4.9E-03 | 1.2E+00 | | | 7.6E-01 | 2.4E-03 | 7.6E-01 | | | 7.7E-01 | 2.3E-03 | 7.7E-01 | |
| Cuivre | | 1.1E+00 | 1.2E-03 | 1.1E+00 | 1.1E+00 | 7.9E-04 | 6.7E-01 | 1.2E-03 | 6.8E-01 | 6.8E-01 | 5.0E-04 | 3.6E-01 | 8.4E-04 | 3.6E-01 | 3.6E-01 | 3.5E-04 | 2.0E-01 | 4.9E-04 | 2.0E-01 | 2.0E-01 | 2.2E-04 | 1.8E-01 | 4.1E-04 | 1.8E-01 | 1.8E-01 |
| Fer | 1.9E-05 | 2.3E-02 | 1.1E-04 | 2.3E-02 | 2.3E-02 | 3.6E-05 | 6.3E-02 | 2.7E-03 | 6.6E-02 | 6.6E-02 | 6.0E-05 | 3.8E-02 | 4.5E-03 | 4.3E-02 | 4.3E-02 | 9.3E-05 | 3.4E-02 | 2.8E-03 | 3.7E-02 | 3.7E-02 | 7.6E-05 | 3.7E-02 | 3.0E-03 | 4.0E-02 | 4.0E-02 |
| Manganèse | 5.9E+00 | 3.8E-02 | 3.2E-04 | 3.8E-02 | | 5.3E+00 | 5.4E-02 | 2.0E-03 | 5.6E-02 | | | 1.6E-02 | 1.8E-03 | 1.8E-02 | | | 5.9E-03 | 5.5E-04 | 6.4E-03 | | | 5.0E-03 | 4.7E-04 | 5.4E-03 | |
| Mercur | 9.5E-01 | 3.3E-01 | 1.6E-03 | 3.3E-01 | | 8.6E-01 | 2.1E-01 | 1.6E-02 | 2.3E-01 | | | 1.3E-01 | 1.3E-02 | 1.5E-01 | | | 8.4E-02 | 4.4E-03 | 8.8E-02 | | | 8.5E-02 | 4.1E-03 | 9.0E-02 | |
| Nickel | 1.6E-01 | 9.3E-02 | 5.5E-05 | 9.4E-02 | | 1.4E-01 | 6.3E-02 | 3.3E-04 | 6.3E-02 | | | 3.7E-02 | 2.8E-04 | 3.8E-02 | | | 2.3E-02 | 9.7E-05 | 2.3E-02 | | | 2.4E-02 | 9.1E-05 | 2.4E-02 | |
| Plomb | 8.3E-02 | 3.3E-01 | 6.1E-04 | 3.3E-01 | | 7.6E-02 | 2.7E-01 | 1.4E-03 | 2.7E-01 | | | 1.3E-01 | 1.2E-03 | 1.3E-01 | | | 7.5E-02 | 5.3E-04 | 7.6E-02 | | | 7.6E-02 | 5.0E-04 | 7.6E-02 | |
| Strontium | 4.3E-07 | 1.8E-01 | 1.6E-04 | 1.8E-01 | 1.8E-01 | 3.9E-07 | 1.1E-01 | 1.3E-04 | 1.1E-01 | 1.1E-01 | 3.2E-07 | 7.2E-02 | 1.1E-04 | 7.3E-02 | 7.3E-02 | 2.5E-07 | 4.6E-02 | 8.5E-05 | 4.6E-02 | 4.6E-02 | 1.8E-07 | 4.7E-02 | 7.9E-05 | 4.7E-02 | 4.7E-02 |
| Thallium | 6.1E+00 | 1.2E-02 | 2.2E+00 | 1.2E-02 | 1.3E+02 | 5.6E+00 | 1.8E-02 | 1.6E+00 | 1.9E+02 | 1.9E+02 | 4.6E+00 | 4.5E+01 | 1.4E+00 | 4.7E+01 | 5.1E+01 | 3.6E+00 | 1.7E+01 | 1.1E+00 | 1.8E+01 | 2.2E+01 | 2.6E+00 | 1.5E+01 | 1.0E+00 | 1.6E+01 | 1.9E+01 |
| Titane | 7.2E-07 | 1.8E-03 | 1.3E-05 | 1.9E-03 | 1.9E-03 | 6.6E-07 | 3.0E-03 | 1.7E-04 | 3.2E-03 | 3.2E-03 | 5.4E-07 | 6.3E-04 | 1.4E-04 | 7.7E-04 | 7.7E-04 | 4.3E-07 | 1.9E-04 | 4.4E-05 | 2.3E-04 | 2.3E-04 | 3.1E-07 | 1.6E-04 | 4.1E-05 | 2.0E-04 | 2.0E-04 |
| Uranium, sels sol. | | 1.3E+01 | 3.4E-01 | 1.3E+01 | | | 9.4E+00 | 3.5E-01 | 9.8E+00 | | | 4.9E+00 | 2.9E-01 | 5.2E+00 | | | 3.0E+00 | 2.0E-01 | 3.2E+00 | | | 3.2E+00 | 1.8E-01 | 3.4E+00 | |
| Vanadium | | 1.9E-01 | 7.5E-03 | 2.0E-01 | | | 2.2E-01 | 7.5E-02 | 2.9E-01 | | | 7.7E-02 | 6.2E-02 | 1.4E-01 | | | 3.8E-02 | 2.0E-02 | 5.9E-02 | | | 3.7E-02 | 1.9E-02 | 5.7E-02 | |
| Zinc | 1.3E-05 | 1.6E-03 | 7.0E-05 | 1.6E-03 | 1.7E-03 | 1.2E-05 | 1.6E-03 | 3.6E-04 | 1.9E-03 | 2.0E-03 | 9.8E-06 | 6.0E-04 | 3.0E-04 | 9.0E-04 | 9.1E-04 | 6.9E-06 | 2.8E-04 | 9.8E-05 | 3.8E-04 | 3.9E-04 | 4.7E-06 | 2.6E-04 | 8.7E-05 | 3.5E-04 | 3.5E-04 |

Indices de risque liés à l'exposition additionnelle pour le récepteur dit sensible le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Groupe d'âge | 0-0,5 an | | | | | 0,5-4 ans | | | | | 5-11 ans | | | | | 12-19 ans | | | | | 20 ans+ | | | | |
|--------------|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|
| | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané |
| Aluminium | 9.2E-05 | 3.7E-03 | 3.2E-05 | 3.8E-03 | 3.9E-03 | 8.3E-05 | 8.3E-03 | 2.4E-05 | 8.3E-03 | 8.4E-03 | 6.9E-05 | 3.2E-03 | 2.0E-05 | 3.2E-03 | 3.3E-03 | 5.5E-05 | 1.5E-03 | 1.6E-05 | 1.5E-03 | 1.6E-03 | 4.0E-05 | 1.1E-03 | 1.5E-05 | 1.2E-03 | 1.2E-03 |
| Antimoine | 1.6E-06 | 6.4E-05 | 5.5E-06 | 7.0E-05 | 7.1E-05 | 1.4E-06 | 1.4E-04 | 4.1E-06 | 1.5E-04 | 1.5E-04 | 1.2E-06 | 5.5E-05 | 3.4E-06 | 5.8E-05 | 5.9E-05 | 9.3E-07 | 2.6E-05 | 2.8E-06 | 2.9E-05 | 3.0E-05 | 6.8E-07 | 2.0E-05 | 2.6E-06 | 2.2E-05 | 2.3E-05 |
| Argent | | 2.4E-05 | 4.4E-06 | 2.8E-05 | | | 4.6E-05 | 3.3E-06 | 4.9E-05 | | | 1.7E-05 | 2.7E-06 | 2.0E-05 | | | 8.3E-06 | 2.2E-06 | 1.1E-05 | | | 6.3E-06 | 2.1E-06 | 8.4E-06 | |
| Arsenic | 4.5E-03 | 1.8E-01 | 4.7E-03 | 1.9E-01 | 1.9E-01 | 4.1E-03 | 4.1E-01 | 3.5E-03 | 4.1E-01 | 4.1E-01 | 3.4E-03 | 1.6E-01 | 2.9E-03 | 1.6E-01 | 1.6E-01 | 2.7E-03 | 7.4E-02 | 2.4E-03 | 7.7E-02 | 7.9E-02 | 1.9E-03 | 5.6E-02 | 2.2E-03 | 5.8E-02 | 6.0E-02 |
| Baryum | | 2.9E-04 | 2.5E-05 | 3.1E-04 | | | 6.4E-04 | 1.8E-05 | 6.6E-04 | | | 2.5E-04 | 1.5E-05 | 2.6E-04 | | | 1.2E-04 | 1.2E-05 | 1.3E-04 | | | 8.8E-05 | 1.2E-05 | 1.0E-04 | |
| Béryllium | | 6.4E-05 | 5.5E-06 | 6.9E-05 | | | 1.4E-04 | 4.1E-06 | 1.5E-04 | | | 5.5E-05 | 3.4E-06 | 5.8E-05 | | | 2.6E-05 | 2.8E-06 | 2.9E-05 | | | 2.0E-05 | 2.6E-06 | 2.2E-05 | |
| Bore | | 7.4E-05 | 6.3E-07 | 7.4E-05 | | | 1.6E-04 | 4.7E-07 | 1.6E-04 | | | 6.3E-05 | 3.9E-07 | 6.3E-05 | | | 3.0E-05 | 3.2E-07 | 3.0E-05 | | | 2.2E-05 | 3.0E-07 | 2.3E-05 | |
| Cadmium | | 6.5E-04 | 5.5E-06 | 6.5E-04 | | | 1.4E-03 | 4.1E-06 | 1.4E-03 | | | 5.5E-04 | 3.4E-06 | 5.5E-04 | | | 2.6E-04 | 2.8E-06 | 2.6E-04 | | | 2.0E-04 | 2.6E-06 | 2.0E-04 | |
| Chrome III | | 2.0E-05 | 1.5E-06 | 2.1E-05 | | | 3.8E-05 | 1.1E-06 | 3.9E-05 | | | 1.5E-05 | 9.1E-07 | 1.5E-05 | | | 6.9E-06 | 7.4E-07 | 7.7E-06 | | | 5.2E-06 | 7.0E-07 | 5.9E-06 | |
| Cobalt | | 1.7E-02 | 1.5E-04 | 1.8E-02 | | | 3.9E-02 | 1.1E-04 | 3.9E-02 | | | 1.5E-02 | 9.3E-05 | 1.5E-02 | | | 7.0E-03 | 7.5E-05 | 7.1E-03 | | | 5.3E-03 | 7.1E-05 | 5.4E-03 | |
| Cuivre | 1.2E-04 | 5.2E-04 | 2.6E-05 | 5.4E-04 | 6.6E-04 | 1.0E-04 | 1.1E-03 | 2.0E-05 | 1.2E-03 | 1.3E-03 | 6.7E-05 | 3.7E-04 | 1.4E-05 | 3.8E-04 | 4.5E-04 | 4.6E-05 | 1.5E-04 | 9.7E-06 | 1.6E-04 | 2.1E-04 | 2.9E-05 | 1.0E-04 | 8.2E-06 | 1.1E-04 | 1.4E-04 |
| Fer | 1.6E-04 | 6.5E-03 | 5.6E-05 | 6.6E-03 | 6.7E-03 | 3.0E-04 | 3.0E-02 | 8.7E-05 | 3.0E-02 | 3.1E-02 | 5.0E-04 | 2.3E-02 | 1.5E-04 | 2.3E-02 | 2.4E-02 | 7.7E-04 | 2.2E-02 | 2.3E-04 | 2.2E-02 | 2.3E-02 | 6.4E-04 | 1.8E-02 | 2.5E-04 | 1.9E-02 | 1.9E-02 |
| Manganèse | | 3.3E-03 | 2.9E-05 | 3.4E-03 | | | 7.4E-03 | 2.1E-05 | 7.5E-03 | | | 3.2E-03 | 2.0E-05 | 3.2E-03 | | | 1.3E-03 | 1.4E-05 | 1.3E-03 | | | 8.9E-04 | 1.2E-05 | 9.1E-04 | |
| Mercur | | 3.1E-06 | 2.0E-09 | 3.1E-06 | | | 9.1E-06 | 1.5E-09 | 9.1E-06 | | | 6.0E-06 | 1.3E-09 | 6.0E-06 | | | 3.4E-06 | 1.0E-09 | 3.4E-06 | | | 2.5E-06 | 9.6E-10 | 2.5E-06 | |
| Nickel | | 7.0E-04 | 6.0E-06 | 7.1E-04 | | | 1.6E-03 | 4.5E-06 | 1.6E-03 | | | 6.0E-04 | 3.7E-06 | 6.0E-04 | | | 2.8E-04 | 3.0E-06 | 2.9E-04 | | | 2.1E-04 | 2.9E-06 | 2.2E-04 | |
| Plomb | | 4.3E-04 | 2.2E-06 | 4.3E-04 | | | 9.5E-04 | 1.6E-06 | 9.5E-04 | | | 3.7E-04 | 1.4E-06 | 3.7E-04 | | | 1.7E-04 | 1.1E-06 | 1.7E-04 | | | 1.3E-04 | 1.0E-06 | 1.3E-04 | |
| Strontium | 1.8E-06 | 7.2E-05 | 6.2E-07 | 7.3E-05 | 7.5E-05 | 1.6E-06 | 1.6E-04 | 4.6E-07 | 1.6E-04 | 1.6E-04 | 1.3E-06 | 6.2E-05 | 3.9E-07 | 6.2E-05 | 6.4E-05 | 1.1E-06 | 2.9E-05 | 3.1E-07 | 3.0E-05 | 3.1E-05 | 7.6E-07 | 2.2E-05 | 3.0E-07 | 2.2E-05 | 2.3E-05 |
| Thallium | 3.1E-04 | 1.3E-02 | 1.1E-04 | 1.3E-02 | 1.3E-02 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Indices de risque liés à l'exposition additionnelle pour le récepteur le plus exposé (scénario 2 - année 10)

| Groupe d'âge | 0-0,5 an | | | | | 0,5-4 ans | | | | | 5-11 ans | | | | | 12-19 ans | | | | | 20 ans+ | | | | |
|--------------------|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|------------|-----------|----------------|----------------------------|---|
| | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané | Inhalation | Ingestion | Contact cutané | Ingestion + contact cutané | Inhalation + ingestion + contact cutané |
| Aluminium | 1.2E-04 | 5.0E-03 | 4.2E-05 | 5.0E-03 | 5.1E-03 | 1.1E-04 | 1.1E-02 | 3.2E-05 | 1.1E-02 | 1.1E-02 | 9.1E-05 | 4.2E-03 | 2.6E-05 | 4.3E-03 | 4.4E-03 | 7.2E-05 | 2.0E-03 | 2.1E-05 | 2.0E-03 | 2.1E-03 | 5.3E-05 | 1.5E-03 | 2.0E-05 | 1.5E-03 | 1.6E-03 |
| Antimoine | 2.1E-06 | 8.6E-05 | 7.3E-06 | 9.3E-05 | 9.5E-05 | 1.9E-06 | 1.9E-04 | 5.4E-06 | 2.0E-04 | 2.0E-04 | 1.6E-06 | 7.3E-05 | 4.6E-06 | 7.8E-05 | 7.9E-05 | 1.2E-06 | 3.5E-05 | 3.7E-06 | 3.8E-05 | 4.0E-05 | 9.0E-07 | 2.6E-05 | 3.5E-06 | 3.0E-05 | 3.1E-05 |
| Argent | | 3.1E-05 | 5.9E-06 | 3.7E-05 | | | 6.1E-05 | 4.4E-06 | 6.5E-05 | | | 2.3E-05 | 3.6E-06 | 2.7E-05 | | | 1.1E-05 | 3.0E-06 | 1.4E-05 | | | 8.3E-06 | 2.8E-06 | 1.1E-05 | |
| Arsenic | 5.9E-03 | 2.4E-01 | 6.3E-03 | 2.5E-01 | 2.6E-01 | 5.4E-03 | 5.4E-01 | 4.7E-03 | 5.5E-01 | 5.5E-01 | 4.5E-03 | 2.1E-01 | 3.9E-03 | 2.1E-01 | 2.2E-01 | 3.5E-03 | 9.9E-02 | 3.2E-03 | 1.0E-01 | 1.1E-01 | 2.6E-03 | 7.4E-02 | 3.0E-03 | 7.7E-02 | 8.0E-02 |
| Baryum | | 3.8E-04 | 3.3E-05 | 4.2E-04 | | | 8.5E-04 | 2.4E-05 | 8.8E-04 | | | 3.3E-04 | 2.0E-05 | 3.5E-04 | | | 1.6E-04 | 1.7E-05 | 1.7E-04 | | | 1.2E-04 | 1.6E-05 | 1.3E-04 | |
| Béryllium | | 8.5E-05 | 7.3E-06 | 9.3E-05 | | | 1.9E-04 | 5.4E-06 | 2.0E-04 | | | 7.3E-05 | 4.6E-06 | 7.8E-05 | | | 3.5E-05 | 3.7E-06 | 3.8E-05 | | | 2.6E-05 | 3.5E-06 | 3.0E-05 | |
| Bore | | 9.8E-05 | 8.4E-07 | 9.9E-05 | | | 2.2E-04 | 6.2E-07 | 2.2E-04 | | | 8.3E-05 | 5.2E-07 | 8.4E-05 | | | 4.0E-05 | 4.2E-07 | 4.0E-05 | | | 3.0E-05 | 4.0E-07 | 3.0E-05 | |
| Cadmium | | 8.6E-04 | 7.3E-06 | 8.7E-04 | | | 1.9E-03 | 5.4E-06 | 1.9E-03 | | | 7.3E-04 | 4.6E-06 | 7.3E-04 | | | 3.5E-04 | 3.7E-06 | 3.5E-04 | | | 2.6E-04 | 3.5E-06 | 2.6E-04 | |
| Chrom III | | 2.6E-05 | 1.9E-06 | 2.8E-05 | | | 5.0E-05 | 1.4E-06 | 5.2E-05 | | | 1.9E-05 | 1.2E-06 | 2.1E-05 | | | 9.2E-06 | 9.8E-07 | 1.0E-05 | | | 6.9E-06 | 9.3E-07 | 7.9E-06 | |
| Cobalt | | 2.3E-02 | 2.0E-04 | 2.3E-02 | | | 5.1E-02 | 1.5E-04 | 5.1E-02 | | | 2.0E-02 | 1.2E-04 | 2.0E-02 | | | 9.4E-03 | 9.9E-05 | 9.5E-03 | | | 7.1E-03 | 9.4E-05 | 7.2E-03 | |
| Cuivre | 1.5E-04 | 6.9E-04 | 3.5E-05 | 7.2E-04 | 8.8E-04 | 1.4E-04 | 1.5E-03 | 2.6E-05 | 1.6E-03 | 1.7E-03 | 8.9E-05 | 4.9E-04 | 1.8E-05 | 5.0E-04 | 5.9E-04 | 6.1E-05 | 2.0E-04 | 1.3E-05 | 2.1E-04 | 2.8E-04 | 3.9E-05 | 1.4E-04 | 1.1E-05 | 1.5E-04 | 1.9E-04 |
| Fer | 2.1E-04 | 8.6E-03 | 7.4E-05 | 8.7E-03 | 8.9E-03 | 4.1E-04 | 4.0E-02 | 1.1E-04 | 4.0E-02 | 4.1E-02 | 6.7E-04 | 3.1E-02 | 1.9E-04 | 3.1E-02 | 3.2E-02 | 1.0E-03 | 2.9E-02 | 3.0E-04 | 2.9E-02 | 3.0E-02 | 8.6E-04 | 2.5E-02 | 3.3E-04 | 2.5E-02 | 2.6E-02 |
| Manganèse | | 4.5E-03 | 3.8E-05 | 4.5E-03 | | | 9.9E-03 | 2.8E-05 | 9.9E-03 | | | 4.2E-03 | 2.6E-05 | 4.3E-03 | | | 1.7E-03 | 1.8E-05 | 1.8E-03 | | | 1.2E-03 | 1.6E-05 | 1.2E-03 | |
| Mercur | | 4.1E-06 | 2.7E-09 | 4.1E-06 | | | 1.2E-05 | 2.0E-09 | 1.2E-05 | | | 8.0E-06 | 1.7E-09 | 8.0E-06 | | | 4.5E-06 | 1.3E-09 | 4.5E-06 | | | 3.3E-06 | 1.3E-09 | 3.3E-06 | |
| Nickel | | 9.3E-04 | 7.9E-06 | 9.3E-04 | | | 2.1E-03 | 5.9E-06 | 2.1E-03 | | | 7.9E-04 | 4.9E-06 | 8.0E-04 | | | 3.8E-04 | 4.0E-06 | 3.8E-04 | | | 2.8E-04 | 3.8E-06 | 2.9E-04 | |
| Plomb | | 5.7E-04 | 2.9E-06 | 5.7E-04 | | | 1.3E-03 | 2.2E-06 | 1.3E-03 | | | 4.8E-04 | 1.8E-06 | 4.9E-04 | | | 2.3E-04 | 1.5E-06 | 2.3E-04 | | | 1.7E-04 | 1.4E-06 | 1.7E-04 | |
| Strontium | 2.4E-06 | 9.6E-05 | 8.2E-07 | 9.7E-05 | 1.0E-04 | 2.1E-06 | 2.1E-04 | 6.1E-07 | 2.1E-04 | 2.2E-04 | 1.8E-06 | 8.2E-05 | 5.1E-07 | 8.3E-05 | 8.5E-05 | 1.4E-06 | 3.9E-05 | 4.2E-07 | 3.9E-05 | 4.1E-05 | 1.0E-06 | 2.9E-05 | 3.9E-07 | 3.0E-05 | 3.1E-05 |
| Thallium | 4.2E-04 | 1.7E-02 | 1.5E-04 | 1.7E-02 | 1.8E-02 | 3.8E-04 | 3.8E-02 | 1.1E-04 | 3.8E-02 | 3.8E-02 | 3.1E-04 | 1.5E-02 | 9.1E-05 | 1.5E-02 | 1.5E-02 | 2.5E-04 | 6.9E-03 | 7.4E-05 | 7.0E-03 | 7.2E-03 | 1.8E-04 | 5.2E-03 | 7.0E-05 | 5.3E-03 | 5.5E-03 |
| Titane | 2.8E-05 | 1.2E-03 | 9.7E-06 | 1.2E-03 | 1.2E-03 | 2.5E-05 | 2.5E-03 | 7.2E-06 | 2.5E-03 | 2.6E-03 | 2.1E-05 | 9.7E-04 | 6.0E-06 | 9.7E-04 | 9.9E-04 | 1.7E-05 | 4.6E-04 | 4.9E-06 | 4.6E-04 | 4.8E-04 | 1.2E-05 | 3.5E-04 | 4.6E-06 | 3.5E-04 | 3.6E-04 |
| Uranium, sels sol. | | 4.3E-03 | 3.7E-04 | 4.7E-03 | | | 9.5E-03 | 2.7E-04 | 9.8E-03 | | | 3.6E-03 | 2.3E-04 | 3.9E-03 | | | 1.7E-03 | 1.8E-04 | 1.9E-03 | | | 1.3E-03 | 1.7E-04 | 1.5E-03 | |
| Vanadium | | 6.7E-01 | 5.7E-02 | 7.2E-01 | | | 1.5E+00 | 4.2E-02 | 1.5E+00 | | | 5.7E-01 | 3.6E-02 | 6.0E-01 | | | 2.7E-01 | 2.9E-02 | 3.0E-01 | | | 2.0E-01 | 2.7E-02 | 2.3E-01 | |
| Zinc | 2.7E-06 | 1.1E-04 | 9.5E-06 | 1.2E-04 | 1.3E-04 | 2.5E-06 | 2.5E-04 | 7.2E-06 | 2.6E-04 | 2.6E-04 | 2.1E-06 | 9.7E-05 | 6.0E-06 | 1.0E-04 | 1.0E-04 | 1.5E-06 | 4.1E-05 | 4.3E-06 | 4.5E-05 | 4.7E-05 | 1.0E-06 | 2.9E-05 | 3.9E-06 | 3.3E-05 | 3.4E-05 |

ANNEXE I

DISCUSSION DU CONSERVATISME DE LA MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE (GENIVAR)

Trois-Rivières, le 30 octobre 2013

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

N°/Réf. : 121-17926-00

**Objet : Évaluation du conservatisme des résultats de la modélisation
de la dispersion atmosphérique du projet Arnaud**

Mme Fouchécourt,

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

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 doivent être déterminés. En effet, selon le *Guide de la Modélisation de la Dispersion Atmosphérique*¹ 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 Arnaud, les deux « scénarios pire cas » présentés correspondent à la 6^e et 10^e année de production (probablement en 2020 et 2024). Ces périodes de productions ont été sélectionnées en raison des tonnages élevés comparativement aux maximums prévus dans le plan d'exploitation, alors que la profondeur de la fosse sera relativement faible lors de ces années.

PARTICULES

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

D'autre part, suivant les directives du MDDEFP, la déposition des particules n'est pas prise en compte dans les modélisations. Or, la déposition contribue à réduire de façon considérable les concentrations de particules totales dans l'air, particulièrement par vent faible, alors que la dispersion est faible. Les concentrations maximales modélisées pour les particules totales sur une période de 24 heures sont en effet obtenues lors de vents faibles. Il est donc évident que celles-ci sont surestimées en négligeant la déposition. Il faut par contre préciser que la déposition est un phénomène de plus faible amplitude en ce qui a trait aux particules fines. La surestimation due à la déposition s'applique donc principalement aux particules totales. 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 par vents forts. 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

¹ Leduc, R., 2005. *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2005/0072, rapport no QA/49, 38p.



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

Également, toujours dans le but de déterminer les concentrations maximales de particules sur une période de 24 heures, il faut noter que les précipitations (pluie et neige) ne sont pas prises en compte dans les modélisations. Or, sur une période annuelle, celles-ci contribuent grandement à diminuer les émissions de particules (PMT et PM_{2,5}) et, par conséquent, les concentrations moyennes réelles.

Par ailleurs, les obstacles topographiques n'ont aucun effet direct sur la dispersion, mais seulement indirect via l'altération par le relief des conditions météorologiques. En effet, bien que le modèle utilisé incorpore la topographie régionale dans la modélisation, la topographie locale n'est pas prise compte. Plus particulièrement pour le projet Arnaud, le modèle ne permet pas de considérer l'effet de blocage dû à la butte-écran.

Finalement, le RAA ne prescrit pas de norme spécifiquement pour les particules de diamètre inférieur à 10 microns (PM₁₀) et celles-ci n'ont donc pas été traitées dans les modélisations.

MÉTAUX

Dans le contexte du projet Arnaud, 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. L'incertitude discutée précédemment sur les concentrations de particules totales modélisées a donc également un impact direct sur les résultats pour les métaux.

En deuxième lieu, la teneur en métaux mesurée dans les différents types de matériaux manipulés (minerai, mort-terrain, stériles, résidus de flottation et résidus magnétiques) est utilisée afin d'estimer la teneur en métaux dans les particules. La teneur moyenne est calculée pour chacune des lithologies et de façon conservatrice, le maximum des valeurs obtenues pour chaque lithologie est utilisé sur la totalité des concentrations de particules modélisées. Or, plutôt que d'utiliser ce maximum des lithologies, un calcul plus précis, analysant à chacun des récepteurs la provenance des poussières (et ainsi, les proportions lithologiques), permettrait de calculer des teneurs plus justes et des concentrations plus faibles seraient par conséquent obtenues.

Cependant, comme la méthode utilisée est conservatrice et que les concentrations calculées pour les différents métaux respectent les normes du



RAA, une telle investigation n'a pas eu lieu d'être entreprise lors de l'étude de la dispersion atmosphérique.

COMPOSÉS GAZEUX (CO, NO₂, SO₂)

Les gaz d'échappement de la machinerie et les émissions lors des sautages sont les sources de composés gazeux (CO, NO₂, SO₂) considérées dans le contexte du projet Arnaud. 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.

Finalement, il est important de noter que les gaz d'échappement des véhicules sont modélisés à l'aide de sources volumiques. Or, ce type de source ne prend pas en compte l'effet de flottabilité résultant de la température élevée des gaz et qui contribue grandement à leur dispersion. Cette façon de procéder est donc très conservatrice et est choisie afin de limiter les temps de calcul du modèle.

Dans le cas du dioxyde d'azote plus spécifiquement, il faut également préciser que les taux d'émissions déterminés pour le sautage et les gaz d'échappement sont des taux de NO_x. Or, ces émissions sont composées typiquement en bonne partie de monoxyde d'azote (NO), qui se transforme en NO₂ en fonction de l'ozone disponible dans l'atmosphère. Ainsi, bien que le traitement de la



transformation chimique complète offrirait une meilleure représentativité du phénomène et contribuerait à réduire les concentrations de NO₂ obtenues, la méthode OLM (Ozone Limiting Method), plus conservatrice et privilégiée par le ministère², a été utilisée. Celle-ci tronque de façon simpliste les concentrations de NO₂ en fonction d'une valeur fixe d'ozone donnée pour chacune des périodes (1 heure, 24 heures, annuelle).

Bref, encore une fois, comme les méthodes utilisées sont conservatrices et que les concentrations calculées pour les différents composés 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 agréer, Mme Fouchécourt, l'expression de nos sentiments distingués.

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

PR/nl

² COUTURE, Y., 2008. *Guide d'estimation de la concentration de dioxyde d'azote (NO₂) dans l'air ambiant lors de l'application des modèles de dispersion atmosphérique*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-53731-1 (PDF), 7 pages.