

## Valeurs de risque unitaire pour le chrome hexavalent dans l'air ambiant

COMMENTAIRES PRÉSENTÉS À LA DIRECTION DE SANTÉ PUBLIQUE  
DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Avril 2016



**AUTEURES**

Michelle Gagné, Conseillère scientifique

Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Marie-Hélène Bourgault, Conseillère scientifique

Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

**RÉVISEUR**

Mathieu Valcke, Conseiller scientifique et Chercheur d'établissement

Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec





## Liste d'acronymes

Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
CalEPA	<i>California Environmental Protection Agency</i>
Cr VI	Chrome hexavalent
CDHS	<i>California Department of Health Services</i>
DSP	Direction de santé publique
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i>
OMS	Organisation mondiale de la Santé
RU	Risque unitaire
TCEQ	<i>Texas Commission on Environmental Quality</i>
U.S. EPA	<i>United State Environmental Protection Agency</i>



## Avant-propos

En 2008, une évaluation des risques chimiques liés aux émissions atmosphériques de métaux a été réalisée afin d'estimer les risques potentiels associés au projet minier aurifère Canadian Malartic (Sanexen, 2008). Pour évaluer le risque associé à des concentrations ambiantes estimées de chrome hexavalent (Cr VI), le risque unitaire (RU) de la *California Environmental Protection Agency* (CalEPA) avait alors été préféré aux valeurs proposées par l'*United State Environmental Protection Agency* (U.S. EPA), Santé Canada et l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

En mars 2016, la Direction de la santé publique (DSP) de l'Abitibi-Témiscamingue a sollicité l'expertise de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) afin de connaître lequel des RU proposés par ces organismes devrait être retenu dans le cadre d'une nouvelle évaluation de risque.

Le présent document constitue la réponse de l'INSPQ à cette demande. Tout d'abord, il décrit et discute des RU proposés par la CalEPA, l'U.S. EPA, Santé Canada et l'OMS. Il introduit ensuite les éléments de la littérature scientifique publiés depuis l'évaluation des risques de 2008, puis indique en quoi ces nouveaux éléments pourraient influencer l'interprétation sanitaire des valeurs moyennes de Cr VI réellement mesurées à Malartic.



# 1 Risques unitaires pour le chrome hexavalent

Un RU correspond à l'excès de cancer attendu attribuable à une exposition continue durant toute la vie à une concentration de 1 µg/m<sup>3</sup> d'une substance cancérigène. Cette valeur résulte de la caractérisation de la relation entre l'exposition et la probabilité d'occurrence de cancer observée au sein d'une population à l'étude. Le risque unitaire permet de prédire le nombre de cas de cancer en excès parmi une population exposée à une concentration donnée d'un contaminant de l'environnement. Idéalement, les risques unitaires sont dérivés de données colligées auprès d'études réalisées chez des populations humaines.

Dans le cas du Cr VI, quelques études épidémiologiques établissent le lien dose-réponse entre des expositions professionnelles et le cancer du poumon. Une première enquête porte sur les travailleurs d'une usine de production de chromate de Painesville, en Ohio (États-Unis). Les études de Mancuso portent sur 332 travailleurs, employés entre 1931 et 1937 et suivis entre 1946 et 1974 (Mancuso, 1975, 1997a,b, cités dans Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail [Anses], 2010). Elles rapportent que les taux de cancer pulmonaire augmentent en fonction de l'exposition au chrome. Un autre groupe de travailleurs de cette même usine (n=482), cette fois exposé au chrome entre 1940 et 1972, a fait l'objet d'un suivi allant jusqu'en 2011 (Luippold *et al.*, 2003; Crump *et al.* 2003; Proctor *et al.* 2016).

Une usine de fabrication de chromate de Baltimore (Maryland, États-Unis) a aussi été sélectionnée pour y réaliser des études épidémiologiques. La cohorte de Baltimore est plus importante (n = 4 217) et le suivi des travailleurs, employés entre 1945 et 1974, s'est initialement fait jusqu'en 1977 (Braver *et al.*, 1985; Hayes *et al.* 1979; Hayes *et al.* 1989, cité dans Anses, 2010). Les renseignements sur ces travailleurs ont par la suite été repris afin de constituer une nouvelle cohorte se limitant aux individus embauchés après 1950<sup>1</sup> et suivis jusqu'en 1992 (n = 2 357; Braver *et al.*, 1985; Gibb *et al.*, 2000, cité dans Haney *et al.*, 2014).

Enfin, des données concernant des usines de production de ferrochrome et de pigments à base de chromates en Norvège ont aussi établi le lien entre l'exposition au chrome en milieu industriel et le cancer du poumon (Langard *et al.*, 1975, 1980, 1983, 1990).

C'est sur l'ensemble de ces cohortes de travailleurs que s'appuient les risques unitaires publiés par les organismes réglementaires et de référence en santé environnementale.

## Risques unitaires disponibles lors de l'évaluation des risques de 2008

---

Tel que mentionné précédemment, en 2008, quatre organismes proposaient des risques unitaires pour le chrome hexavalent (tableau 1). Ces organismes n'ont pas modifié leur risque unitaire depuis 2008 ; il s'agit donc toujours des valeurs officielles retenues par ces derniers. La différence entre les quatre valeurs, et la robustesse de celles-ci, sont tributaires des choix de l'étude de référence ainsi que des démarches méthodologiques employées pour dériver les RU.

Le risque unitaire de l'OMS (2000) se base sur des études réalisées auprès de trois cohortes de travailleurs (tableau 1). Toutefois, la caractérisation de l'exposition des deux cohortes de Norvège est déficiente (Anses, 2010), puisqu'elle se fonde généralement sur des analyses en chrome total (*National Institute for Occupational Safety and Health* [NIOSH], 2014). Aussi, une proportion des travailleurs de la cohorte de Baltimore ont, quant à eux, été exposés à de faibles concentrations et sur une période inférieure à 1 an (Braver *et al.*, 1985). Bien que les concentrations mesurées aient été analysées en Cr VI,

---

<sup>1</sup> En effet, après 1950, des travaux ont été entrepris dans l'usine et la collecte de données d'exposition était jugées plus fiable après cette date (Anses, 2010).

la caractérisation de l'exposition présente aussi plusieurs incertitudes, notamment en ce qui a trait à la représentativité des données (Braver *et al.*, 1985). Malgré ces lacunes, l'OMS juge que ces données sont les plus appropriées pour estimer le risque cancérigène associé au chrome hexavalent dans l'air. Elle propose un risque unitaire qui correspond à la moyenne géométrique des risques unitaires dérivés pour chacune de ces trois cohortes (tableau 1). Considérant les faiblesses des études de références et le fait que la documentation de l'OMS soit peu détaillée, il est difficile de juger de la robustesse réelle de cette valeur.

Les trois autres RU, soit les valeurs de l'U.S. EPA (1998), de la CalEPA (2002) et de Santé Canada (2010), se basent sur l'enquête épidémiologique initialement menée chez les travailleurs de Painesville (Mancuso, 1975; tableau 1). Si les deux organismes américains décrivent leur approche et justifient le choix des paramètres de leur modèle de manière adéquate, la démarche de Santé Canada est insuffisamment explicitée (Santé Canada, 1994, 2010), ce qui ne permet pas de poser un jugement éclairé sur sa valeur.

Les données épidémiologiques de l'étude de Mancuso (1975), tout comme les données à l'origine de la valeur de l'OMS, présentent de nombreuses lacunes, principalement au niveau de la caractérisation de l'exposition. Par exemple, les données de concentrations proviennent d'une seule étude d'hygiène industrielle qui décrit les niveaux d'exposition de 1945. Ceux-ci sont possiblement différents de ceux auxquels les travailleurs de la cohorte étaient exposés de 1931 à 1937 (Anses, 2010; Crump *et al.* 2003). De plus, ces données sont rapportées en chrome total et la concentration en Cr VI doit être estimée en fonction d'un ratio établi sur les mesures de chrome solubles (U.S. EPA, 1998; CalEPA, 2002; NIOSH, 2014).

Ces lacunes ont été considérées par l'U.S. EPA et la CalEPA au moment de dériver leurs risques unitaires. L'U.S. EPA, par exemple, a fait l'hypothèse que la sous-estimation du risque possiblement engendrée par l'utilisation des concentrations en chrome total est compensée par la surestimation qu'entraîne vraisemblablement l'attribution aux travailleurs d'habitudes tabagiques équivalentes à celle de la population générale (U.S. EPA, 1984. En effet, puisque les taux de tabagisme sont généralement plus élevés en milieu professionnel, le nombre supérieur de cancers observé dans la cohorte de travailleurs est attribué à l'exposition au chrome, ce qui surestime le risque lié à ce contaminant. La CalEPA, quant à elle, emploie un facteur multiplicatif de 7 afin d'évaluer plus précisément l'exposition au chrome hexavalent. Elle choisit également la limite supérieure de l'intervalle de confiance afin d'obtenir un risque unitaire plus conservateur.

Comme tout calcul d'excès de cancers, il importe de rappeler que les démarches employées pour dériver les valeurs de risque unitaire comprennent plusieurs limites. En plus des incertitudes inhérentes à la caractérisation de l'exposition des travailleurs et celles associées aux modèles d'extrapolation, certains facteurs comme le tabagisme ou la coexposition à d'autres contaminants doivent être considérés. De fait, les données historiques d'exposition de cohorte ne permettent pas toujours d'identifier les autres contaminants auxquels les travailleurs étaient potentiellement exposés parallèlement au Cr VI (particulièrement pour la fumée de tabac). À ce propos, bien qu'aucune donnée ne soit disponible pour le confirmer, les travailleurs de Painesville (1940-1972) rapportent la présence d'amiante comme isolant dans l'usine. D'ailleurs, 6 membres de cette cohorte sont décédés de mésothéliome, maladie très spécifiquement associée à l'exposition à cette fibre (Proctor *et al.* 2016). La manipulation d'autres produits cancérigènes par les travailleurs pourrait entraîner une surestimation du risque, pour les mêmes raisons que l'attribution d'habitudes tabagiques populationnelles à la cohorte de travailleurs par l'U.S. EPA (1984).

Compte tenu de ces incertitudes et limites, il peut être difficile de déterminer, sur des bases comparables, laquelle de ces valeurs est la plus appropriée à utiliser. Lors de l'évaluation du risque

réalisée par Sanexen<sup>2</sup> pour le projet minier aurifère Canadian Malartic, le consultant a retenu la valeur de la CalEPA. Parmi les 4 valeurs disponibles au moment de leur analyse, ce choix était bien justifié puisque le RU de la Californie résultait d'une démarche méthodologique adéquate dont le choix du descripteur (soit la limite supérieure de l'estimé de la moyenne) compensait les lacunes de l'étude de référence.

---

<sup>2</sup> Sanexen Services Environnementaux inc.

**Tableau 1 Risque unitaire pour le chrome hexavalent de divers organismes réglementaires et de référence**

	RISQUE UNITAIRE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>		COHORTE [ÉTUDE DE RÉFÉRENCE]	DESCRIPTION
	Valeur <sup>a</sup>	Descripteur		
OMS 2000	<b>0,04</b>	Moyenne géométrique	Baltimore – chromate (1945- 1949) [Braver <i>et al.</i> 1985]	– S'appuie sur des RU calculés pour trois cohortes différentes. – Correspond à la moyenne géométrique de ces valeurs : – 0,011 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> : Se base sur les données de deux sous-cohortes de Braver <i>et al.</i> (1985). Cohorte : N = 1 803. Durée d'exposition : > 3 mois à 3 ans et 3 à 5 ans. Calculs effectués selon des données d'exposition en Cr VI. Statut tabagique inconnu.
			Norvège – ferrochrome (1928-1977) [Langard <i>et al.</i> , 1980, 1990]	– 0,043 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> . Se base sur les données de Langard <i>et al.</i> (1980, 1990). Cohorte : n = 1 235. Durée d'exposition : > 1 an. Calcul effectué selon des données extrapolées d'exposition en Cr VI. Données partielles sur le statut tabagique.
			Norvège – pigments (1948-1972) [Langard <i>et al.</i> , 1975, 1983]	– 0,13 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup> . Se base sur les données de Langard <i>et al.</i> (1975, 1983). Cohorte : n = 133. Durée d'exposition : > 3 ans. Concentration en chrome total. Données partielles sur le statut tabagique.
U.S. EPA 1998	<b>0,012</b>	Meilleur estimé <sup>b,c</sup>	Painesville (1931-1937) [Mancuso, 1975]	– S'appuie sur la publication de l'U.S. EPA (1984). – Cohorte : n = 332. – Durée d'exposition : > 1 an. – Statut tabagique inconnu – Calculs effectués sur la base de données d'exposition en chrome total et en chrome hexavalent. Les concentrations en Cr VI ont été estimées selon l'hypothèse qu'une fraction (1/7e) du chrome total était du Cr VI dans l'usine de Painesville (US EPA, 1984). – Utilise un modèle linéaire sans seuil (Competing risks)
	0,084	Limite supérieure <sup>c</sup>		
CalEPA 2002	0,101	Meilleur estimé <sup>b</sup>	Painesville (1931-1937) [Mancuso, 1975]	– S'appuie sur la publication du California Department of Health Services CDHS (1985), laquelle révisé l'évaluation de l'U.S. EPA (1984). – Durée d'exposition : > 1 an. – Cohorte : n = 332. – Statut tabagique inconnu. – Calculs effectués sur la base de données d'exposition en chrome hexavalent. Les concentrations ont été estimées selon l'hypothèse qu'une fraction (1/7e) du chrome total était du Cr VI dans l'usine de Painesville. – Utilise un modèle linéaire sans seuil ( <i>Crude Model</i> )
	<b>0,146</b>	Limite supérieure (IC 95%)		
Santé Canada 2010	<b>0,076</b>	ND	Painesville (1931-1937) [Mancuso, 1975]	– Calculs effectués sur la base d'une CT <sub>05</sub> , laquelle est estimée à 0,66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . – Peu d'information disponible sur la méthode de calcul. – Durée d'exposition : > 1 an – 8 ans. – Cohorte : n = 332. – Statut tabagique inconnu.

<sup>a</sup> Lorsque deux descripteurs sont présentés pour un même organisme, la valeur retenue par ce dernier est identifiée en gras.

<sup>b</sup> Équivalent de l'anglais best estimate.

<sup>c</sup> Le meilleur estimé correspond au RU calculé sur la base des concentrations en chrome total, alors que la limite supérieure correspond au RU calculé sur la base des concentrations estimées en chrome hexavalent.

Abréviations : IC – Intervalle de confiance ; CT<sub>05</sub> – concentration produisant une augmentation de 5% de l'incidence de tumeurs, ou une augmentation de 5% de la mortalité à cause de tumeurs ; ND : non disponible.



## Mise à jour de la littérature scientifique et récentes valeurs de risque unitaire

---

Les données concernant les cohortes de travailleurs de Painesville et de Baltimore ont fait l'objet d'analyses supplémentaires ayant été publiées dans la littérature scientifique ces dernières années. Les auteurs de ces études ont effectué d'importants efforts pour bonifier la caractérisation de l'exposition, ce qui améliore sensiblement les calculs de risque (Anses, 2010).

C'est le cas de l'analyse de Luippold *et al.* (2003) qui présente des données de qualité concernant l'exposition des travailleurs de Painesvilles comparativement à celles fournies par Mancuso (1975). En effet, plutôt que la caractérisation limitée de la première cohorte, ces auteurs ont pu exploiter une reconstruction historique des niveaux d'exposition en utilisant les concentrations de Cr VI mesurées par l'entremise de 21 campagnes d'échantillonnage (totalisant 800 échantillons) couvrant l'essentiel de la période. Jumelées au type d'emplois de chaque membre de la cohorte, les données sur l'exposition des travailleurs de cette cohorte (1940 – 1972) sont plus précises et robustes que celle de la cohorte initiale (1931-1937). Elles permettent ainsi une bonne caractérisation de l'exposition cumulée en fonction des différents types d'emplois occupés par les membres de la cohorte. De plus, le statut tabagique des individus est davantage documenté (Haney *et al.*, 2014). Considérant ces nouvelles données sur la cohorte de Painesvilles, des auteurs ont estimé de nouvelles valeurs de risques unitaires, comprises entre 0,0083 et 0,0177 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup> (Crump *et al.*, 2003; Proctor *et al.*, 2016; tableau 2). Celles-ci sont toutes inférieures à celles disponibles en 2008.

En ce qui a trait à la cohorte de Baltimore, Gibb *et al.* (2000) ont aussi pris de nombreuses mesures afin de créer une matrice emploi-exposition plus précise des travailleurs et ainsi fournir une meilleure évaluation des risques (Anses, 2010).

L'ensemble de ces données améliore la compréhension de la relation entre l'exposition au chrome hexavalent et les décès dus au cancer du poumon. C'est d'ailleurs sur la base de ces récentes études épidémiologiques que l'Anses (2010) et NIOSH (2005), deux organismes de santé au travail, appuient leur valeur guide sanitaire pour le milieu professionnel. À l'instar de ces institutions, la *Texas Commission on Environmental Quality* (TCEQ), qui œuvre en santé environnementale, a récemment proposé un RU de 0,0023 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>, lequel s'appuie sur les données récentes à la fois des cohortes de Painesville et de Baltimore (TCEQ, 2014; tableau 2).

**Tableau 2 Risques unitaires pour le chrome hexavalent publiés dans la littérature scientifique**

	RISQUE UNITAIRE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>		COHORTE [ÉTUDE DE RÉFÉRENCE]	DESCRIPTION
	Valeur <sup>a</sup>	Descripteur		
Crump <i>et al.</i> , 2003 <sup>c</sup>	0,0128	Meilleur estimé <sup>b</sup>	Painesville (194 0-1972) [Luippold <i>et al.</i> 2003]	<ul style="list-style-type: none"> <li>– La cohorte est composée d’individus dont la durée d’exposition varie entre &gt; 1 an et 32 ans (n=482)</li> <li>– 10 groupes d’exposition</li> <li>– Données sur l’exposition cumulée de ces groupes</li> <li>– Calculs effectués sur la base de données d’exposition en chrome hexavalent.</li> <li>– Régression Poisson et Cox</li> <li>– Les cas de mésothéliomes (n =3) ont été exclus</li> <li>– Données partielles sur le statut tabagique</li> </ul>
	0,0177	Limite supérieure (IC 90 %)		
Proctor <i>et al.</i> , 2016 <sup>c</sup>	0,0083	Meilleur estimé <sup>b</sup>	Painesville (194 0-1972) [Luippold <i>et al.</i> 2003]	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Même cohorte que celle utilisée par Crump <i>et al.</i> (2003).</li> <li>– Ajout des individus dont la durée d’exposition est &lt; à 1 an, (n = 714).</li> <li>– Durée d’exposition : &lt;1– 32 ans.</li> <li>– Régression Poisson et Cox.</li> <li>– Six cas de mésothéliome ont été exclus.</li> <li>– Données partielles sur le statut tabagique.</li> </ul>
	0,017	Limite supérieure (IC 95%)		
TECQ 2014 <sup>d</sup>	0,0023		<p>Painesville (1940-1972) [Crump <i>et al.</i> 2003]</p> <p>Baltimore (1950 à 1974) [Gibb <i>et al.</i> 2000<sup>c</sup>]</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Estimation de deux RU sur la base des données publiées par Crump <i>et al.</i> (2003) et par Gibb <i>et al.</i> (2000) sur leurs cohortes respectives.</li> <li>– Modèle linéaire de régression Poisson (données de Painesville) et modélisation proportionnelle Cox (données de Baltimore).</li> <li>– Cohorte de Painesville : composée d’individus dont la durée d’exposition varie entre &gt; 1 an et 32 ans (n=482). 10 groupes d’exposition. Donnée sur l’exposition cumulée de ces groupes. Calculs effectués selon des données d’exposition en chrome hexavalent. Données partielles sur le statut tabagique. Cas de mésothéliomes (n =3) ont été exclus de l’analyse.</li> <li>– Cohorte de Baltimore : composée d’individus dont la durée d’exposition est supérieure à 3 mois (moyenne : 4 ans; n=2 372). 4 sous-groupes d’exposition. Donnée sur l’exposition cumulée de ces groupes. Calcul effectué selon des données d’exposition en chrome hexavalent. Statut tabagique connu (NIOSH, 2014).</li> <li>– RU final est le résultat de l’addition pondérée de ces deux RU en fonction de la confiance attribuée à ces deux valeurs (sur la base de la variance).</li> </ul>

<sup>a</sup> De l’ensemble des valeurs présentées dans l’article, la plus élevée est rapportée ici.

<sup>b</sup> Équivalent de l’anglais *best estimate*

<sup>c</sup> Proctor et Crump sont financés par l’industrie, alors que l’étude de cohorte de Gibb aurait été financée par des fonds publics (Anses, 2010). Ceci étant dit, considérant la qualité des études et des démarches, l’ensemble des valeurs de RU est considéré robuste et adéquat par l’INSPQ.

<sup>d</sup> Le risque unitaire du TECQ est également détaillé dans la publication scientifique de Haney *et al.* (2014).

## 2 Interprétation de concentrations mesurées à Malartic

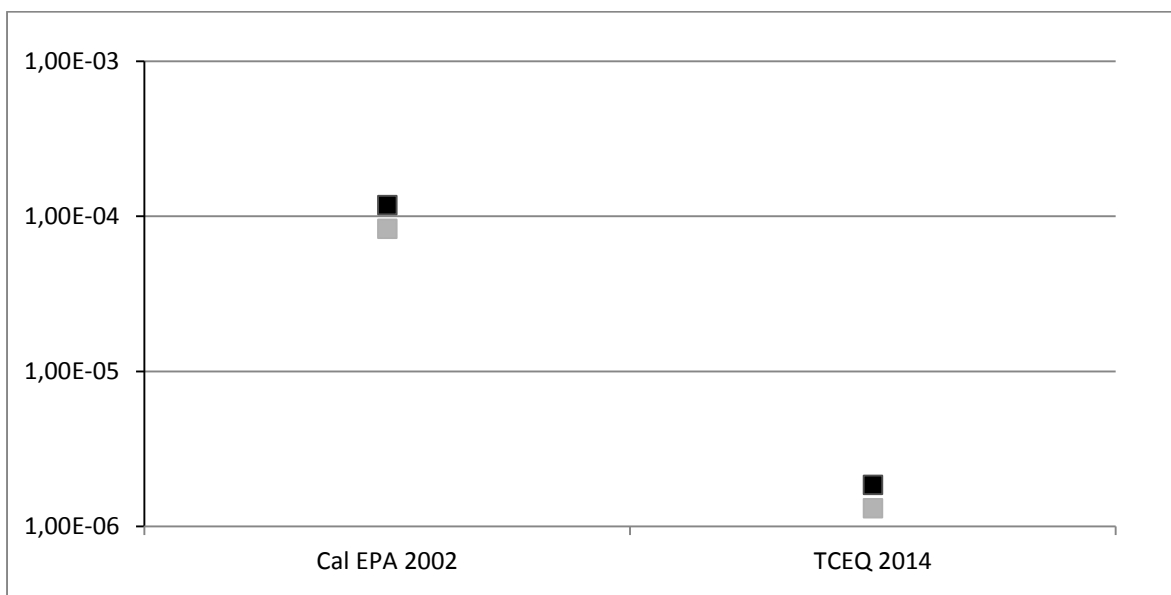
Les concentrations moyennes annuelles mesurées à Malartic sont comprises entre  $5,7 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $8,1 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Frédéric Bilodeau, communication personnelle). Ces concentrations correspondent à des valeurs de risque différentes selon la valeur de risque unitaire qu'on leur applique.

Aux fins de comparaison, la figure 1 présente les niveaux de risque associés à la concentration moyenne minimale et à la concentration moyenne maximale, selon que le RU de la CalEPA ou celui de la TCEQ est utilisé. En considérant la valeur de la Californie, les risques sont d'environ  $1 \times 10^{-4}$  (soit 1 excès de cas pour 1 000 personnes exposées). Or, tel que discuté dans le présent avis, ce risque unitaire se fonde sur une étude de référence dont les lacunes ont été amplement mises en évidence. L'usage du récent risque unitaire du Texas, plus robuste d'après les auteurs du présent avis, entraîne des risques légèrement supérieurs à  $1 \times 10^{-6}$ .

Il importe de rappeler ici que la valeur retenue par la CalEPA est la limite supérieure de l'intervalle de confiance, alors que celle de la TCEQ se rapproche davantage d'un meilleur estimé. En utilisant le meilleur estimé de la valeur californienne (UR :  $0,101 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ ; tableau 1), les risques associés aux concentrations moyennes minimale et maximale seraient de  $5,8 \times 10^{-5}$  et de  $8,2 \times 10^{-5}$ , respectivement, soit un peu plus d'un ordre de grandeur supérieur au risque calculé avec le RU de la TCEQ.

Lorsque le risque cancérogène est inférieur ou égal à  $1 \times 10^{-6}$ , il est communément considéré négligeable par les organismes nationaux et internationaux. C'est d'ailleurs le niveau de risque généralement retenu au Québec (INSPQ, 2012). Toutefois, si le risque y est supérieur, la situation peut commander la mise en place ou l'application de mesures de gestion (ex. : réduction des émissions à la source, surveillance de l'exposition, etc.). Ces mesures peuvent également être accompagnées de consultation publique, lesquelles sont parfois utilisées afin de connaître la perception de la population à l'endroit d'un tel niveau de risque ainsi que son acceptabilité auprès des groupes concernés (INSPQ, 2012).

**Figure 1 Risques associés aux concentrations moyennes annuelles minimale (■) et maximale (■) mesurées à Malartic, selon les risques unitaires de la CalEPA (2002) basés sur l'étude de Mancuso (1975), et selon le risque unitaire de la TCEQ (2014), lequel s'appuie sur la récente littérature scientifique (Crump *et al.*, 2003; Gibb *et al.* 2000).**





## Conclusion

La DSP de l'Abitibi-Témiscaminque a sollicité l'avis de l'INSPQ afin d'examiner les différents risques unitaires concernant le chrome hexavalent disponibles en 2008, soit les valeurs proposées par Santé Canada, l'OMS, la Cal EPA et l'U.S. EPA. L'INSPQ a donc documenté et analysé ces valeurs, puis a étendu ses recherches aux récentes publications scientifiques.

Compte tenu des connaissances au moment de publier leur RU, l'INSPQ considère que la valeur de la CalEPA était adéquate et la plus appropriée à utiliser dans le cadre d'une évaluation de risque réalisée en 2008, car elle a été établie à partir des données et études disponibles à ce moment, selon une méthodologie de dérivation bien justifiée, laquelle tenait compte des nombreuses incertitudes de l'étude de référence.

De récentes publications proposent des données de cohortes de travailleurs dont le suivi et la caractérisation de l'exposition améliorent la compréhension de la relation entre l'exposition au chrome hexavalent et les décès par cancer du poumon. Les résultats de ces études suggèrent que la valeur de la CalEPA est effectivement conservatrice et protectrice. Des organismes réglementaires et de référence en santé au travail et en santé environnementale ont d'ailleurs récemment utilisé les données récentes afin d'actualiser leur valeur guide sanitaire (NIOSH, 2005; Anses, 2010; TCEQ, 2014). Comme l'évaluation de risque est un processus mené en continu, les données plus récentes seront sans doute éventuellement considérées par d'autres organismes réglementaires lorsque leurs évaluations de risque concernant la cancérogénicité du chrome hexavalent seront mise à jour.



## Références

- Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, 2010. Valeurs limites d'exposition en milieu professionnel – Les composés du chrome hexavalent. l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Braver, E.R., Infante, P., Chu, K., 1985. An analysis of lung cancer risk from exposure to hexavalent chromium. *Teratog., Carcinog. Mutagen.* 5, 365–378.
- California Department of Health Services, 1985. Health-Assessment-for-Chromium. Epidemiological Studies and Surveillance Section California Department of Health Services.
- California Environmental Protection Agency, 2002. Air Toxic Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines - Part II: Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors. California Environmental Protection Agency - Office of Environmental Health Hazard Assessment - Air Toxicology and Epidemiology Section.
- Crump, C., Crump, K., Hack, E., Luippold, R., Mundt, K., Liebig, E., Panko, J., Paustenbach, D., Proctor, D., 2003. Dose-response and risk assessment of airborne hexavalent chromium and lung cancer mortality. *Risk Anal.* 23, 1147–1163.
- Gibb, H.J., Lees, P.S., Pinsky, P.F., Rooney, B.C., 2000. Lung cancer among workers in chromium chemical production. *Am. J. Ind. Med.* 38, 115–126. Cité dans Haney *et al.* (2014).
- Haney, J.T., Erraguntla, N., Sielken, R.L., Valdez-Flores, C. 2014. Development of an inhalation unit risk factor for hexavalent chromium. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 68, 201–211.  
doi:10.1016/j.yrtph.2013.12.005
- Hayes, R. B., A. M. Lilienfeld, and L. M. Snell, 1979, Mortality in chromium chemical production workers: a prospective study: *Int.J.Epidemiol.*, v. 8, no. 4, p. 365-374. Cité dans Anses (2010).
- Hayes, RB, Sheffet, A, . Spirtas A. 1989. Cancer mortality among a cohort of chromium pigment workers: *Am.J.Ind.Med.*, v. 16, no. 2, p. 127-133. Cité dans Anses (2010).
- Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), 2012. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.
- Langård, S., Andersen, A. , Gylseth, B., 1980. Incidence of cancer among ferrochromium and ferrosilicon workers. *Br J Ind Med* 37, 114–120.
- Langård, S., Andersen, A., Ravnstad, J., 1990. Incidence of cancer among ferrochromium and ferrosilicon workers: an extended observation period. *Br J Ind Med* 47, 14–19.
- Langård, S., Norseth, T., 1975. A cohort study of bronchial carcinomas in workers producing chromate pigments. *Br J Ind Med* 32, 62–65.
- Langård, S., Vigander, T., 1983. Occurrence of lung cancer in workers producing chromium pigments. *Br J Ind Med* 40, 71–74.
- Luippold, R.S., Mundt, K.A., Austin, R.P., Liebig, E., Panko, J., Crump, C., Crump, K., Proctor, D., 2003. Lung cancer mortality among chromate production workers. *Occup Environ Med* 60, 451–457.
- Mancuso, T. F., 1997a, Chromium as an industrial carcinogen: Part I: *American Journal of Industrial Medicine*, v. 31, no. 2, p. 129-139. Cité dans Anses (2010).
- Mancuso, T. F., 1997b, Chromium as an industrial carcinogen: Part II. Chromium in human tissues: *American Journal of Industrial Medicine*, v. 31, no. 2, p. 140-147. Cité dans Anses (2010).

- Mancuso, T.F., 1975. Consideration of chromium as an industrial carcinogen. Presented at the International Conference on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario, pp. 343–356.
- National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), 2014. Criteria for a Recommended Standard Occupational Exposure to Hexavalent Chromium.
- Organisation mondiale de la santé/World Health Organization. 2000. Air Quality Guidelines for Europe - Second edition (No. 91), WHO Regional Publications, European Series. World Health Organization, Copenhagen.
- Proctor, D.M., Suh, M., Mittal, L., Hirsch, S., Valdes Salgado, R., Bartlett, C., Van Landingham, C., Rohr, A., Crump, K., 2016. Inhalation cancer risk assessment of hexavalent chromium based on updated mortality for Painesville chromate production workers. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 26, 224–231.
- Sanexen, 2008. Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux - Projet minier aurifère Canadian Malartic (Malartic, Québec).
- Santé Canada, 1994. Le chrome et ses composés - Rapport d'évaluation. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire.
- 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. Division des sites contaminés de Santé Canada - Direction de la sécurité des milieux.
- Texas Commission on Environmental Quality. 2014. Hexavalent Chromium (Particulate Compounds). Development Support Document.
- United State Environmental Protection Agency. 1984. Health assessment Document for Chromium - Final report. EPA-600/8-83-014F. Environmental Criteria and Assessment Office.
- United State Environmental Protection Agency. 1998. Chromium (VI) – Chemical Assessment Summary. Integrated Risk Information System.