



Health
Canada

Santé
Canada

*Your health and
safety... our priority.*

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Antimoine

Document technique
pour consultation publique

Canada 

Objet de la consultation

Le présent document technique décrit l'évaluation de l'information disponible sur l'antimoine dans le but de mettre à jour la recommandation relative à la présence d'antimoine dans l'eau potable. La consultation vise à solliciter des commentaires sur les recommandations proposées, la démarche suivie pour l'élaborer et les répercussions possibles de sa mise en œuvre.

Le document technique existant sur l'antimoine, préparé en 1999, recommandait une concentration maximale acceptable (CMA) de 0,006 mg/L (6 µg/L) sur la base de modifications histologiques observés chez le rat dans une étude de Poon et coll. (1998). Cette recommandation a fait l'objet d'une gestion des risques afin de considérer les limites des technologies de traitement. Ce document propose une CMA de 0,006 mg/L (6 µg/L) pour l'antimoine dans l'eau potable, d'après des modifications histologiques du foie et des modifications de la biochimie sérique chez le rat dans la même étude de Poon et coll. (1998). La CMA révisée et proposée a fait l'objet d'une gestion des risques afin de prendre en compte les difficultés de traitement liées à un abaissement de la CMA (en particulier pour les puits privés et les petits systèmes) sans augmentation significative de la protection de la santé. Le document a été examiné par des spécialistes externes, puis a fait l'objet d'une révision.

Le document est disponible pour une période de consultation publique de 74 jours. Veuillez faire parvenir vos commentaires (avec justification, au besoin) à Santé Canada par courriel à water-eau@hc-sc.gc.ca.

Au besoin, vous pouvez envoyer vos commentaires par la poste à l'adresse suivante :

Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Santé Canada
269, avenue Laurier Ouest, IA 4903D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tous les commentaires doivent être reçus au plus tard le 8 mars 2023. Les commentaires reçus dans le cadre de la consultation seront transmis, avec le nom et l'affiliation de leurs auteurs, aux membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP). Les personnes ne souhaitant pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il convient de noter que le présent document technique pourrait être révisé après évaluation des commentaires reçus et que, s'il y a lieu, une recommandation pour la qualité de l'eau potable sera formulée. Ce document devrait donc être considéré strictement comme une ébauche aux fins de commentaires.

Recommandation proposée

Une concentration maximale acceptable (CMA) de 0,006 mg/L (6 µg/L) est proposée pour l'antimoine dans l'eau potable.

Résumé

Ce document technique a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.

Exposition

L'antimoine est naturellement présent dans l'environnement sous la forme de composés organiques et inorganiques. L'antimoine pénètre dans l'environnement à partir de sources naturelles et d'activités humaines, la combustion du charbon, l'exploitation minière et les opérations de fonte étant les sources les plus importantes de rejets provenant des activités humaines.

Les Canadiens peuvent être exposés à l'antimoine par l'alimentation, l'eau potable, l'air et les produits de consommation. L'exposition à l'antimoine par le biais des milieux naturels, des aliments et de l'eau est considérée comme étant faible. L'antimoine peut être présent dans l'eau potable en raison des soudures de plomberie dans les réseaux de distribution d'eau potable. On a déterminé que les aliments (y compris le lait maternel pour les nourrissons), les boissons et, dans une moindre mesure, l'eau potable étaient les principaux contributeurs à l'exposition de la population générale.

Les données canadiennes indiquent que l'antimoine n'est pas couramment présent dans l'eau potable. La fréquence de détection de l'antimoine dans l'eau potable est très faible et les concentrations déclarées sont largement inférieures aux limites de détection.

Effets sur la santé

L'exposition par voie orale à l'antimoine peut induire des effets indésirables principalement sur le tractus gastro-intestinal et le foie. On a aussi fait état d'effets indésirables sur les reins, le système cardiovasculaire, le métabolisme et le développement dans la littérature. La valeur basée sur la santé (VBS) de 0,003 mg/L (3 µg/L) a été calculée en fonction des modifications histopathologiques du foie et des modifications de la biochimie sérique observées dans les études sur les animaux. Ces effets révèlent des répercussions sur le foie.

La force probante globale de la preuve scientifique indique que l'antimoine et les composés apparentés ne sont pas considérés comme étant cancérogènes suite à une exposition par voie orale.

Considérations relatives à l'analyse et au traitement

L'élaboration d'une recommandation sur la qualité de l'eau potable tient en compte la capacité à mesurer le contaminant et à l'enlever des approvisionnements en eau potable. Plusieurs méthodes d'analyse existent pour mesurer l'antimoine dans l'eau à des concentrations bien inférieures à la CMA proposée. Les mesures doivent porter sur l'antimoine total, qui comprend à la fois les formes dissoutes et particulières de l'antimoine dans un échantillon d'eau.

À l'échelle municipale, les technologies de traitement disponibles pour atteindre des concentrations d'antimoine dans l'eau potable inférieures à la CMA proposée comprennent la coagulation, l'adsorption, la filtration sur membrane et la coagulation suivie d'une ultrafiltration.

Le rendement de ces technologies dépend de facteurs tels que l'espèce d'antimoine, le pH, le type de coagulant, la dose de coagulant et le type d'adsorbant.

À l'échelle résidentielle, il n'existe actuellement aucun dispositif de traitement certifié pour l'enlèvement de l'antimoine de l'eau potable, mais la technologie qui devrait être efficace est l'osmose inverse. La distillation peut également être efficace. Lorsqu'on utilise un tel dispositif de traitement, il est important d'envoyer des échantillons de l'eau qui entre dans le dispositif et qui en sort à un laboratoire accrédité aux fins d'analyse afin d'assurer l'enlèvement adéquat de l'antimoine. L'utilisation et l'entretien de routine des dispositifs de traitement, y compris le remplacement des composants du filtre, doivent être effectués conformément aux spécifications du fabricant. Il est recommandé aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'élaborer un plan de gestion du réseau de distribution afin de réduire au minimum l'accumulation et la libération d'antimoine et de contaminants concomitants. Cela nécessite généralement de réduire au minimum la concentration d'antimoine entrant dans le réseau de distribution et de mettre en œuvre des pratiques exemplaires afin de maintenir des conditions stables offrant une qualité chimique et biologique de l'eau dans tout le réseau, ainsi que pour réduire au minimum les perturbations physiques et hydrauliques.

Application de la recommandation

Des conseils spécifiques concernant l'application des recommandations pour l'eau potable devraient être obtenus auprès de l'autorité appropriée en matière d'eau potable.

Tous les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient mettre en place une approche axée sur la gestion des risques, par exemple une approche « de la source au robinet » ou un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour assurer la salubrité de l'eau. Ces stratégies nécessitent une évaluation du réseau pour les raisons suivantes : caractériser la source d'approvisionnement en eau, décrire les barrières de traitement qui préviennent ou réduisent la contamination, déterminer les conditions menant à une contamination et mettre en œuvre des mesures de contrôle. Une surveillance opérationnelle est alors établie et des protocoles opérationnels ou de gestion sont institués (p. ex. modes opératoires normalisés, mesures correctives et interventions en cas d'incident). Une surveillance de la conformité est élaborée, ainsi que d'autres protocoles permettant de valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont mis en œuvre (p. ex. tenue de registre, satisfaction des consommateurs). Il faut aussi former les opérateurs pour veiller à ce que ce plan soit efficace en tout temps.

La valeur de la recommandation proposée offre une protection contre les effets sur la santé associée à une exposition à l'antimoine par l'eau potable toute la vie durant. Tout dépassement de la CMA proposée devrait faire l'objet d'une enquête et être suivi des mesures correctives appropriées, s'il y a lieu. En cas de dépassement dans une source d'eau qui n'est pas traitée, une surveillance supplémentaire devrait être mise en place afin de confirmer le dépassement. S'il est confirmé que les concentrations d'antimoine dans la source d'approvisionnement en eau sont supérieures à la CMA proposée, on devrait alors mener une enquête afin de déterminer la meilleure façon de diminuer l'exposition à l'antimoine. Les options possibles comprennent l'utilisation d'un autre d'approvisionnement en eau ou l'installation d'un système de traitement d'antimoine. Si un système de traitement de l'eau est déjà en place lorsqu'un dépassement survient, une enquête devrait être menée pour vérifier l'efficacité du traitement et déterminer si des ajustements visant à diminuer la concentration dans l'eau traitée sous la CMA proposée s'imposent.

Il est probable que les épisodes de coloration soient accompagnés d'une libération de contaminants accumulés, dont l'antimoine, parce que l'antimoine dissous peut être adsorbé sur

les dépôts présents dans les réseaux de distribution et les installations de plomberie. Il ne faut donc pas considérer de tels événements uniquement comme un problème d'ordre esthétique, mais procéder à un échantillonnage en vue de détecter la présence de métaux et, le cas échéant, effectuer des travaux d'entretien du réseau de distribution.

Table des matières

Recommandation proposée	i
1.0 Considérations relatives à l'exposition	1
1.1 Sources, utilisations et identité	1
1.2 Devenir dans l'environnement	1
1.3 Exposition	3
2.0 Considérations relatives à la santé	10
2.1 Cinétique	10
2.2 Effets sur la santé	11
2.2.1 Effets sur la santé humaine	11
2.2.2 Effets sur la santé des animaux de laboratoire	13
2.2.2 Génotoxicité et cancérogénicité	15
2.3 Mode d'action	16
2.4 Étude principale sélectionnée	17
3.0 Calcul de la valeur basée sur la santé (VBS)	19
4.0 Considérations liées à l'analyse et au traitement	20
4.1 Méthodes d'analyse pour détecter l'antimoine	20
4.1.1 Méthodes standardisées	20
4.1.2 Préparation des échantillons	21
4.2 Considérations liées au traitement	22
4.2.1 Échelle municipale	23
4.2.2 Échelle résidentielle	32
4.3 Considérations relatives au réseau de distribution	34
4.3.1 Dépôt et accumulation d'antimoine	34
4.3.2 Relargage de l'antimoine à partir des soudures sans plomb	36
4.3.3 Relargage de l'antimoine à partir de matériaux en laiton	36
4.4 Gestion des résidus	38
5.0 Stratégies de gestion	38
5.1 Stratégies de contrôle	38
5.2 Surveillance	39
5.2.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau	39
5.2.2 Traitement	39
5.2.3 Surveillance de la conformité	39
5.2.4 Réseau de distribution	39
5.2.5 Résidentiel	40
6.0 Considérations internationales	40
7.0 Justification de la concentration maximale acceptable	41

8.0 Références	43
Annexe A - Liste des abréviations.....	56
Annexe B : Données sur la qualité des eaux au Canada	58

1.0 Considérations relatives à l'exposition

1.1 Sources, utilisations et identité

L'antimoine (Sb) élémentaire est un métalloïde du groupe 15, qui possède deux isotopes stables (^{121}Sb et ^{123}Sb) et deux formes allotropiques : la forme métallique stable et la forme noire amorphe. L'antimoine métallique est un solide cristallin insoluble, blanc argenté et friable, dont les propriétés de conductivité électrique et thermique sont mauvaises (Reimann et coll., 2010; Anderson, 2012; Tylenda et coll., 2015; Multani et coll., 2016; Hammond et Lide, 2019).

L'antimoine élémentaire est rarement présent à l'état libre dans l'environnement, mais plutôt sous forme de composés organiques ou inorganiques. Plus de 200 composés inorganiques de l'antimoine existent dans l'environnement, la stibine étant la plus abondante, suivie par les oxydes d'antimoine et les antimoniuves de métaux lourds, l'arsenic (As; un autre élément du groupe 15) étant le plus courant (Andrewes et Cullen, 2003; McCallum, 2005; Reimann et coll., 2010; Tylenda et coll., 2015).

L'antimoine se présente sous quatre états d'oxydation (-3, 0, +3 et +5), les formes trivalentes [Sb(III)] et pentavalentes [Sb(V)] étant les plus répandues dans l'environnement et les plus pertinentes du point de vue toxicologique (DFG, 2007; Filella et coll., 2009). Les propriétés physiques et chimiques de certains composés de l'antimoine sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques de l'antimoine élémentaire et de certains composés de l'antimoine. Données telles que publiées par l'ATSDR (2019), Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Santé Canada (2020).

Propriété	Antimoine (élémentaire)	Trioxyde d'antimoine	Pentoxyde d'antimoine	Tartrate d'antimoine et de potassium	Hexahydroxy- antimoniate de sodium
N° du CAS	7440-36-0	1309-64-4	1314-60-9	28300-74-5	33908-66-6
Formule moléculaire	Sb	Sb_2O_3	Sb_2O_5	$\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2\text{H}_2\text{O}$	$\text{NaSb}(\text{OH})_6$
Masse moléculaire (g/mol)	121,75	291,50	323,5 (anhydre)	333,93	246,79
Hydrosolubilité (mg/L)	Insoluble	Légèrement soluble	Très légèrement soluble	$8,3 \times 10^4$ (très soluble)	594 (modérément soluble)
Pression de vapeur (mm Hg)	1 à 886 °C	1 à 574 °C	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. – Non disponible

1.2 Devenir dans l'environnement

L'antimoine pénètre dans l'environnement à partir de sources naturelles (p. ex. la poussière transportée par le vent, l'altération des roches minérales [principalement les sulfures et les sulfo-sels ou les cendres volcaniques] et d'activités anthropiques, la combustion du charbon, l'exploitation minière et la fusion étant les plus importantes. L'antimoine est également émis dans les zones de forte circulation automobile (p. ex. abrasion des pneus et des garnitures de freins). Les autres sources anthropiques comprennent les produits ignifuges, les champs de tir (sur les sites militaires), les produits pharmaceutiques et les pesticides (Andrewes et Cullen,

2003; Filella et coll., 2009; Environnement Canada et Santé Canada, 2010; Belzile et coll., 2011; Multani et coll., 2016; Herath et coll., 2017). L'antimoine peut être présent dans l'eau potable en raison des soudures de plomberie dans les réseaux de distribution d'eau potable (OMS, 2003).

En général, les émissions de composés inorganiques d'antimoine, plus particulièrement le trioxyde d'antimoine ou le trioxyde de diantimoine (TOA; n° du CAS : 1309-64-4), représentent les principales sources d'antimoine environnemental dans les régions industrielles (Oorts et coll., 2008; Filella et coll., 2009). Selon l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) du Canada, en 2017, les composés d'antimoine rejetés dans l'environnement totalisaient environ 5,4 tonnes (INRP, 2017).

Une fois dans l'environnement, l'antimoine subit des oxydoréductions, les formes Sb(III) et Sb(V) s'interconvertissent entre elles, ce qui entraîne la formation de divers espèces chimiques d'antimoine dissous. Les ions Sb(III) et Sb(V) s'hydrolysent facilement en formant des hydroxydes dissous à l'état Sb(III) et Sb(V), comme l'antimonite [Sb(OH)3] et l'anion antimoniate [oxyanion Sb(OH)6-], respectivement (Oorts et coll., 2008; Okkenhaug et coll., 2012; Ilgen et coll., 2014; Hockmann et coll., 2015).

L'antimoine sous forme de particules est mobile et facilement transporté dans l'air, ce qui favorise les dépôts humides (Belzile et coll., 2011). Une fois dans le sol et l'eau, le sort de l'antimoine est déterminé par la précipitation et par l'adsorption sur les oxyhydroxydes métalliques. L'antimoine peut être immobilisé dans le sol et l'eau par complexation avec des métaux alcalins (p. ex. calcium et magnésium), alcalis (p. ex. sodium et potassium) et lourds (fer et manganèse sont les plus importants) formant des minéraux secondaires très stables tels que les antimonates de calcium. Les (oxyhydr)oxydes amorphes naturels et synthétiques de fer et de manganèse sont connus pour favoriser l'oxydation du Sb(III) en Sb(V) (l'espèce le plus stable) (Ettler et coll., 2007; Oorts et coll., 2008; Filella et coll., 2009; Reimann et coll., 2010; Okkenhaug et coll., 2012; Ilgen et coll., 2014; Cai et coll., 2015; Hockmann et coll., 2015; Herath et coll., 2017). Des études sur le devenir environnemental ont montré que, en raison de sa plus grande capacité de sorption, l'antimonite prédomine dans le sol, en particulier dans la couche arable.

La majeure partie de l'antimoine dissous (pentavalent) qui pourrait être rejeté dans des eaux naturelles serait rapidement précipité sous forme de trioxyde ou de pentoxyde d'antimoine, et éliminé par sédimentation (McKee et Wolf, 1963). Dans les sources d'eau naturelles, l'anion antimoniate est plus mobile et constitue la forme d'antimoine la plus répandue dans des conditions aérobies (ATSDR, 2019). Dans l'eau potable, la prévalence du Sb(V) peut s'expliquer par la nature oxydante des processus de traitement généralement appliqués (p. ex. la chloration ou l'ozonation) qui oxydent le Sb(III) en Sb(V), et par les types de soudures et de tuyaux des réseaux de distribution. Malgré tout ce qui précède, certaines données probantes soutiennent que les deux espèces peuvent coexister dans le même environnement dépendant de l'oxygène, car ils s'interconvertissent entre eux (Andrewes et Cullen, 2003; Leuz et coll., 2006; Ettler et coll., 2007; Oorts et coll., 2008; Filella et coll., 2009; Reimann et coll., 2010; Belzile et coll., 2011; Okkenhaug et coll., 2012; Skeaff et coll., 2013; Ilgen et coll., 2014; Cai et coll., 2015; Hockmann et coll., 2015; Herath et coll., 2017).

L'antimoine élémentaire est principalement utilisé dans la fabrication d'alliages et de certains types de semi-conducteurs tels que les détecteurs infrarouges et les diodes (Multani et coll., 2016; Hammond et Lide, 2019). Les alliages d'antimoine et de nombreux composés inorganiques d'antimoine sont largement utilisés dans la fabrication de batteries d'accumulateurs au plomb, d'équipement électrique, de matériaux antifriction, de matériaux ignifuges, de

peintures, d'alliages d'imprimerie pour les presses à imprimer, de produits artisanaux en verre et céramique , de plastiques et de poterie, de munitions et de feux d'artifice, de soudures et de tuyaux de plomberie, de véhicules de transport et de lubrifiants (Hjortenkrans et coll., 2007; Tylenda et coll., 2015; Multani et coll., 2016; Hammond et Lide, 2019). Les composés organiques de l'antimoine sont largement utilisés comme agents thérapeutiques pour certaines maladies parasitaires, notamment la leishmaniose viscérale, muqueuse et cutanée, la schistosomiase, la trypanosomiase et le granulome ulcératif (Santé Canada, 1997; DFG, 2007; Tylenda et coll., 2015; Multani et coll., 2016; NTP, 2018; ECCC et Santé Canada, 2020). Malgré ses utilisations passées, au Canada, l'antimoine est interdit dans les cosmétiques et n'est pas utilisé comme matière active dans les pesticides (ECCC et Santé Canada, 2020).

La production canadienne d'antimoine est minime et elle diminue considérablement au fil du temps, passant d'une estimation de 148 tonnes en 2013 (environ 0,1 % de la production mondiale) à 1 tonne en 2015, sans aucune production prévue après 2016 (ECCC et Santé Canada, 2020). La production mondiale estimée de ce métalloïde en 2020 était de 153 000 tonnes, en baisse par rapport aux 162 000 tonnes en 2019, la Chine étant le plus grand producteur (U.S. GS, 2020).

Le trioxyde d'antimoine est le composé d'antimoine commercial le plus important, représentant plus de 80 % de l'utilisation mondiale d'antimoine (l'estimation de la production en 2005 était de 120 000 tonnes) (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; ECCC et Santé Canada, 2020). De 1 à 10 millions de kilogrammes de ce composé ont été fabriqués au Canada en 2006, avec une importation supérieure à 1,8 million de kilogrammes et une utilisation moyenne d'environ 3 millions de kilogrammes déclarées par les entreprises canadiennes la même année (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Au Canada, le trioxyde d'antimoine est principalement utilisé en combinaison avec d'autres composés pour obtenir des propriétés ignifuges. Au niveau mondial, les matériaux ignifuges devraient rester le principal produit de consommation de l'antimoine (U.S. GS, 2016).

Les composés d'antimoine ne sont pas autorisés comme additifs alimentaires au Canada. L'oxyde d'antimoine est utilisé dans la fabrication du polyéthylène de téréphthalate (PET) qui est utilisé dans diverses applications d'emballage alimentaire (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; ACIA, 2016; ECCC et Santé Canada, 2020).

1.3 Exposition

Les Canadiens peuvent être exposés à l'antimoine par l'alimentation, l'eau potable, l'air et les produits de consommation. L'exposition au trioxyde d'antimoine et aux substances contenant de l'antimoine (11 composés inorganiques) a été évaluée précédemment (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; ECCC et Santé Canada, 2020); la présente section s'appuie sur ces évaluations antérieures de l'exposition. L'exposition à l'antimoine parle biais de l'environnement des aliments et de l'eau devrait être faible puisque l'absorption quotidienne moyenne estimée d'antimoine est de 0,019 à 0,057 µg/kg poids corporel (p.c.) par jour et l'absorption estimée la plus élevée (c.-à-d. 0,27 µg/kg p.c. par jour) est chez les nourrissons âgés de moins de 6 mois. Les aliments (y compris le lait maternel et les boissons; variant de 68 % à 80 %) et, dans une moindre mesure, l'eau potable (variant de 17 % à 29 %) ont été déterminés comme étant les principaux facteurs contribuant à l'exposition (ECCC et Santé Canada, 2020). À la lumière de ces apports quotidiens estimés, un facteur d'attribution à la source de 30 % est considéré comme approprié pour l'eau potable.

Eau : des données de surveillance de l'eau des provinces (approvisionnements municipaux et non municipaux) ont été obtenues et portent sur l'eau brute, l'eau traitée et l'eau

du réseau de distribution. Lorsque cela était indiqué, les données ont été séparées en sources d'eau souterraine et d'eau de surface. Lorsque le type de source ne pouvait pas être discerné, il a été classé comme eau souterraine ou/et eau de surface. Les échantillons ont été divisés en eau brute, eau traitée et eau de distribution et lorsque cela n'était pas indiqué ou était impossible à déterminer, les échantillons ont été classés comme B/T/D (brut/traité/distribué). Les concentrations d'antimoine total ont également été obtenues auprès de la Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuits (Services aux Autochtones Canada, 2019) et de l'Enquête nationale sur l'eau potable (Santé Canada, 2017). Les données d'exposition fournies reflètent les différentes limites de détection (LD) des laboratoires accrédités utilisés par les secteurs de compétence, ainsi que leurs programmes de surveillance respectifs. Par conséquent, l'analyse statistique des données d'exposition n'offert qu'un portrait limité.

Globalement, dans les trois ensembles de données, la fréquence de détection était très faible, ce qui indique qu'un grand nombre d'échantillons avaient des concentrations d'antimoine inférieures à la LD. Pour cette raison, la moyenne, la médiane et les percentiles inférieurs n'ont pas été calculés. La gamme des LD, le nombre de détections, la taille de l'échantillon, le 90e percentile et la concentration maximale d'antimoine sont présentés dans le tableau 2 (pour les données provinciales et celles de la Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuits et dans le tableau 3 (pour les données de l'Enquête nationale sur l'eau potable). Lorsque le pourcentage de détection est inférieur à 10 %, le 90e percentile est présenté comme < LD. Les ensembles de données sur l'antimoine ambiant ont été obtenus à partir de la surveillance des eaux de surface d'ECCC (ECCC, 2017) et de certaines études de surveillance des eaux souterraines fournies par certaines provinces (annexe C). Dans l'ensemble, ces ensembles de données montrent que, pour l'antimoine total :

- La plupart des concentrations maximales d'antimoine provenant des données provinciales sur l'eau potable étaient faibles. Dans les cas où les valeurs maximales sont plus élevées, le 90e percentile est soit inférieur à la LD, soit inférieur à 1,5 µg/L.
- Dans le cadre de son Enquête nationale sur l'eau potable, Santé Canada a enregistré des concentrations maximales d'antimoine inférieures à 1,0 µg/L pendant les mois d'été, mais a détecté quelques concentrations plus élevées dans l'eau brute et l'eau traitée provenant de lacs pendant les mois d'hiver. Les différences entre les eaux brutes, les eaux traitées et les eaux du réseau de distribution étaient négligeables.
- L'ensemble des données de surveillance des eaux de surface d'ECCC présentait des 90e percentiles faibles ($\leq 0,5 \mu\text{g}/\text{L}$) pour chaque bassin. Un bassin fluvial, le Bas-Mackenzie, présentait une concentration maximale d'antimoine supérieure à 6 µg/L, mais le 90e percentile pour cet ensemble de données était de 0,255 µg/L.
- Les études de surveillance des eaux souterraines, qui sont des études d'exposition ambiante et non représentatives des sources d'eau potable, ont montré des concentrations d'antimoine plus élevées qui reflètent le système d'eau souterraine respectif.

Tableau 2. Présence d'antimoine total dans l'eau potable au Canada

Secteur de compétence (LD en µg/L)	Type de système d'eau Municipal/ non municipal	Type d'eau	Détections/ échantillons	% détections	Antimoine total (µg/L)	
					90e percentile	Maximum
Atlantique – DGSPNI (0,1 à 1,0) [2013–2018] ¹	Public et semi-public	Souterraine – Brute	2/41	4,9	< LD	0,5
		Souterraine – Traitée	0/58	0	< LD	< LD
		Souterraine – Distribuée	4/185	2,2	< LD	1,2
		Surface – Brute	0/9	0	NC	< LD
		Surface – Traitée	0/19	0	< LD	< LD
		Surface – Distribuée	0/27	0	< LD	< LD
	Puits et réseaux privés	Souterraine – Brute	0/1	0	NC	< LD
		Souterraine – Distribuée	10/95	10,5	0,5	1,9
	Municipal	Souterraine – Brute	87/280	31,1	1,00	15,0
		Souterraine – Traitée	2/21	9,5	< LD	0,50
		Souterraine – Distribuée	54/257	21,0	1,00	2,00
		Souterraine – B/T/D	99/256	38,7	0,05	1,28
		Surface – Brute	10/56	17,9	0,65	3,00
		Surface – Traitée	2/2	100	NC	0,05
		Surface – Distribuée	11/30	36,7	1,00	2,00
		Surface – B/T/D	1/24	4,2	< LD	0,25
		Souterraine et/ou surface – Brute	17/39	43,6	1,00	1,46
		Souterraine et/ou surface – Traitée	6/9	31,6	1,23	2,50
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	95/240	37,4	0,50	11,30
		Souterraine et/ou surface – B/T/D	40/134	30,0	0,50	1,95
Colombie-Britannique ² (0,1 à 1) [2014–2019]	Municipal	Souterraine – Brute	58/775	7,5	0,20	0,99
		Souterraine – Traitée	65/1 141	5,7	< LD	1,08
		Souterraine – Distribuée	6/88	6,8	< LD	0,92
		Surface – Brute	131/578	23	0,36	1,65
		Surface – Traitée	94/618	15	0,27	1,69
		Surface – Distribuée	22/74	30	0,40	0,58
		Souterraine et/ou surface – Brute	30/174	17,2	0,25	0,5
		Souterraine et/ou surface – Traitée	27/205	13	0,23	0,58
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	6/29	21	0,25	0,42
Manitoba ³ (0,2 à 2) [2009–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	58/775	7,5	0,20	0,99
		Souterraine – Traitée	65/1 141	5,7	< LD	1,08
		Souterraine – Distribuée	6/88	6,8	< LD	0,92
		Surface – Brute	131/578	23	0,36	1,65
		Surface – Traitée	94/618	15	0,27	1,69
		Surface – Distribuée	22/74	30	0,40	0,58
		Souterraine et/ou surface – Brute	30/174	17,2	0,25	0,5
		Souterraine et/ou surface – Traitée	27/205	13	0,23	0,58
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	6/29	21	0,25	0,42

Secteur de compétence (LD en µg/L)	Type de système d'eau Municipal/ non municipal	Type d'eau	Détections/ échantillons	% détections	Antimoine total (µg/L)	
					90e percentile	Maximum
Manitoba – DGSPN ¹ (0,1 à 1,0) [2013–2018]	Public et semi-public	Souterraine – Brute	26/164	15,9	0,5	1,5
		Souterraine – Traitée	19/155	12,3	0,5	0,9
		Souterraine – Distribuée	2/29	6,9	< LD	0,2
		Surface – Brute	31/239	13,0	0,5	1,7
		Surface – Traitée	20/241	8,3	< LD	0,7
		Surface – Distribuée	0/4	0	NC	< LD
	Puits et réseaux privés	Souterraine – Brute	1/12	8,3	< LD	0,2
		Souterraine – Distribuée	0/13	0	< LD	< LD
		Surface – Brute	4/7	57	NC	0,2
		Surface – Traitée	3/7	43	NC	0,3
Nouveau-Brunswick ⁴ (0,1 à 2) [2013–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	72/1 053	6,8	< LD	6,3
		Souterraine – Traitée	5/74	6,8	< LD	0,5
		Souterraine – Distribuée	10/504	2,0	< LD	0,5
		Surface – Brute	3/99	3,0	< LD	0,1
		Surface – Distribuée	9/298	3,0	< LD	0,2
		Souterraine et/ou surface – Brute	6/91	6,6	< LD	0,3
		Souterraine et/ou surface – Traitée	25/268	9,3	< LD	4,9
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	7/188	3,7	< LD	0,3
Terre-Neuve ⁵ (0,5 à 1) [2015–2017]	Municipal	Souterraine – Brute	0/99	0	< LD	< LD
		Souterraine – Distribuée	37/1 216	3,0	< LD	4,5
		Surface – Brute	0/627	0	< LD	< LD
		Surface – Distribuée	1/3 225	0,03	< LD	0,7
Nouvelle-Écosse ⁶ (1 à 2) [2014–2019]	Municipal	Souterraine – Brute	0/388 ^a	0	< LD	< LD
		Souterraine – Traitée	2/388 ^a	0,5	< LD	2,6
		Surface – Brute	0/400 ^b	0	< LD	< LD
		Surface – Traitée	1/400 ^b	0,3	< LD	5,0
Ontario ⁷ (0,08) [2014–2018]	Municipal	Souterraine et/ou surface – Brute	1 613/1 613	100	0,80	4,0
		Souterraine et/ou surface – Traitée	1 305/1 305	100	0,80	1,1
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	1 367/1 367	100	0,80	2,2
		Souterraine – Brute	0/22	0	< LD	< LD

Secteur de compétence (LD en µg/L)	Type de système d'eau Municipal/non municipal	Type d'eau	Détections/échantillons	% détections	Antimoine total (µg/L)	
					90e percentile	Maximum
Ontario – DGSPNI ¹ (0,1 à 0,6) [2013–2018]	Public et semi-public	Souterraine – Traitée	1/236	0,4	< LD	0,5
		Souterraine – Distribuée	13/111	11,7	0,3	2,3
		Surface – Brute	0/60	0	< LD	< LD
		Surface – Traitée	2/377	0,5	< LD	0,6
		Surface – Distribuée	0/34	0	< LD	< LD
	Puits et réseaux privés	Souterraine – Brute	0/1	0	NC	< LD
		Souterraine – Traitée	0/4	0	NC	< LD
		Souterraine – Distribuée	0/53	0	< LD	< LD
		Surface – Traitée	0/5	0	NC	< LD
Île-du-Prince-Édouard ⁸ (1,00)	Non municipal	Souterraine – Brute	0/ taille de l'échantillon non indiquée	0	< LD	< LD
Saskatchewan ⁹ (0,001 à 1) [2014–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	3/50	6,0	< LD	2,6
		Surface – Brute	6/61	9,8	< LD	0,8
		Souterraine et/ou surface – Traitée	10/50	20	0,5	0,7
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	55/607	9,0	< LD	1,1

B/T/D – Brut/traité/distribué; DGSPNI – Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuits; LD – Limite de détection; < LD – Sous la limite de détection (pour le maximum avec 0 % de détections; pour le 90e percentile avec < 10 % de détections); NC – Non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

¹ Services aux Autochtones Canada (2019).

² British Columbia Ministry of Health (2019).

³ Développement durable – Manitoba (2019).

⁴ Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (2019).

⁵ Newfoundland and Labrador Municipal Affairs and Environment (2019).

⁶ Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse (2019).

⁷ Ministère de l'Environnement de la Protection de la nature et des Parcs (2019).

⁸ Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard (2019).

⁹ Water Security Agency de la Saskatchewan (2019).

^a Total des échantillons d'eau souterraine brute et traitée.

^b Total des échantillons d'eau de surface brute et traitée.

Tableau 3. Résumé des concentrations d'antimoine total de l'Enquête nationale sur l'eau potable (2009–2010)

Type d'eau	Été (µg/L) ^a			Hiver (µg/L) ^a		
	Détections/échantillons	% détections	Maximum	Détections/échantillons	% détections	Maximum
Puits – Brute	1/18	5,6	0,90	1/17	5,9	0,60
Puits – Traitée	1/17	5,9	0,50	0/16	0	< LD

Type d'eau	Été ($\mu\text{g/L}$) ^a			Hiver ($\mu\text{g/L}$) ^a		
	Détections/ échantillons	% détections	Maximum	Détections/ échantillons	% détections	Maximum
Puits – Distribuée	1/18	5,6	0,80	1/9	11,1	0,50
Lac – Brute	3/21	14	0,50	4/20	20	9,40
Lac – Traitée	1/21	4,8	0,50	3/20	15	9,00
Lac – Distribuée	1/21	4,8	0,80	0/10	0	< LD
Rivière – Brute	1/26	3,8	0,80	2/22	9,1	0,80
Rivière – Traitée	2/26	7,7	0,60	1/22	4,5	0,60
Rivière – Distribuée	1/26	3,8	0,50	1/12	8,3	0,60

LD – limite de détection; < LD – sous la limite de détection (pour le maximum avec 0 % de détections; pour le 90e percentile avec < 10 % de détections).

Source : Santé Canada, 2017.

^a Limite de détection de la méthode = 0,5 $\mu\text{g/L}$; les échantillons ont été analysés par digestion thermique en milieu acide; en raison du faible pourcentage de détection, le 90e percentile est dans tous les cas inférieur à la limite de détection de la méthode.

De plus, des données américaines ont été examinées, et une campagne d'échantillonnage de 1 172 puits privés en Caroline du Nord a montré des concentrations d'antimoine inférieures à 0,1 $\mu\text{g/L}$ dans 74,5 % des échantillons de premier prélèvement et 91,4 % des échantillons de purge de 5 minutes. Les 90e percentiles étaient de 0,3 $\mu\text{g/L}$ et 0,1 $\mu\text{g/L}$ dans les échantillons du premier prélèvement et les échantillons prélevés après purge de 5 minutes, respectivement (Pieper, 2021).

Aliments : l'antimoine est absorbé par les racines des légumes et d'autres cultures dans les sols contenant de l'antimoine (OMS, 2003). La Direction des aliments de Santé Canada a estimé l'exposition par les aliments à l'antimoine total pour l'ensemble de la population canadienne et s'est basée sur plus de 40 000 résultats d'analyse provenant de 19 enquêtes menées par l'Agence canadienne d'inspection des aliments. L'antimoine total a été mesuré dans une variété d'aliments (dont les céréales, les produits laitiers, les fruits et légumes, la viande et les fruits de mer, et les boissons), la plupart (87 %) des résultats présentaient des concentrations inférieures aux limites de détection (c.-à-d. de 0,0001 à 0,01 $\mu\text{g/g}$) (ACIA, 2016; ECCC et Santé Canada, 2020). Des concentrations moyennes similaires ont été observées (de 0,001 à 0,002 $\mu\text{g/g}$) pour l'antimoine total dans les aliments et les boissons dans l'Étude canadienne sur l'alimentation totale 2016–2018 (Santé Canada, 2020). Une concentration de 0,002 $\mu\text{g/g}$ a été signalée pour l'antimoine total dans le lait maternel et représente une moyenne arithmétique de concentrations tirées de la littérature scientifique en l'absence de données pour le lait humain au Canada (ECCC et Santé Canada, 2020).

L'exposition alimentaire à l'antimoine total devrait être faible, les apports quotidiens moyens d'antimoine total étant estimés entre 0,013 et 0,130 $\mu\text{g/kg}$ p.c. par jour et l'apport le plus élevé (c.-à-d. 0,26 $\mu\text{g/kg}$ par jour) étant estimé chez les nourrissons âgés de moins de 6 mois (95e percentile d'exposition 0,023 à 0,27 $\mu\text{g/kg}$ p.c. par jour). Les estimations de l'exposition médiane et du 95e percentile à l'antimoine pour les nourrissons de moins de 6 mois nourris exclusivement au sein étaient respectivement de 0,259 et 0,306 $\mu\text{g/kg}$ p.c. par jour, déterminées à partir de la littérature scientifique en l'absence de données d'occurrence canadiennes (ECCC et Santé Canada, 2020). Le jus d'orange, le lait et les céréales pour petit-déjeuner étaient les principaux contributeurs à l'exposition totale par voie alimentaire à l'antimoine total chez les

adultes âgés de 19 ans ou plus, représentant respectivement environ 16 %, 12 % et 9 %. L'exposition totale par voie alimentaire à l'antimoine total chez les enfants âgés de 1 à 3 ans était influencée par la consommation de lait (26 %), de jus de pomme (19 %) et de jus d'orange (14 %) parmi les aliments du régime alimentaire (ECCC et Santé Canada, 2020).

Outre les sources environnementales, les matériaux d'emballage alimentaire en PET, tels que les barquettes et les bouteilles, peuvent également contribuer à la présence d'antimoine dans les aliments (Filella et coll., 2009), car des catalyseurs avec antimoine sont utilisés dans la fabrication des résines PET. De faibles concentrations en parties par milliard (ppb) d'antimoine total ont été mesurées dans l'eau conditionnée en bouteilles de PET (Shotyk et coll., 2006; Westerhoff et coll., 2008; Carneado et coll., 2015). Toutefois, aucun des échantillons d'aliments emballés (c.-à-d. boissons, beurres de noix et de graines, condiments, repas surgelés et de longue conservation à réchauffer et prêts-à-servir, produits transformés à base de fruits et de légumes provenant du Canada ou de l'étranger) de l'Enquête 2012–2014 de l'Agence canadienne d'inspection des aliments ne présentait des concentrations détectables d'antimoine (ACIA, 2016; ECCC et Santé Canada, 2020). Au Canada, la contribution des emballages alimentaires à l'exposition globale par voie alimentaire à l'antimoine est considérée comme étant négligeable.

Produits de consommation : les Canadiens peuvent être exposés à l'antimoine en raison de son utilisation (spécifiquement le TOA) dans les produits de consommation, soit comme catalyseur de polymérisation, soit comme pigment ou produit ignifuge. La concentration de composés d'antimoine dans les produits de consommation se situe généralement entre 2 % et 5 %, selon le type de polymère et l'utilisation prévue des produits finis (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; ECCC et Santé Canada, 2020). Des enquêtes ont montré que les enfants sont censés être les plus exposés en raison du contact direct avec la peau (p. ex. sur les tapis lorsqu'ils rampent), en portant à la bouche des jouets et d'autres produits et en inhalant potentiellement des poussières contenant de l'antimoine (NTP, 2018; ECCC et Santé Canada, 2020).

Air : les Canadiens peuvent être exposés à l'antimoine dans l'air par les particules fines ($PM_{2,5}$) qui peuvent pénétrer profondément dans les poumons. Les concentrations d'antimoine dans l'air sont généralement plus élevées dans les zones urbaines. On sait peu de choses sur les formes chimiques de l'antimoine dans l'air (ECCC et Santé Canada, 2020). On a signalé des concentrations d'antimoine dans les aérosols atmosphériques ruraux allant de 0,04 ng/m³ au Québec à 2,17 ng/m³ en Nouvelle-Écosse (Hopper et Barrie, 1988). En outre, l'exposition extérieure est plus élevée que l'exposition intérieure découlant des produits ménagers (p. ex. tissus, tapis, peintures). À Windsor, en Ontario, une concentration de 1,9 ng/m³ (n = 447) a été estimée pour le 95e percentile d'antimoine dans les particules fines ($PM_{2,5}$) de l'air extérieur canadien (Rasmussen, 2016), ce qui représente une augmentation par rapport à un 95^e percentile de 0,7 ng/m³ (n = 910) signalé précédemment par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique en 2011. Un 95e percentile inférieur de 0,7 ng/m³ a été estimé pour les $PM_{2,5}$ dans l'air intérieur canadien au cours de la même période (Rasmussen, 2016). On a fait état d'une concentration médiane allant jusqu'à 8,5 mg/kg dans la poussière (95e percentile de 32 mg/kg) lors d'une étude canadienne sur la poussière domestique en 2010; et des concentrations encore plus élevées, jusqu'à 63 mg/kg, ont été relevées dans des endroits près de fonderies en 2016 (ECCC et Santé Canada, 2020).

Sol : l'exposition environnementale à l'antimoine du sol varie en fonction de la minéralogie de la roche-mère et de la proximité des sources anthropiques. Des concentrations d'antimoine total allant de 0 à 8 mg/kg ont été mesurées dans les sols de certaines provinces

canadiennes (c.-à-d. l'Ontario, l'Alberta et la Colombie-Britannique) (ECCC et Santé Canada, 2020).

Données de biosurveillance canadiennes : l'antimoine total a été mesuré dans l'urine de Canadiens âgés de 6 à 79 ans et de 3 à 79 ans dans le cycle 1 (2007–2009) et dans le cycle 2 (2009–2011) respectivement, de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé. Des concentrations médianes dans l'urine allant jusqu'à 0,045 µg/L (95e percentile jusqu'à 0,19 µg/L) et 0,048 µg/L (95e percentile jusqu'à 0,22 µg/L) ont été déclarées pour les cycles 1 et 2, respectivement. En général, les concentrations d'antimoine mesurées étaient légèrement plus élevées chez les adolescents (12 à 19 ans) et avaient tendance à être légèrement plus élevées chez les hommes que chez les femmes (Santé Canada, 2013).

2.0 Considérations relatives à la santé

2.1 Cinétique

Absorption : on a démontré l'existence d'une absorption gastro-intestinale (GI) de l'antimoine chez les humains et plusieurs espèces animales (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; Borborema et coll., 2013). La littérature scientifique actuelle indique que l'absorption GI de l'antimoine est faible et dépend de la solubilité et de la forme chimique (état d'oxydation) (OMS, 2003; OEHHA 2016; ATSDR, 2019). L'absorption GI du trioxyde d'antimoine (TOA) relativement insoluble était d'environ 1 % chez l'humain (UE, 2008). D'après les données sur l'intoxication aiguë (empoisonnement) de quatre personnes exposées au tartrate d'antimoine et de potassium (TAP), une forme d'antimoine très soluble dans l'eau, l'absorption serait de 5 % (Iffland et Bösche 1987; Lauwers et coll., 1990). La Commission internationale de protection radiologique recommande l'utilisation d'un facteur d'absorption de 10 % pour l'absorption d'antimoine par voie alimentaire et, en raison de la variabilité des données d'absorption disponibles, une absorption de 5 % est recommandée pour les situations où des données précises ne sont pas disponibles (ICIRP, 1981, 1995, 2017). Les données sur l'absorption cutanée de l'antimoine sont limitées. La faible solubilité dans l'eau et les lipides de l'antimoine et de ses composés laisse croire que l'exposition cutanée n'est pas une voie d'exposition importante (OEHHA, 2016). Dans une étude de Roper et Stupart (2006), des échantillons de peau de l'abdomen (1 échantillon) et du sein (5 échantillons) de femmes ont été exposés *in vitro* à 100 µg/cm² et 300 µg/cm² de trioxyde de diantimoine, ce qui a entraîné des absorptions cutanées totales estimées à 0,26 % et 0,14 % respectivement, après une période d'exposition de 24 heures.

Distribution : une fois absorbé, l'antimoine ingéré se distribue principalement dans le foie, la rate et les os et, dans une moindre mesure, dans la vésicule biliaire, les reins, les ongles, les ovaires, les testicules, la thyroïde et les cheveux (DFG, 2007; Tylenda et coll., 2015; Kip et coll., 2017; Sztajkrycer, 2017). Des études menées chez l'humain (Gerhardsson et coll., 1982, 1988; Kip et coll., 2017), chez le singe rhésus (Friedrich et coll., 2012) et chez le rat (Poon et coll., 1998; Coelho et coll., 2014a) à l'aide de mercapto-succinate d'antimoine de sodium, d'antimoniate de méglumine et de TAP, respectivement, marqués par radioactivité (Sb^{124}), indiquent que l'accumulation dépend de la dose. Une étude menée par Sunagawa (1981) sur des rats a révélé que l'exposition à l'antimoine métallique entraînait des concentrations d'antimoine similaires dans le foie et le sang, mais que l'exposition au trioxyde d'antimoine entraînait une concentration d'antimoine 10 fois plus élevée dans le sang que dans le foie. La distribution des différents états d'oxydation (p. ex. +3, +5) après une exposition orale à l'antimoine n'est pas

connue (ECCC et Santé Canada, 2020). Dans le sang, l'antimoine pentavalent se trouve principalement dans le sérum (Felicetti et coll., 1974; Edel et coll., 1983; Ribeiro et coll., 2010) et l'antimoine trivalent est principalement présent dans la fraction hémoglobine des globules rouges (Lippincott et coll., 1947; Edel et coll., 1983; Newton et coll. 1994; Poon et coll. 1998; Kobayashi et Ogra, 2009). Cependant, il a été démontré que l'antimoine trivalent et pentavalent pénètre dans les globules rouges (Quiroz et coll. 2013; Lopez et coll. 2015; Barrera et coll. 2016). Des études *in vitro* ont montré que l'antimoine pentavalent peut pénétrer dans les érythrocytes par des canaux protéiques (Quiroz et coll. 2013; Barrera et coll. 2016).

Des transferts d'antimoine par le placenta et les glandes mammaires (lait maternel) ont été observés chez les humains et les animaux (Miranda et coll., 2006; Coelho et coll., 2014a; NTP, 2018; Li et coll., 2019).

Métabolisme : les preuves *in vitro* du métabolisme de l'antimoine ingéré chez les mammifères montrent une interconversion intracellulaire entre les deux états de valence Sb(III) et Sb(V) (NTP, 2018). En cas d'ingestion d'antimoine, il se produit une réduction du Sb(V) en Sb(III) qui dépend de la dose et qui est favorisée par un pH acide et une température élevée (de 25 °C à 37 °C) (Frezard et coll., 2001; DFG, 2007; NTP, 2018). Cette réduction est suivie de la conjugaison du Sb(III) avec le glutathion (GSH) réduit, puis du recyclage entéro-hépatique du complexe Sb(III)-GSH (Bailly et coll., 1991; DFG, 2007).

Il n'existe aucune preuve convaincante de la méthylation de l'antimoine chez les mammifères, bien que des formes méthylées d'antimoine aient été constatées dans l'environnement (Filella et Williams, 2010; Herath et coll., 2017; Sztajnkrycer, 2017).

Élimination : l'antimoine ingéré est principalement excrété dans les selles et, dans une moindre mesure, dans l'urine (Environnement Canada et Santé Canada, 2010; Borborema et coll., 2013; OEHHA, 2016). Le Sb(V) est principalement excrété dans l'urine, tandis que le Sb(III) est excrété dans les selles (Friedrich et coll., 2012; Sztajnkrycer, 2017). Les études sur la pharmacocinétique humaine indiquent que la pharmacocinétique de l'antimoine dépend de l'âge; les jeunes enfants éliminent une plus grande quantité de produit chimique que les adultes (Cruz et coll., 2007). Chez les patients traités par l'antimoniate de méglumine (5 mg de Sb/kg p.c. par jour, par injection intramusculaire) pendant 30 jours, on a obtenu des demi-vies d'élimination allant de 24 à 72 heures pour la phase d'excrétion rapide et une demi-vie supérieure à 50 jours pour la phase d'élimination lente (Miekeley et coll., 2002).

2.2 Effets sur la santé

Les données sur la toxicité de l'antimoine et de ses composés ingérés ont été décrites ailleurs de manière plus détaillée (OEHHA, 2016; NTP, 2018; ATSDR, 2019). La présente évaluation se concentre sur les données d'exposition orale qui sont les plus pertinentes pour l'exposition à l'eau potable. Selon les données disponibles, l'exposition orale à l'antimoine peut induire des effets indésirables principalement sur le tractus GI (p. ex. douleurs abdominales, nausées, vomissements et diarrhée) et le foie. Des effets nocifs sur les reins, le système cardiovasculaire, le métabolisme (p. ex. diminution du taux de glucose sérique) et le développement ont également été observés (Lauwers et coll., 1990; Hepburn et coll., 1993; OMS, 2003; Alvarez et coll., 2005; OEHHA, 2016; Scinicariello et Buser, 2016; Sztajnkrycer, 2017; NTP, 2018; ATSDR, 2019).

2.2.1 Effets sur la santé humaine

Il y a peu de données sur les effets toxicologiques de l'antimoine chez l'humain. La

majorité des données chez l'humain provenant de publications sont des effets indésirables observés lors d'utilisations thérapeutiques de médicaments à base d'antimoine (antimoniés). Les effets indésirables observés après l'administration de doses thérapeutiques comprennent des troubles du tractus GI, une cardiotoxicité, une pancréatite, une hépatotoxicité et une néphrotoxicité (Hepburn et coll., 1994; Oliveira et coll., 2009, 2011; Mlika et coll., 2012; Wise et coll., 2012). Bien que ces études fournissent un aperçu utile des effets potentiels à la suite d'une exposition à l'antimoine, la pertinence de ces effets après une exposition environnementale est incertaine en raison de la faible absorption des composés d'antimoine.

Hépatotoxicité : chez les humains exposés à l'antimoine pour le traitement de la leishmaniose (une maladie parasitaire), des dommages hépatocellulaires et une altération du métabolisme hépatique ont été notés (OEHHA, 2016). Il a été montré que les patients traités pour une leishmaniose cutanée présentaient une altération des enzymes hépatiques touchant notamment lalanine aminotransférase et la glutathion S-transférase B1, ce qui indique des lésions hépatiques potentielles et une altération du métabolisme hépatique (Hepburn et coll., 1993, 1994; Andersen et coll., 2005; Oliveira et coll., 2011). Dans le traitement de la leishmaniose viscérale, une altération de la fonction peroxysomale, une hépatite et une insuffisance hépatique ont été observées chez les patients (Gupta et coll., 2009; Oliveira et coll., 2009). Les patients traités pour une leishmaniose muqueuse ont également présenté une augmentation des enzymes hépatiques (Franke et coll., 1990; Saenz et coll., 1991).

Effets gastro-intestinaux : l'antimoine est connu depuis longtemps pour ses propriétés émétiques (ATSDR, 2019). Bien que rarement déclarés, certains cas d'empoisonnement sont survenus après l'ingestion accidentelle de boissons ou d'aliments contaminés par l'antimoine. Les effets les plus fréquemment déclarés à la suite d'un empoisonnement à l'antimoine ingéré comprennent des troubles gastro-intestinaux (p. ex. douleurs abdominales, nausées, vomissements et diarrhée). L'exposition à des concentrations entre 0,4 et 0,9 mg Sb/kg p.c. provoquerait des vomissements chez les adultes (Lauwers et coll., 1990; Santé Canada, 1997; Cooper et Harrison, 2009; Sundar et Chakravarty, 2010; Tylenda et coll., 2015; Sztajnkrycer, 2017; NTP, 2018).

Effets sur la reproduction et le développement : des données provenant d'études rétrospectives et prospectives chez des femmes enceintes traitées pour une leishmaniose viscérale avec des doses thérapeutiques d'antimoine (c.-à-d. 20 mg/kg de stibogluconate de sodium, par voie intramusculaire, une fois par jour pendant 30 jours) semblent indiquer une association entre l'antimoine et la toxicité pour le développement (c.-à-d. des avortements spontanés) (Mueller et coll., 2006; Adam et coll., 2009). De plus, cet effet semble être propre au premier (Mueller et coll., 2006; Adam et coll., 2009; Forns et coll., 2014) et peut-être au deuxième trimestre de la grossesse (Mueller et coll., 2006). Comme il a été mentionné précédemment, étant donné la faible absorption des composés d'antimoine, la pertinence de tels effets à la suite d'une exposition environnementale est incertaine. Une étude récente a examiné les effets d'un mélange de métaux sur la taille du fœtus au milieu de la grossesse dans une cohorte essentiellement hispanique de Los Angeles (Howe et coll., 2021). Les auteurs ont trouvé une association entre l'antimoine urinaire (en tant que composant d'un mélange de métaux urinaires comprenant l'arsenic total, le baryum, le cadmium, le mercure, le molybdène, l'étain, le cobalt, le nickel et le thallium) et un poids fœtal réduit. L'analyse a permis de conclure que l'antimoine était un élément possible préoccupant en raison de son association inverse avec la taille du fœtus et qu'une étude plus approfondie de l'exposition à l'antimoine au sein de cette population est nécessaire.

Pour évaluer la relation entre les concentrations sanguines prénatales de métaux et le risque d'avortement spontané, Vigeh et coll. (2021) ont comparé les concentrations sanguines de certains métaux lourds dans des échantillons prélevés chez des mères apparemment en bonne santé, recrutées dans le cadre de l'étude TEND (Tehran Environment and Neurodevelopmental Defects), qui ont ensuite subi un avortement spontané, avec des mères dont la grossesse s'est terminée par une naissance vivante. Au début de la grossesse, 206 femmes ont été recrutées et suivies jusqu'à l'avortement du fœtus ou l'accouchement réussi. Les concentrations moyennes de plomb, d'antimoine et de nickel dans le sang étaient plus élevées chez les mères ayant subi un avortement spontané que chez les mères dont la grossesse s'est poursuivie. Toutefois, la différence n'était pas statistiquement significative. Après l'ajustement des covariables, une association significative entre l'âge maternel et le risque d'avortement spontané a été observée dans tous les modèles de régression. Seul l'antimoine présentait une relation positive notable avec le risque d'avortement spontané (rapport de cotes : 1,65; intervalle de confiance à 95 % : de 1,08 à 2,52; valeur de P : 0,02) par rapport aux autres métaux. Le coefficient de corrélation de Pearson a montré des corrélations positives significatives ($P < 0,05$) entre les concentrations pré-natales de métaux dans le sang, sauf pour le nickel. Les auteurs ont conclu que, bien que l'étude n'ait pas fourni de preuves solides des effets induits par les métaux sur la fréquence d'un avortement spontané à des concentrations relativement faibles, ces métaux devraient être évités chez les femmes qui prévoient tomber enceintes ou pendant les premiers stades de la grossesse afin de prévenir le risque d'effets indésirables.

Autres effets : des données sur le traitement par des antimoniés chez les humains et l'inhalation à long terme de poussières contenant de l'antimoine sur le lieu de travail indiquent que l'antimoine peut également induire une néphrotoxicité, une cardiotoxicité ainsi que des effets sur le système musculo-squelettique, le pancréas et le système nerveux (Hepburn et coll., 1993; Hepburn et coll., 1994; Santé Canada, 1997; OMS, 2003; OEHHA, 2016; ATSDR, 2019).

2.2.2 Effets sur la santé des animaux de laboratoire

L'antimoine présente une toxicité aiguë pour les animaux de laboratoire, comme l'indiquent les valeurs de la dose létale médiane (DL_{50}) par voie orale dans la littérature, notamment 115 et 600 mg/kg p.c. pour le TAP chez les lapins/rats et les souris, respectivement (Omura et coll., 2002; OMS, 2003). Des valeurs de DL_{50} orale supérieures à 2 000 mg/kg p.c. ont été observées pour l'hexahydroxoantimonate de sodium (ECHA, 2014) et supérieures à 20 000 mg/kg p.c. pour le TOA (OMS, 2003).

Comme pour les humains, il existe peu de données sur les effets toxiques de l'antimoine après une exposition par voie orale chez les animaux de laboratoire, mais elles indiquent que l'exposition peut entraîner plusieurs effets nocifs pour la santé. Il a été montré que l'exposition orale aiguë au Sb(III) et au Sb(V) a des effets sur le tractus GI (NTP, 1992; Tylenda et coll., 2015). Il est reconnu que les expositions orales subchroniques et chroniques (principalement au TOA, au TAP et au trichlorure d'antimoine) ont des effets sur le foie, la thyroïde et les reins (Sunagawa, 1981; NTP, 1992; Poon et coll., 1998; Hext et coll., 1999; NTP, 2018), en plus d'induire possiblement des effets indésirables sur le développement (Imai et Nakamura, 2006; Chen et coll., 2010; ECHA, 2014, Khosravi et coll., 2018). Ces effets ont également été observés dans des études d'injection sur des animaux (Paumgartten et Chahoud, 2001; Omura et coll., 2002; Grimaldi et coll., 2010; Coelho et coll., 2014b; Kato et coll., 2014). Cependant, cette voie d'exposition n'étant pas applicable au contexte d'exposition à l'eau potable, ces études ne feront pas l'objet d'une discussion approfondie dans la présente évaluation des risques. Parmi les autres effets déclarés, mentionnons une modification de la glycémie (Schroeder et coll., 1970; Poon et

coll., 1998) et des taux de lipides (Schroeder et coll., 1970; Poon et coll., 1998; Hext et coll., 1999) à la suite d'expositions subchroniques et chroniques de rats au Sb(III) (c.-à-d. TAP ou TOA) dans l'eau potable ou des aliments. Les résultats des études sur les antimoniés laissent croire aussi à un potentiel de cardiotoxicité et de néphrotoxicité de l'antimoine (NTP, 1992; Tirmenstein et coll., 1995; Poon et coll., 1998; Tylenda et coll., 2015) ainsi qu'à un potentiel œstrogénique (Choe et coll., 2003; Darbre, 2006). Le tableau 4 présente un résumé des études pertinentes sur la toxicité de l'antimoine chez les animaux.

Tableau 4. Résumé des études pertinentes sur la toxicité de l'antimoine chez les animaux, administré en doses orales répétées

Espèce et nombre	Durée de l'exposition	Composé et doses (en mg Sb/kg p.c. par jour)	PD (mg Sb/kg p.c. par jour)	Effets critiques	Réf.
Souris B6C3F ₁ (10/sexe/dose)	14 jours (<i>ad libitum</i>)	TAP dans l'eau potable : 0, 21, 36, 63, 99, 150	NOAEL NOAEL= 99	Lésions de l'estomac dans le groupe ayant reçu une forte dose. Augmentation du poids relatif du foie liée à la dose; lésions dans le foie chez la plupart des souris du groupe ayant reçu la forte dose.	NTP (1992)
Rats F344/N (10/sexe/dose)	14 jours (<i>ad libitum</i>)	TAP dans l'eau potable : 0, 5,8, 10, 21, 34, 61	NOAELNOAE L = 61	Augmentation du poids relatif du foie dans le groupe ayant reçu une forte dose.	NTP (1992)
Rats Sprague-Dawley (15/sexe/dose)	13 semaines (et 4 semaines de récupération pour les animaux ayant reçu une forte dose)	TAP dans l'eau potable : mâles : 0,06; 0,56; 5,58 et 42,17; femelles : 0,06; 0,64; 6,13 et 45,69	NOAEL NOAEL= 0,06	Augmentation liée à la dose de l'anisocaryose hépatique atteignant une gravité modérée dans le groupe ayant reçu une forte dose. Baisse du taux de glucose sérique en fonction de la dose chez les femelles, statistiquement significative dans les trois groupes ayant reçu les doses les plus élevées. Accumulation d'antimoine liée à la dose dans les globules rouges et la rate, avec une accumulation marquée commençant dans le groupe ayant reçu la deuxième plus faible dose et une persistance de l'antimoine dans la rate au-delà de la récupération.	Poon et coll. (1998)
Rats Wistar (souche Alpk:APSD; 12/sexe/dose)	90 jours	TOA par le régime alimentaire : hommes : 0,	NOAEL NOAEL= 1 408	Petite augmentation du poids du foie, légère diminution de l'activité de la phosphatase alcaline plasmatique et	Hext et coll. (1999)

Espèce et nombre	Durée de l'exposition	Composé et doses (en mg Sb/kg p.c. par jour)	PD (mg Sb/kg p.c. par jour)	Effets critiques	Réf.
		70, 353 et 1 408; femmes : 0, 81, 413 et 1 570		faible augmentation des taux d'aspartate et d'alanine aminotransférase plasmatiques dans le groupe ayant reçu la dose élevée. Aucun effet histologique sur le foie.	
Rats Wistar (mâles; 5/dose)	24 semaines	TOA par le régime alimentaire : 0, 418 et 836	LOEL = 418	Modifications histopathologiques du foie et augmentation de l'activité de l'aspartate transaminase (AST).	Sunagawa (1981)
Rats SD (femelles; 20/dose)	JG 6 à 19	Hexahydroxoa ntimonate de sodium par gavage : 0, 49, 148 et 493	NOAEL NOAEL= 49	Fréquence accrue (non significative) des retards de développement du squelette dans les groupes recevant des doses moyennes et élevées. La plupart des valeurs n'étaient que légèrement supérieures aux données historiques des témoins. Si l'on considère l'ensemble des malformations squelettiques, leur fréquence a été observée chez 99,3 % à 100 % des fœtus et 100 % des portées, y compris les témoins. Pas de toxicité pour la reproduction, d'embryotoxicité ni de fœtotoxicité.	ECHA (2014)
Rats Long-Evans (50–60/sexe/dose)	À vie	TAP : 0 et 0,43 dans l'eau potable; dose estimée par l'U.S. EPA (1992)	LOAEL = 0,43	Taux de survie réduit chez les mâles et les femelles; aux espérances de vie médianes, la survie était réduite de 106 et 107 jours pour les mâles et les femelles, respectivement, par rapport aux témoins. Le taux de glucose sérique non à jeun a été réduit de 28 % à 30 % chez les animaux traités.	Schroeder et coll. (1970)

JG – jour de gestation; LOEAL – dose minimale avec effet nocif observé; LOEL – dose minimale avec effet observé; NOAEL/NOAEL – dose sans effet nocif observé; PD – point de départ; SD – Sprague Dawley.; TAP – tartrate d'antimoine et de potassium; TOA – trioxyde d'antimoine.

2.2.3 Génotoxicité et cancérogénicité

La génotoxicité et la cancérogénicité de l'antimoine et de ses composés ont été

examinées précédemment (OMS, 2003; Porquet et Filella, 2007; NTP, 2018; ATSDR, 2019). Pour la génotoxicité, dans l'ensemble, les études *in vivo* sur le trioxyde d'antimoine ont été négatives pour la clastogénicité et les aberrations de la moelle osseuse, et les essais *in vivo* ont été négatifs pour les aberrations chromosomiques et la formation de micronoyaux. Des études sur l'exposition professionnelle ont aussi donné des résultats négatifs en ce qui a trait à la formation de micronoyaux et d'échange de chromatides sœurs. Les essais *in vitro* ont donné généralement des résultats négatifs pour la mutation de gènes. Toutefois, quelques réponses positives ont été observées avec le trichlorure et le pentachlorure d'antimoine (substance hautement soluble) lors d'essais sur la formation de micronoyaux et les aberrations chromosomiques. Globalement, la génotoxicité de ces substances faisant partie du groupe de substances contenant de l'antimoine est peu inquiétante (ECCC et Santé Canada, 2020).

Le CIRC a classé le trioxyde d'antimoine comme étant un cancérogène du groupe 2B (CIRC 1989, 2014) lorsqu'il est inhalé. La Commission européenne a classé le trioxyde d'antimoine comme étant un cancérogène de catégorie 2 (cancérogène présumé chez les humains) en vertu du règlement relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage (CLP) ([CE] n° 1272/2008) (UE, 2008a). Selon un rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne, le trioxyde d'antimoine est classé comme étant un cancérogène de catégorie 3 (annexe 1, directive 67/548/EEC) compte tenu des rares preuves d'un effet cancérogène (UE, 2008). L'UE (2008) indique en outre qu'il n'existe aucune preuve de l'apparition de tumeurs après une exposition orale à l'antimoine. L'incidence du cancer n'a pas augmenté dans les études chroniques où des souris et des rats ont été exposés par voie orale au TAP (ATSDR, 2019).

2.3 Mode d'action

Le mode d'action de la toxicité induite par l'antimoine chez les mammifères n'a pas été totalement éclairci. Cependant, les données actuelles indiquent que l'hépatotoxicité liée au traitement fait probablement intervenir un stress oxydatif (NTP, 2018) qui est précédé par la réduction du Sb(V) (la forme la plus répandue dans l'eau potable) en sa forme Sb(III). Tant la réduction *in vitro* du Sb(V) en Sb(III) (qui dépend de la dose et qui est favorisée par un pH acide et une température élevée) que le rôle du Sb(III) dans l'hépatotoxicité ont été démontrés (Frezard et coll., 2001; DFG, 2007; Kato et coll., 2014). Le déséquilibre de l'homéostasie des thiols a également été montré par l'épuisement du glutathion intracellulaire et l'inhibition des systèmes enzymatiques contenant des thiols par le Sb(III) (p. ex. TAP) (Lauwers et coll., 1990; DFG, 2007; Kato et coll., 2014). Ces processus entraînent une production accrue de dérivés réactifs de l'oxygène (DRO), un stress oxydatif ainsi que l'induction de l'activité de la peroxydase et de l'apoptose (Lecureur et coll., 2002b; Kato et coll., 2014).

Hashemzaei et coll. (2015) ont observé que la lyse des hépatocytes isolés de rat induite par l'antimoine était médiée par la formation de DRO, la peroxydation lipidique et une baisse du potentiel de la membrane des mitochondries. Un stress oxydatif accru a également été observé dans le foie de souris et de rats traités avec des antimonés Sb(V) (p. ex. l'antimoniate de méthylamine) (Dzamitika et coll., 2006; Frezard et coll., 2009; Bento et coll., 2013). Le traitement à court terme des souris par l'antimoniate de méthylamine a également induit un stress oxydatif, comme en témoigne l'augmentation de la peroxydation lipidique et de l'activité de la superoxyde dismutase dans le foie. On a aussi fait état d'un déséquilibre entre les activités de la superoxyde dismutase et de la catalase dans les tissus du cœur, du foie, de la rate et du cerveau (Bento et coll., 2013).

Enfin, la cytotoxicité du TAP, mise en évidence par l'apoptose induite par le TAP, a été observée dans diverses lignées cellulaires lymphoïdes, notamment les lignées cellulaires de

leucémie myéloïde aiguë HL60. Il existe également un lien entre l'apoptose sous-jacente et l'augmentation de la production cellulaire de DRO, ainsi que la perte de potentiel dans la membrane mitochondriale (Lecureur et coll., 2002a, 2002b). Une augmentation des concentrations de DRO et des effets délétères sur les mitochondries par le TOA ont également été notés (NTP, 2018).

Wan et coll. (2021) ont étudié la néphrotoxicité induite par une exposition à l'arsenic ou à l'antimoine qui se manifeste par de l'autophagie et de la pyroptose *in vivo* et *in vitro*. *In vivo*, des souris ont reçu des doses de 4 mg/kg de trioxyde d'arsenic ou de 15 mg/kg de trichlorure d'antimoine par intubation intragastrique pendant 60 jours. *In vitro*, des cellules épithéliales tubulaires rénales (TCMK-1) ont été traitées au trioxyde d'arsenic (12,5 µM) ou au trichlorure d'antimoine (25 µM) pendant 24 heures. Les résultats *in vivo* ont montré que l'exposition à l'arsenic ou à l'antimoine pouvait induire des modifications histopathologiques dans les reins, comme l'indiquent les taux élevés de créatinine et d'isocyanure (qui servent d'indicateurs de néphrotoxicité). De plus, l'exposition à l'arsenic ou à l'antimoine a induit un stress oxydatif activant les processus d'autophagie et de pyroptose (deux types de mort cellulaire programmée) par l'augmentation ou la diminution de l'expression génique anti-autophagie ou anti-pyroptose. *In vitro*, l'arsenic ou l'antimoine ont augmenté la production de DRO et diminué le potentiel de la membrane mitochondriale dans les cellules TCMK.

2.4 Étude principale sélectionnée

Les effets nocifs de l'antimoine sur la santé ont été évalués dans plusieurs études subchroniques sur des rats et des souris. Les données disponibles sur l'humain ne permettent pas de calculer une valeur basée sur la santé (VBS) en raison des faiblesses de l'étude, notamment la voie d'administration de l'antimoine (c.-à-d. l'injection intraveineuse et intramusculaire) ainsi que l'exposition à des doses élevées par empoisonnements ou applications thérapeutiques de médicaments à base d'antimoine. Les données animales sont donc considérées comme étant les plus pertinentes pour l'évaluation des risques.

Pour le calcul d'une VBS pour l'eau potable, l'étude de Poon et coll. (1998) est choisie comme étude clé parce qu'elle a utilisé un nombre adéquat d'animaux, reposait sur l'administration d'antimoine par l'eau potable à des doses multiples, a évalué de nombreux effets sur la santé et a indiqué la NOAEL/NOAEL la plus basse dans la base de données sur la toxicité chez les animaux. Des rats Sprague-Dawley (15/sexe/dose) ont reçu 0, 0,5, 5, 50 et 500 ppm de TAP (0,06, 0,56, 5,58 et 42,17 mg Sb/kg p.c. par jour pour les mâles; 0,06, 0,64, 6,13 et 45,69 mg Sb/kg p.c. par jour pour les femelles) dans l'eau potable pendant 13 semaines. Dix animaux supplémentaires par sexe ont été inclus dans chacun des groupes de contrôle et de la dose la plus élevée, et ont reçu de l'eau du robinet pendant une autre période de récupération de quatre semaines.

Les auteurs n'ont observé aucune mortalité ni aucun signe clinique de toxicité, et plusieurs des changements histologiques notés dans les organes internes évalués ont été considérés comme étant adaptatifs. Les changements histologiques observés dans le foie étaient l'anisocaryose (c.-à-d. la variation de la taille et de la forme) et l'hyperchromicité (augmentation de la densité optique) des noyaux hépatiques, ainsi que l'augmentation de la densité splénique et l'homogénéité périveineuse du cytoplasme des hépatocytes. L'anisocaryose est apparue avec une fréquence et une gravité accrues, liées à la dose, chez les deux sexes, avec une persistance observée pendant la période de récupération chez les animaux ayant reçu la dose élevée, ce qui indique que ces effets ne sont pas facilement réversibles. Selon les auteurs, tous les animaux du groupe ayant reçu une forte dose présentaient une anisocaryose de gravité modérée et la plupart

des animaux des groupes ayant reçu une faible dose présentaient une anisocaryose de gravité faible ou minimale. Une hyperchromicité a été constatée chez les mâles ayant reçu la forte dose, qui a également persisté pendant la période de récupération. Une augmentation de la densité des hépatocytes et de l'homogénéité périveineuse dans la rate a été observée chez tous les rats traités (qui a persisté jusqu'à la guérison), mais elle a été considérée comme étant adaptative et était moins importante chez les femelles. Les autres effets déclarés sont : de légères modifications histologiques de la thyroïde observées chez tous les animaux traités, progressant en gravité avec l'augmentation de la dose; une diminution du glucose sérique liée à la dose chez les femelles à partir de la deuxième dose la plus faible, la signification statistique étant atteinte dans le groupe de la dose la plus élevée; une diminution du nombre de globules rouges et de plaquettes avec une augmentation du volume corpusculaire moyen chez les mâles ayant reçu la dose la plus élevée; une accumulation d'antimoine dans les globules rouges liée à la dose, commençant dans le groupe d'animaux ayant reçu la deuxième dose la plus faible et une accumulation accrue d'antimoine dans la rate liée à la dose, commençant dans le groupe ayant reçu la dose la plus faible et persistant chez les animaux ayant reçu la dose la plus élevée jusqu'à la guérison. Poon et ses collaborateurs ont déterminé une NOAEL/NOAEL de 0,06 mg/kg p.c. par jour basée sur des changements histologiques dans le foie et la thyroïde, des changements biochimiques (à savoir une diminution de la concentration du glucose sérique chez les femelles), et l'accumulation d'antimoine dans les globules rouges et la rate.

Dans un examen de l'étude de Poon et coll. (1998) par Lynch et coll. (1999), Lynch et ses collaborateurs ont conclu que les effets histologiques observés dans le foie n'étaient pas nécessairement indicatifs d'une toxicité manifeste et ont donc proposé une autre NOAEL de 6 mg Sb/kg p.c. par jour. Poon et ses collaborateurs ont toutefois réagi dans une publication ultérieure en indiquant que si les modifications histologiques du foie étaient considérées comme étant adaptatives, ces effets devaient être pris en compte avec les modifications de la biochimie sérique, qui indiquent ensemble une modification de la fonction hépatique (Valli et coll., 2000). En conclusion, Poon et ses collaborateurs maintiennent que la NOAEL de 0,06 mg Sb/kg p.c. par jour est appropriée.

D'autres évaluations récentes de l'OEHHA (2016) et de l'ATSDR (2019) ont également utilisé les données de Poon et coll. (1998) pour formuler leur avis sanitaire sur l'antimoine. Lors de l'élaboration de l'objectif de santé publique pour l'antimoine dans l'eau potable, l'OEHHA (2016) a indiqué que l'anisocaryose hépatique chez les mâles était le principal paramètre de santé pour l'évaluation des risques et a calculé un point de départ (PD) de 0,14 mg Sb/kg p.c. par jour (10 % de dose repère [BMD₁₀]) sur lequel repose l'objectif de santé. Selon l'OEHHA, le choix du critère d'évaluation clé pour la santé est étayé par des preuves de lésions hépatiques chez les humains exposés à l'antimoine pour le traitement de la leishmaniose et chez les animaux dans des études à doses répétées, et par le fait que l'anisocaryose hépatique a été documentée comme étant une réponse toxique après l'exposition à d'autres composés xénobiotiques tels que l'hydroquinone et le toxaphène. L'ATSDR (2019), en développant son niveau de risque minimal intermédiaire pour l'antimoine, a également utilisé la NOAEL de 0,06 mg/kg p.c. par jour comme établi par Poon et coll. (1998), mais en se basant sur les changements dans les taux de glucose sérique que l'ATSDR a établi comme l'un des paramètres de santé les plus sensibles dans la base de données de toxicité chez les animaux.

Dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques, les risques pour la santé humaine et l'environnement posés par un groupe de onze substances contenant de l'antimoine ont été évalués précédemment (ECCC et Santé Canada, 2020). En utilisant l'approche de

l'évaluation préalable, un PD de 49 mg Sb/kg p.c. par jour pour les effets sur le squelette fœtal établi par l'ECHA (2014) a été utilisé pour caractériser les risques associés à l'exposition aux substances contenant de l'antimoine présent dans les milieux naturels, les aliments, l'eau potable et les produits de consommation. Dans le cadre de l'étude de l'ECHA (2014), on a administré une forme moins soluble d'antimoine (hexahydroxyantimonate de sodium) par gavage, ce qui a donné un PD plus élevé que celui indiqué par Poon et coll. (1988), qui ont administré du TAP dans de l'eau potable. ECCC et Santé Canada (2020) n'ont pas pris en compte les études administrant du TAP ou du trichlorure d'antimoine pour caractériser les risques, car on a jugé que l'exposition à ces formes d'antimoine dans les milieux naturels, les aliments, l'eau potable et les produits de consommation n'était pas prévue.

Pour le calcul d'une VBS pour l'antimoine dans l'eau potable, le PD de 0,06 mg Sb/kg p.c. par jour de Poon et coll. (1998) associé à des changements dans l'histologie du foie (anisocaryose) ainsi que des changements dans la biochimie sérique (qui, ensemble, sont indicatifs d'un changement dans la fonction du foie) a été choisi. Le choix des effets sur le foie comme effet principale sur la santé s'appuie sur les preuves de lésions hépatiques chez les humains exposés à l'antimoine pendant le traitement de la leishmaniose, ainsi que dans les études à doses répétées chez les animaux. Étant donné que la forme d'antimoine (TAP) utilisée dans l'étude de Poon et coll. (1998) est plus soluble que les autres formes d'antimoine qui peuvent être présentes dans l'eau potable, la VBS devrait protéger contre toutes les formes d'antimoine présentes dans l'eau potable.

3.0 Calcul de la valeur basée sur la santé (VBS)

Une LOEL de 0,06 mg Sb/kg p.c. par jour basée sur des changements histopathologiques (anisocaryose) dans le foie et des changements dans la biochimie sérique qui sont indicatifs d'effets sur le foie, d'après Poon et coll. (1998), est choisie comme PD pour calculer la VBS pour l'antimoine dans l'eau potable.

En utilisant la LOEL de 0,06 mg Sb/kg p.c. par jour, un apport quotidien acceptable (AQA) pour l'antimoine total est calculé comme suit :

$$\begin{aligned} \text{AQA} &= \frac{0,06 \text{ mg Sb/kg p.c. par jour}}{300} \\ &= 0,0002 \text{ mg Sb/kg p.c. par jour} \end{aligned}$$

où :

- 0,06 mg Sb/kg p.c. par jour est la LOEL établie à partir de Poon et coll. (1998), en fonction des changements histopathologiques (anisocaryose) dans le foie et de changements dans la biochimie sérique indiquant des effets sur le foie;
- 300 est le facteur d'incertitude, qui tient compte de la variation interspécifique ($\times 10$), de la variation intraspécifique ($\times 10$) et de l'utilisation d'une étude subchronique ($\times 3$).

À partir de cette AQA, on peut calculer la VBS pour l'antimoine dans l'eau potable :

$$\begin{aligned} \text{VBS} &= \frac{0,0002 \text{ mg Sb/kg p.c. par jour} \times 74 \text{ kg} \times 0,3}{1,53 \text{ L/jour}} \\ &= 0,003 \text{ mg/L (3 } \mu\text{g/L)} \end{aligned}$$

où :

- 0,0002 mg Sb/kg p.c. par jour est la AQA calculée précédemment;
- 74 kg est le poids corporel moyen d'un adulte (Santé Canada, en préparation);
- 0,3 est le facteur d'attribution pour l'eau potable basé sur la limite supérieure de l'apport estimé par l'eau potable (voir section 1.3);
- 1,53 L par jour est le volume quotidien d'eau consommé par un adulte canadien (Santé Canada, en préparation). En raison de la faible volatilité et de la faible absorption cutanée de l'antimoine (OEHHA, 2016), il est peu probable que l'exposition à ce métal lors de la douche ou du bain soit importante. Par conséquent, une évaluation de l'exposition par plusieurs voies, telle que décrite par Krishnan et Carrier (2008), n'a pas été réalisée.

4.0 Considérations relatives à l'analyse et au traitement

4.1 Méthodes d'analyse pour détecter l'antimoine

4.1.1 Méthodes standardisées

Les méthodes standardisées pouvant servir à l'analyse de l'antimoine total dans l'eau potable et les limites de détection de la méthode (LDM) respectives sont résumées dans le tableau 5. Les LDM dépendent de la matrice de l'échantillon, des instruments et des conditions de fonctionnement choisies et varie d'un laboratoire à l'autre. Ces méthodes sont assujetties à diverses interférences qui sont décrites dans les références respectives. Ces méthodes permettent de déterminer la concentration totale d'antimoine et non les espèces d'antimoine. Plusieurs laboratoires accrédités au Canada ont été contactés pour déterminer les LDM et les seuils de déclaration de la méthode (SDM) pour l'analyse de l'antimoine total, et les LDM se situaient dans les intervalles indiquées dans le tableau 5. Les SDM étaient comprises entre 0,5 et 1 µg/L pour des méthodes basées sur la spectrométrie de masse à plasma inductif (ICP-MS) (AGAT Laboratories, 2019a, b, c; Paracel Laboratories Ltd, 2019).

Les LDM ou les SDM tirées des données provinciales et territoriales vont de 0,001 à 2 µg/L (voir la section 1.3).

Les responsables de systèmes de distribution de l'eau potable devraient discuter des exigences en matière d'échantillonnage avec le laboratoire accrédité qui réalise l'analyse, afin de s'assurer que les procédures de contrôle de la qualité sont respectées et que les SDM à déclarer sont assez faibles pour assurer une surveillance précise aux concentrations inférieures à la CMA proposée.

Tableau 5. Méthodes d'analyse normalisées pour l'analyse de l'antimoine total dans l'eau potable

Méthode (référence)	Méthodologie	LDM ($\mu\text{g/L}$)	Interférences/ commentaires
Méthodes de l'U.S. EPA			
EPA 200.5 Rev. 4.2 (U.S. EPA, 2003)	Spectrométrie d'émission atomique à plasma inductif à visée axiale (longueur d'onde : 249,68 nm)	0,9	Assujettie à des interférences spectrales, physiques, chimiques et mémorielles. Interférences matricielles : Ca, Mg et Na > 125 mg/L et Si > 250 mg/L.
EPA 200.8, Rev. 5.4 (U.S. EPA, 1994a)	ICP-MS	0,4 ^a 0,04 ^b	Interférences isobariques et polyatomiques, et physiques. Interférences matricielles : MDT > 0,2 % (p/v).
EPA 200.9, Rev 2.2 (U.S. EPA, 1994b)	Absorption atomique en four au graphite et à température stabilisée	0,8	Interférences spectrales, matricielles et mémorielles. Le HCl présent lors de la digestion peut influencer la sensibilité. L'interférence du K_2SO_4 peut être réduite en utilisant du H/Ar dans l'étape du charbon.
EPA 6020B (U.S. EPA, 2014)	ICP-MS	0,1 (NDI)	Interférences isobariques ou moléculaires, et mémorielles. Interférences matricielles : MDT > 0,2 %. Des concentrations de Sb de 50 à 500 $\mu\text{g/L}$ nécessitent 1 % (v/v) de HCl pour la stabilité.
Méthodes standard APHA			
SM 3113B (APHA et coll., 2017)	Spectrométrie d'absorption atomique électrothermique	0,8 (niveau de détection estimé)	Sb non récupéré, sauf si du HCl est utilisé dans la digestion. L'absorption moléculaire et interférences chimiques et matricielles.
SM 3125 (APHA et coll., 2017)	ICP-MS	0,07 (NDI)	Les échantillons ne doivent pas contenir plus de 0,5 % de solides dissous. La sensibilité en abondance et interférences isobariques, polyatomiques, physiques, mémorielles et due à l'ionisation.
Méthodes de l'ASTM			
D5673-16 (ASTM, 2016)	ICP-MS	0,08 (NDI)	La sensibilité en l'abondance et interférences isobariques, polyatomiques ainsi que physiques et mémorielles.

ICP-MS – spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif; LDM – limite de détection de la méthode; MDT – matières dissoutes totales; NDI – niveau de détection de l'instrument.

^a LDM en mode de balayage.

^b LDM en mode de contrôle ionique sélectif.

4.1.2 Préparation des échantillons

L'antimoine total comprend la fraction dissoute et la fraction particulaire (en suspension) de l'antimoine dans un échantillon d'eau. Il est analysé à l'aide de méthodes pour métaux extractibles total. L'analyse de l'antimoine total est nécessaire à des fins de comparaison avec la CMA.

Les références qui figurent au tableau 5 fournissent des renseignements sur le traitement des échantillons destinés aux analyses de l'antimoine dans l'eau potable (c.-à-d. conservation, entreposage et digestion des échantillons). La quantification précise de l'antimoine dissous, particulière et total dans les échantillons dépend des étapes de conservation et de préparation des échantillons. Les méthodes SM 3030B et SM 3030D donnent des directives sur la filtration et la préservation (acidification) et la digestion en vue d'une détermination des métaux dissous ou particulaires (APHA et coll., 2017). La méthode SM 3030D offre des conseils sur la digestion des métaux, dont l'antimoine, et la nécessité d'utiliser de l'acide chlorhydrique en même temps que de l'acide nitrique pour assurer une bonne digestion (APHA et coll., 2017). Afin de déterminer les concentrations d'antimoine dissous, les échantillons doivent être filtrés au moment du prélèvement (et non au laboratoire) et le filtrat doit être acidifié à un pH inférieur à 2 avec de l'acide nitrique concentré.

Actuellement, les méthodes EPA 200.5, 200.8 et 200.9 ainsi que la méthode SM 3113B, ne requièrent une digestion thermique en milieu acide des échantillons pour l'analyse des métaux extractibles totaux que si la turbidité d'un échantillon préservé dans l'acide est supérieure à une (1) unité de turbidité néphélémétrique (uTN). Cependant, des recherches menées sur d'autres métaux (p. ex. plomb, chrome et cadmium) ont montré que cette méthode peut ne pas quantifier avec précision la concentration totale de métaux dans un échantillon d'eau potable pour tous les métaux. Cette approche peut donc sous-estimer l'antimoine total dans l'eau potable lorsque la forme particulière de l'antimoine est présente et qu'une digestion thermique en milieu acide peut être nécessaire. La digestion thermique en milieu acide est décrite dans les méthodes EPA 200.5, 200.8 et 200.9 (U.S. EPA, 2003, 1994a, b). Il est également possible d'effectuer une digestion par micro-ondes, décrite dans la méthode SM 3030K (APHA et coll., 2017), lorsque l'analyse des métaux récupérables totaux est réalisée à l'aide d'une méthode qui fait appel à l'ICP-MS.

4.2 Considérations relatives au traitement

Les technologies de traitement disponibles pour diminuer les concentrations d'antimoine dans l'eau potable comprennent : la coagulation classique à base de fer, avec un meilleur enlèvement à faible pH (95 % d'enlèvement à un pH de 5,1); l'adsorption à l'aide d'adsorbants à base de titane (100 000 à 170 000 volumes de lit, jusqu'à une concentration à la percée 6 µg/L à pH 6,5); l'osmose inverse (OI; de 46 % à 99 %); et une combinaison de coagulation/flocculation et d'ultrafiltration (de 16 % à 98 %). L'efficacité de ces technologies varie en fonction des paramètres de qualité de l'eau tels que l'espèce d'antimoine, le pH et la présence d'ions concurrents. À l'échelle résidentielle, les dispositifs de traitement certifiés utilisant l'osmose inverse et la distillation devraient être efficaces pour enlever l'antimoine (U.S. EPA, 1998). La complexité opérationnelle (p. ex. l'ajustement du pH et de l'alcalinité avant et après le traitement) peut devoir être prise en compte dans le choix des options de traitement, en particulier pour les petits systèmes.

Les espèces d'antimoine présents dans l'eau entrant dans une station de traitement sont un facteur important pour déterminer l'efficacité du traitement. Les espèces de petites tailles et neutres sont généralement plus difficiles à enlever que les espèces de grande taille et chargés. Les deux principaux espèces d'antimoine présents dans les eaux naturelles sont l'antimonite [Sb(III)] sous forme de $\text{Sb}(\text{OH})_3$ et l'antimoniate [Sb(V)], un anion sous forme de $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ (U.S. EPA, 2006; Deng et coll., 2017). Généralement, le Sb(V) est la forme présente dans les eaux de surface oxygénées et le Sb(III) est la forme présente dans les eaux souterraines anoxiques (He et coll., 2015).

L'oxydoréduction de l'antimoine est importante pour le traitement et l'enlèvement de l'antimoine se trouvant dans l'eau potable. Le type de traitement employé de l'antimoine détermine si le Sb(III) ou le Sb(V) est mieux enlevé. Des études à l'échelle de banc d'essai utilisant des traitements conventionnels indiquent que le Sb(III) est mieux éliminé que le Sb(V), tandis que l'OI permet un meilleur enlèvement du Sb(V).

4.2.1 Échelle municipale

Le choix d'un procédé de traitement approprié dépend de nombreux facteurs, notamment la source d'eau brute et ses caractéristiques, les espèces d'antimoine présents dans l'eau, les conditions opérationnelles de la méthode de traitement choisie et les objectifs de traitement des responsables de systèmes de distribution d'eau potable. Les objectifs de traitement peuvent exiger que le pH soit ajusté après le traitement pour régler les problèmes de corrosion dans le réseau de distribution (Santé Canada, 2015). Il est recommandé de procéder à des études pilotes et à l'échelle de banc d'essai pour s'assurer que de la source d'eau peut être traitée avec succès et pour optimiser les conditions d'opération.

4.2.1.1 Coagulation classique

La coagulation classique a été évaluée pour l'enlèvement de l'antimoine par de nombreuses études à l'échelle de banc d'essai, certaines utilisant des eaux naturelles et d'autres des eaux déionisées (voir tableaux 6, 7 et 8). La première étude répertoriée dans le tableau 6 a évalué l'eau de deux sources d'approvisionnement en eau, recueillie dans deux anciens tunnels miniers (tunnels Spiro et Judge) et distribuée par ces tunnels à Park City, dans l'Utah, et ayant des concentrations élevées d'antimoine total ainsi que d'autres contaminants cooccurants (CH2M, 2016; Najm et coll., 2017). Le chlorure de fer(III) (CF) a été utilisé dans des *jar tests* (essais de flocculation) pour déterminer les effets de la dose de coagulant et du pH (voir tableau 6). Dans l'ensemble, les résultats ont montré que l'enlèvement de l'antimoine total était :

- seulement partiellement atteint avec le CF (Najm et coll., 2017);
- le plus efficace à la dose la plus élevée de CF et au pH le plus bas (Najm et coll., 2017);
- pas aussi efficace en utilisant la coagulation à pH élevé (CH2M, 2016; Najm et coll., 2017).

Tableau 6. Enlèvement de l'antimoine, à l'échelle de banc d'essai, par coagulation dans deux eaux naturelles^a (Najm et coll., 2017)

Eau	Sb dans l'influent ($\mu\text{g/L}$)	pH	Sb dans l'effluent ($\mu\text{g/L}$) ^b			Qualité de l'eau	Contaminants cooccurants		
			Dose de FeCl_3 (mg/L)						
			5	20	40				
Tunnel Spiro	9,3	5,5	3	4	2,9	pH 7,43 Alcalinité = 133 mg/L sous forme de CaCO_3 Dureté totale = 480 mg/L sous forme de CaCO_3	As = 41 $\mu\text{g/L}$ Cd = 0,19 $\mu\text{g/L}$ Tl = 3,5 $\mu\text{g/L}$ Zn = 140 $\mu\text{g/L}$ Fe = 300 $\mu\text{g/L}$		
		6,5	6,8	5,8	4,7				
		7,5	7,6	7	5,3				
Tunnel Judge	6,1	5,5	4,5	3	1,6	pH 7,77 Alcalinité = 89 mg/L sous forme de CaCO_3 Dureté totale = 166 mg/L sous forme de CaCO_3	As = 8,2 $\mu\text{g/L}$ Cd = 2,3 $\mu\text{g/L}$ Tl = 0,03 $\mu\text{g/L}$ Zn = 770 $\mu\text{g/L}$ Fe = 340 $\mu\text{g/L}$		
		6,5	5,1	4,5	3,1				
		7,5	5,1	4,7	3,4				

As – arsenic; Cd – cadmium; Fe – fer; Tl – thallium; Zn – zinc.

^a Jar tests (agitation pendant 13 jours pour atteindre l'équilibre), 2 mg/L de Cl₂.

^b Estimation à partir du graphique.

D'autres études à l'échelle de banc d'essai ont également évalué l'enlèvement du Sb(V) et du Sb(III) par coagulation et ont montré que (voir tableaux 7 et 8) :

- les coagulants à base de fer ont donné de meilleurs résultats que ceux à base d'aluminium (Kang et coll., 2003; Guo et coll., 2009);
- le Sb(III) a été mieux éliminé que le Sb(V) (Kang et coll., 2003; Guo et coll., 2018);
- le pH optimal pour l'enlèvement du Sb(V) avec le CF était compris entre 4,5 et 5,5 (Kang et coll., 2003; Guo et coll., 2009, 2018);
- l'enlèvement du Sb(V) diminue avec l'augmentation du pH (Guo et coll., 2009, 2018);
- l'enlèvement du Sb(III) était moins touché par le pH (de 4,0 à 10,0) (Guo et coll., 2009, 2018);
- en général, l'enlèvement du Sb(III) et du Sb(V) augmente avec la dose de coagulant à base de fer (Kang et coll., 2003; Wu et coll., 2010; Guo et coll., 2018; Inam et coll., 2018).

Tableau 7. Enlèvement de l'antimoine par coagulation^a

Influent (µg/L)	% d'enlèvement ^b	Type de coagulant	Dose de coagulant	pH	Eau	Références
Coagulants à base d'aluminium						
Sb(V) = 6	10 %	Chlorure de polyaluminium	5,4 mg/L	5,1	<u>Eau de réservoir</u> Turbidité : 17 uTN COD : 3,9 mg/L	Kang et coll., (2003)
Sb(III) = 6 (Sb ₂ O ₃)	40 %		5,3 mg/L	5,1	<u>Eau de ruisseau</u> Turbidité : 4,5 uTN COD : 3,3 mg/L	
Sb(III) = 4 (SbCl ₃)	20 %					
Sb(V) = 50	< 20 %	Sulfate d'aluminium	1 à 3 x 10 ⁻⁴ mol/L	3,5–9,8	<u>Eau désionisée dopée</u> Alcalinité : 4,0 x 10 ⁻³ mol/L de NaHCO ₃ T = 25 ± 1 °C	Guo et coll., (2009)
Sb(III) = 50	< 25 %		1 à 3 x 10 ⁻⁴ mol/L			
Coagulants à base de fer						
Sb(V) = 6	65 %	Chlorure de fer(III)	10,3 mg/L	5	<u>Eau de réservoir</u> Turbidité : 17 uTN COD : 3,9 mg/L	Kang et coll., (2003)
	90 %		20,0 mg/L			
Sb(III) = 6 (Sb ₂ O ₃)	90 %		10,3 à 20,0 mg/L	5,1	<u>Eau de ruisseau</u> Turbidité : 4,5 uTN COD : 3,3 mg/L	
Sb(III) = 4 (SbCl ₃)	> 95 %					
Sb(V) = 250	> 99 %	Sulfate de fer(III) polymérique	8 x 10 ⁻⁴ mol/L	4	<u>Eau désionisée</u>	Guo et coll., (2018)
	78 %			6		
	< 55 %			> 8,5		

Influent ($\mu\text{g/L}$)	% d'enlèvement ^b	Type de coagulant	Dose de coagulant	pH	Eau	Références
	95 %		4 x 10^{-4} mol/L	5	Ajout de 4,0 x 10^{-3} mol/L de NaHCO ₃	
	50 %			7		
	< 45 %			> 8		
Sb(III) = 100	85 %		4 x 10^{-5} mol/L	4		
	> 95 %			> 5,5		
	70 %		2 x 10^{-5} mol/L	4,5		
	80 %			6		
	> 90 %			> 8		

COD – carbone organique dissous.

^a Jar tests à l'échelle de banc d'essai (avec étapes de mélange rapide, de mélange lent et de décantation).

^b Estimation à partir du graphique.

Tableau 8. Enlèvement de l'antimoine à l'aide de coagulants à base de fer, à l'échelle de banc d'essai^a (Guo et coll., 2009)

Dose de FC (mol/L)	Sb(V) initial ($\mu\text{g/L}$)			Sb(III) initial ($\mu\text{g/L}$)		
	Sb(V) = 49,2	Sb(V) = 98,4	Sb(V) = 492	Sb(III) = 50,6	Sb(III) = 101	Sb(III) = 506
pH 6,0 ± 0,2	Concentration de Sb(V) traité ($\mu\text{g/L}$)				Concentration de Sb(III) traité ($\mu\text{g/L}$)	
2 x 10^{-4}	22,1	47,7	241	6,6	13,8	35,2
6 x 10^{-4}	0,7	10,8	50,5	1,5	4,6	13,2
10 x 10^{-4}	Indétectable	2,9	8,2	0,7	3,5	6,4
pH 7,8 ± 0,2	Concentration de Sb(V) traité ($\mu\text{g/L}$)				Concentration de Sb(III) traité ($\mu\text{g/L}$)	
2 x 10^{-4}	38,3	73,2	341	11,3	13,5	36,1
6 x 10^{-4}	20,8	31,8	106	3,9	9,8	21,5
10 x 10^{-4}	4,7	25,1	60,0	3,5	7,1	6,5

CF – chlorure de fer(III).

^aEau désionisée dopée, avec 4,0 x 10^{-3} mol/L de NaHCO₃; jar tests – mélange rapide : 140 rpm, 3 min.; mélange lent : 40 rpm, 20 min.; décantation : 30 min; T = 25 ± 1 °C.

Une étude à l'échelle de banc d'essai utilisée pour évaluer les coagulants à base de fer a révélé que l'ajout de Fe(III) permettait un meilleur enlèvement du Sb(III) que le recours au Fe(II), dans une eau du robinet artificiellement contaminée (Mitrikas et coll., 2018).

Il a été montré que le Sb(III) est mieux enlevé que le Sb(V) lorsqu'on utilise des coagulants à base de CF, et la préoxydation peut avoir une incidence négative sur l'enlèvement global puisque cette étape d'oxydation convertit le Sb(III) en Sb(V). Les effets de la préchloration (chlore libre résiduel de 0,5 mg/L à 10 minutes) ont été examinés dans une étude à l'échelle de banc d'essai portant sur l'enlèvement de l'antimoine en utilisant le CF (dose = 10,3 mg de Fe/L) (Kang et coll., 2003). Lorsque le Sb(III) était présent, la préchloration a entraîné une diminution de l'enlèvement dans tout l'intervalle des valeurs de pH (de 5 à 10).

Kang et coll. (2003) ont comparé l'enlèvement de l'antimoine par rapport à celui de l'arsenic. Pour l'arsenic, l'As(V) est mieux éliminé que l'As(III), ce qui diffère de l'antimoine, pour qui le Sb(III) est mieux éliminé que le Sb(V). Les auteurs ont indiqué que pour l'enlèvement du Sb(V), la dose de CF nécessaire à un pH de 5 est environ neuf fois plus élevée que pour l'enlèvement de l'As(V).

La présence d'ions concurrents a eu des effets variables sur l'enlèvement et dépendait de l'espèce d'antimoine, du pH, de la dose de coagulant et de la concentration de l'ion concurrent. Une étude à l'échelle de banc d'essai évaluant les effets du silicate, du bicarbonate (HCO_3^-), du sulfate (SO_4^{2-}), du phosphate (PO_4^{3-}) et de l'acide humique (AH) sur l'enlèvement du Sb(V) et du Sb(III) a été menée par Wu et coll. (2010) à différentes doses de CF et à différents pH (voir le tableau 9). On a constaté que le silicate avait un effet minimal sur l'enlèvement de l'antimoine. La présence de HCO_3^- , de SO_4^{2-} , d'AH et de PO_4^{3-} a eu des répercussions négatives sur l'enlèvement du Sb(V). L'effet de l'AH et du PO_4^{3-} sur l'enlèvement du Sb(III) était variable en fonction du pH et de la dose de coagulant. Les auteurs ont également mené des expériences en utilisant une eau synthétique contenant divers anions et cations et ont indiqué que l'enlèvement du Sb(V) était touché dans une plus large mesure que celui du Sb(III). D'autres études à l'échelle de banc d'essai ont été menées et ont montré des effets semblables en raison de la concurrence des ions (Guo et coll., 2009, 2018).

Tableau 9. Enlèvement de l'antimoine par coagulation à base de fer en présence d'ions concurrents, à l'échelle de banc d'essai^a (Wu et coll., 2010)

Ion concurrent	Conc. de l'ion concurrent	pH	Sb(V) initial = 100 µg/L			Sb(III) initial = 100 µg/L	
			Dose de CF (mol/L)			Dose de FC (mol/L)	
			2×10^{-4}	4×10^{-4}	8×10^{-4}	2×10^{-4}	4×10^{-4}
HCO_3^-	0	7,0	80 %	87 %	n.d.	90 % ^b	90 % ^b
	4×10^{-3} mol/L		37 %	63 %	n.d.	89 % ^b	92 % ^b
SO_4^{2-}	0	7,0	78 %	93 %	n.d.	78 % ^b	92 % ^b
	200 mg/L		60 %	n.d.	n.d.	60 % ^b	90 % ^b
	300 mg/L		n.d.	84 %	n.d.	65 % ^b	85 % ^b
PO_4^{3-}	0	6,0	93 %	96 %	n.d.	93 %	95 % ^b
	1 mg/L		82 %	90 %	n.d.	75 %	90 % ^b
	0	7,5	92 %	96 %	n.d.	95 %	96 % ^b
	1 mg/L		63 %	90 %	n.d.	84 %	88 % ^b
AH	0	6,0	90 % ^b	95 % ^b	n.d.	95 % ^b	95 % ^b
	4 mg C/L		85 % ^b	95 % ^b	n.d.	75 % ^b	95 % ^b
	0	7,5	90 % ^b	80 % ^b	n.d.	95 %	97 %
	4 mg C/L		58 %	80 %	n.d.	56 %	81 %
Synthétique	Voir note de bas de page c	Neutre	27 %	54 %	72 %	66 %	~ 90 % ^b

AH – acide humique; CF – chlorure de fer(III); n.d. – non disponible

^a Jar tests; chlorure de fer(III); eau désionisée; T = $25 \pm 1^\circ\text{C}$; mélange rapide : 140 rpm, 3 min.; mélange lent : 40 rpm, 20 min.; décantation : 30 min.

^b Estimation à partir du graphique.

^c Eau synthétique : $\text{HCO}_3^- = 4 \text{ mmol/L}$; $\text{SO}_4^{2-} = 100 \text{ mg/L}$; $\text{SiO}_3^{2-} = 5 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 0,5 \text{ mg/L}$; $\text{Ca}^{2+} = 100 \text{ mg/L}$; $\text{Mg}^{2+} = 40 \text{ mg/L}$; AH = 2 mg C/L.

Inam et coll. (2019) ont étudié les effets de diverses concentrations de matière organique naturelle (MON) sur l'enlèvement de l'antimoine par des jar tests. Différentes MON ont été examinées pour déterminer leur effet sur la dose optimale de CF dans l'enlèvement du Sb(III) et du Sb(V). Les types de MON étudiés comprenaient l'acide salicylique, la L-cystéine hydrophiles et l'AH hydrophobe. Les essais comprenaient des étapes de mélange rapide, de mélange lent et

de décantation, et ont été réalisés avec du Sb(III) ou du Sb(V) à 1 mg/L dans de l'eau déionisée, avec de la MON à une concentration de 10 mg/L. La dose optimale de CF a été déterminée en présence de chaque type de MON pour le Sb(III) et le Sb(V), et dans tous les cas, elle était plus élevée pour le Sb(V) que pour le Sb(III) avec plus de 90 % d'enlèvement. Pour le Sb(III) et le Sb(V), la présence d'AH a donné la dose optimale de CF la plus élevée par rapport aux autres types de MON. Les auteurs ont indiqué que les molécules hydrophobes de l'AH ont inhibé l'adsorption d'antimoine sur le CF.

4.2.1.2 Adsorption

L'adsorption peut être utilisée pour enlever les contaminants, et l'efficacité de cette technologie de traitement dépend du contaminant, du matériau sorbant, des paramètres de qualité de l'eau et de la présence d'ions concurrents (U.S. EPA, 1998). D'autres ions présents dans l'eau peuvent entrer en compétition avec l'antimoine pour les sites d'adsorption et avoir un effet sur le nombre de volumes de lit (VL) à percer et sur la fréquence de régénération ou de remplacement.

La ville d'Alta dans l'Utah utilise le tunnel Bay-City (un tunnel minier abandonné) pour recueillir et stocker les eaux souterraines de percolation qui sont ensuite utilisées comme source d'eau potable (Najm et coll., 2010). L'eau du tunnel contient des concentrations d'antimoine total comprises entre 1,2 et 29 µg/L (moyenne de 13 µg/L), ainsi que de nombreux autres contaminants cooccurrents tels que l'arsenic et le cadmium. Des essais pilotes ont été réalisés en utilisant un média à base de titane, fonctionnant pendant 11 heures par jour. À un pH naturel de 7,3, l'antimoine a atteint un point de percée de 6 µg/L entre 50 000 et 75 000 VL. Lorsque le pH a été abaissé à 6,5, la performance s'est améliorée à environ 100 000 VL pour atteindre le point de percée. Le système à grande échelle pour ce site consistait en deux colonnes un primaire et une secondaire, avec un effluent demeurant sous 1 µg/L pendant la période d'évaluation de 30 000 VL pour la colonne primaire et 15 000 VL pour les deux colonnes. La comparaison des résultats de l'étude pilote et de l'étude à grande échelle pendant les 30 000 premiers VL montre une meilleure performance à grande échelle, avec < 1 µg/L d'antimoine total dans l'eau traitée par rapport à l'étude pilote avec environ 2 µg/L. Enfin, l'eau entièrement traitée a été comparée à un mélange d'eau traitée et non traitée (dans un rapport de 2:1). Les résultats ont montré que la concentration d'antimoine dans l'eau traitée est restée près de 0 µg/L pendant > 390 jours d'opération et que les concentrations dans l'eau mélangée étaient comprises entre 3 et 6 µg/L au cours de la même période.

Les eaux des tunnels Spiro et Judge à Park City, dans l'Utah (présentées dans la section 4.2.1.1), ont également été évaluées pour vérifier l'enlèvement de l'antimoine, à l'aide de divers adsorbants, et des études pilotes et à l'échelle de banc d'essai (CH2M, 2016; Najm et coll., 2017; Swaim et coll., 2017). L'antimoine et d'autres contaminants cooccurrents devaient être enlevés des eaux des tunnels de la mine. L'étude à l'échelle de banc d'essai a évalué un adsorbant à base de dioxyde de titane (TiO_2) à un pH de 8, permettant d'enlever l'antimoine jusqu'à une concentration inférieure à 1 µg/L, à une dose de 60 mg/L (Najm et coll., 2017). L'étude pilote a été réalisée avant la mise en œuvre à grande échelle pour garantir un enlèvement adéquat de l'antimoine, de l'arsenic, du cadmium (Cd), du fer (Fe), du manganèse (Mn), du thallium (Tl), du zinc (Zn), du sélénium (Se) et du plomb (Pb). La chaîne de traitement comprenait une préoxydation, une coagulation/décantation à pH élevé, une filtration par MnO_2 , une adsorption, une désinfection et un conditionnement (CH2M, 2016; Swaim et coll., 2017). Tous les contaminants cooccurrents ont atteint concentrations satisfaisantes après l'étape de la filtration par MnO_2 , à l'exception de l'antimoine. L'enlèvement de l'antimoine a été examiné en évaluant trois médias d'adsorption différents, notamment le TiO_2 , l'oxyde de fer(III) et

l'hydroxyde de fer(III). On a estimé que l'oxyde de fer(III) et l'hydroxyde de fer(III) à un pH de 6,5 devaient être changés tous les 12 000 à 18 000 VL et tous les 29 000 à 50 000 VL, respectivement. Pour l'adsorbant TiO₂, on s'attendait à ce qu'il ait environ 170 000 VL entre les changements de média à un pH de 6,5, et de 66 000 à 91 000 VL à un pH de 7,6. La colonne de TiO₂ fonctionnant à un pH de 7,6 a été abaissée à un pH de 6,5, ce qui a entraîné une hausse de l'enlèvement de l'antimoine. Lorsque le pH a été ramené à 7,6, les concentrations d'antimoine sont revenues aux valeurs précédentes. Dans l'ensemble, cette étude pilote a montré que (CH2M, 2016) :

- l'antimoine a été énlevé par tous les médias avec un temps de contact en fût vide de 2,5 minutes;
- le TiO₂ a enlevé le mieux l'antimoine;
- l'abaissement du pH à 6,5 a amélioré la performance.

Une étude à grande échelle réalisée dans le cadre du programme de démonstration des technologies de traitement de l'arsenic de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) a aussi porté sur l'antimoine. L'étude comprenait trois colonnes en parallèle qui ont permis d'évaluer l'adsorption de l'arsenic et de l'antimoine en utilisant de l'hydroxyde de fer(III) vendu dans le commerce [β -FeOOH + Fe(OH)₃] (Cumming et coll., 2009). L'étude s'est déroulée sur environ cinq mois et demi, et a traité 15 753 000 gallons d'eau souterraine. Le point de percée de l'antimoine à 6 µg/L est apparu à 3 000 VL, ce qui, selon les auteurs, était étonnamment court et pouvait être attribuable à la présence de silice et de phosphore dans la source d'eau.

D'autres études pilotes et à l'échelle de banc d'essai ont fourni une gamme de capacités d'adsorption pour divers adsorbants à base de fer lors de l'enlèvement de l'antimoine (voir le tableau 10). Dans l'ensemble, ces études ont montré que :

- l'enlèvement du Sb(V) est meilleur dans des conditions acides (Guo et coll., 2014; Miao et coll., 2014);
- l'enlèvement du Sb(III) est relativement peu influencé par le pH (Guo et coll., 2014);
- l'enlèvement de l'antimoine n'est pas affecté par la présence d'arsenic (Sazakli et coll., 2015), de NO₃⁻ ou de SO₄²⁻ (Qi et Pichler, 2017);
- le phosphate a un effet négatif sur l'enlèvement d'antimoine (Qi et Pichler, 2017);
- l'hydroxyde de fer(III) fraîchement préparé (FeOxHy *in situ*) a obtenu une meilleure adsorption, car les adsorbants fraîchement préparés préservent mieux les sites d'adsorption (He et coll., 2015);
- la surface de l'adsorbant à base de fer peut catalyser l'oxydation du Sb(III) qui est adsorbé, ce qui entraîne une désorption partielle du Sb(V) dans l'eau traitée (Leuz et coll., 2006; Qi et Pichler, 2017).

Tableau 10. Gamme de capacités d'adsorption pour les adsorbants à base de fer

Adsorbant	Espèce d'antimoine	Capacité d'adsorption (mg/g)	Références
À base de fer	Non précisé	0,42 à 1,63	Ilavský et coll. (2014, 2015); Sazakli et coll. (2015); Barloková et coll. (2017).
	Sb(III)	19,4 à 53,5	Xi et coll. (2013); Guo et coll. (2014); Qi et Pichler (2016).
	Sb(V)	6,5 à 62,5	Guo et coll. (2014); Miao et coll. (2014); Qi et Pichler (2016).

Adsorbant	Espèce d'antimoine	Capacité d'adsorption (mg/g)	Références
Fe(OH) ₃ in situ	Sb(III)	12,77 mmol/g (1 555 mg/g)	He et coll. (2015).
	Sb(V)	10,21 mmol/g (1 243 mg/g)	

FeOxHy in situ – hydroxyde de fer(III) fraîchement préparé.

Trois études pilotes ont évalué l'enlèvement de l'antimoine de l'eau de source et l'utilisation d'adsorbants à base de fer vendus dans le commerce en déterminant le nombre de VL pour atteindre 5 µg/L (voir le tableau 11) (Ilavský et coll., 2014, 2015; Barloková et coll., 2017). Barloková et coll. (2017) ont déterminé que le nombre de VL augmentait avec la hauteur de la colonne. Ilavský et coll. (2014, 2015) ont indiqué que le CeO₂-nH₂O était le meilleur adsorbant comparativement à 90,1 % α-FeOOH, FeOOH et β-FeOOH + Fe(OH)₃. Dans ces trois études, les auteurs ont indiqué que les adsorbants à base de fer pourraient éventuellement diminuer l'antimoine aux concentrations de l'eau potable.

Tableau 11. Essais pilotes évaluant le nombre de volumes de lit pour atteindre le point de percée à 5 µg/L

Type d'adsorbant	Influent (µg/L)	TCFV (min.)	VL	Hauteur ^a (cm)	Taux de filtration (m/h)	Description	Références
β-FeOOH + Fe(OH) ₃	90,3 (moyenne)	5,5	1 537	50	5,3 à 5,4 (moyenne)	Eau de source (forte teneur en antimoine en raison de l'exploitation minière)	Barloková et coll., (2017)
		7,7	3 736	70			
		10,1	4 659	100			
	27,7 ± 3,41	5,29	3 236	48-49	5,55 à 5,58 (moyenne)	Eau de source à un pH de 8,2; MDT : 190 mg/L	Ilavský et coll., (2015)
CeO ₂ -nH ₂ O		5,16	3 967				
β-FeOOH + Fe(OH) ₃	58,3 (moyenne)	6,0	1 700	50-52	4,7 à 5,3	Eau de source	Ilavský et coll., (2014)
90,1 % α-FeOOH		6,4	715		4,3 à 4,9		
FeOOH		6,3	790		4,3 à 5,1		

MDT – matières dissoutes totales; TCFV – temps de contact en fût vide; VL – volumes des lits

^a Colonne de 5,0 cm de diamètre.

He et coll. (2015) ont examiné l'enlèvement de l'antimoine dans l'eau déionisée avec un soluté de nitrate de potassium à 0,01 M en utilisant du FeOxHy in situ à l'échelle de banc d'essai. La capacité d'adsorption maximale du FeOxHy in situ était de 6,68 mmol/g et 5,34 mmol/g pour le Sb(III) et le Sb(V), respectivement. Les auteurs ont ensuite mené une étude pilote pour examiner l'enlèvement de Sb(V) sur 716 heures à l'aide de deux colonnes en série. La concentration de l'influent se situait entre 20 et 30 µg/L, le pH a été diminué progressivement de 7,6 à 5,2. La concentration de Sb(V) dans l'effluent de chaque colonne a augmenté lentement au fil du temps, puis a diminué en fonction de la baisse progressive du pH. Les auteurs ont déclaré que l'ajustement du pH était utile pour augmenter la capacité d'adsorption et diminuer la fréquence de régénération.

4.2.1.3 Filtration sur membrane

Les études portant sur l'enlèvement de l'antimoine par OI montrent un bon enlèvement de l'antimoine (voir le tableau 12). Dans le cadre du programme de démonstration des technologies de traitement de l'arsenic de l'U.S. EPA, un système d'OI au point d'entrée a été évalué dans une école (Wang et coll., 2011). L'enlèvement de l'antimoine a été examiné, en plus de l'enlèvement de l'arsenic, et a obtenu un résultat de 99 % au cours de la période d'étude de huit mois.

Une étude à l'échelle de banc d'essai a examiné l'enlèvement du Sb(III) et du Sb(V) par OI et a montré que le Sb(V) était mieux enlevé que le Sb(III) et qu'il était moins influencé par le pH (Kang et coll., 2000). L'enlèvement du Sb(III) et du Sb(V) est presque constant dans l'intervalle de pH de 3 à 10 avec les membranes en polyamide et en alcool polyvinyle. L'exception concerne l'enlèvement de Sb(III) avec la membrane en alcool polyvinyle, car l'enlèvement a fortement diminué, passant de 60,2 % à 45,7 % lorsque le pH a varié de 7 à 10.

Tableau 12. Enlèvement de l'antimoine à l'aide de procédés de filtration sur membrane par osmose inverse

Influent (µg/L)	Rejet (%)	Membrane d'OI	pH	Description du processus	Référence
8,6 à 13,2	99 %	15 modules de membrane	7,9 – Initial 6,9 – Après OI 7,4 – Après le filtre à calcite	<u>Grande échelle</u> OI au point d'entrée dans une école Deux films minces de 2,5 po par 40 po Eau souterraine Taux de récupération de 40 % Avril à décembre 2009	Wang et coll., (2011)
Sb(III) = 10	85 % ^a	Polyamide	3 à 10	<u>Échelle de banc d'essai</u> Eau distillée Deux membranes d'OI (planes)	Kang et coll., (2000)
	58 % ^a	Alcool polyvinyle	3		
	60,2 % ^a		7		
	45,7 % ^a		10		
Sb(V) = 10	95 % ^a	Polyamide	3 à 10		
	90 % ^a	Alcool polyvinyle	3 à 10		

OI – osmose inverse.

^a Estimation à partir du graphique.

Le procédé d'OI comporte certaines limites, notamment l'entartrage, l'enrassement et la défaillance possibles des membranes ainsi qu'une forte consommation d'énergie et des coûts d'investissement élevés. Le calcium, le baryum et la silice peuvent causer l'entartrage et réduire l'efficacité de la membrane. Comme l'OI élimine complètement l'alcalinité de l'eau, elle produira sans cesse une eau au pH plus faible et augmentera sa corrosivité. Par conséquent, le pH de l'eau ainsi produite doit être ajusté et l'alcalinité pourrait devoir être augmentée afin d'éviter des problèmes de corrosion dans le réseau de distribution, comme le relargage du plomb et du cuivre (Schock et Lytle, 2011; U.S. EPA, 2012).

4.2.1.4 Technologies combinées

Les études évaluant les procédés de traitement combinés (coagulation suivie d'une membrane d'ultrafiltration) ont été examinées. Deux études à l'échelle de banc d'essai ont porté sur l'enlèvement de l'antimoine en utilisant des flocs hydrolytiques fraîchement préparés (Du et

coll., 2014; Ma et coll., 2017a, b) (voir le tableau 13). Les études portant sur le Sb(V) (Ma et coll., 2017a, b) ont montré que :

- sans coagulant, l'enlèvement était faible et la pression transmembranaire (PTM) était élevée;
- pour quatre coagulants à base de fer et d'aluminium, le chlorure de fer(III) hydraté ($\text{FeCl}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) a eu la meilleure performance;
- l'injection continue de coagulant a permis un meilleur enlèvement du Sb(V) par rapport à des injections tous les deux jours (cependant, la PTM était plus élevée);
- lorsque le pH a été abaissé à 6, l'enlèvement du Sb(V) était meilleur et la PTM était plus faible;
- la fréquence d'extraction des boues (5 jours contre 10 jours) a eu peu d'effet sur l'enlèvement du Sb(V); et
- l'aération a eu peu d'effet sur l'enlèvement, mais la PTM a diminué lorsque l'aération a augmenté.

L'étude portant sur le Sb(III) (Du et coll., 2014) a montré que :

- lorsqu'aucun coagulant n'était utilisé, l'enlèvement du Sb(III) était faible;
- le pH (entre 5 et 9) n'a eu qu'un faible effet sur l'enlèvement du Sb(III);
- l'enlèvement a augmenté avec la dose (optimale à 0,4 mM); et
- un enlèvement de plus de 95 % du Sb(III) a été obtenu (dose = 0,4 mM; pH $8,5 \pm 0,2$; toutes les concentrations initiales).

Étant donné que seules des études à l'échelle de banc d'essai sont disponibles, il est essentiel de mener des études à l'échelle de banc d'essai et pilotes avant une mise en œuvre à grande échelle pour garantir l'efficacité du traitement combiné et ses conditions opérationnelles optimales.

Tableau 13. Coagulation et floculation suivies d'une ultrafiltration en vue de l'enlèvement du Sb(V), à l'échelle de banc d'essai

Influent (µg/L)	Type de coagulant	Dose de coagulant	Enlèvement	Effluent (µg/L)	PTM (kPa)	pH	Conditions	Description du processus
Enlèvement du Sb(V) (Ma et coll., 2017a, b)								
5,4 à 19,8	Aucun	0	10,7 %	n.d.	74,6 (7 jours)	7,5	T = 27,2 à 29,8 °C; Turbidité = 0,3 à 1,0 uTN; Chlore résiduel = 0,4 à 1,0 mg/L; Taux d'aération = 0,1 L/min. Échantillons prélevés	Eau de surface Flocs hydrolytiques fraîchement préparés suivis d'une ultrafiltration Flocs injectés dans le réservoir à membrane
	$\text{AlCl}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$	10 mM/inj. (1 injection tous les 2 jours)	27,2 %	n.d.	61,3	7,5		
	$\text{FeCl}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$		92,8 %	n.d.	3,7	6		
			40,7 %	n.d.	17,9	7,5		
			15,9 %	n.d.	22,3	9		
	50 mM sur 10 jours (en continu)		53,6 %	n.d.	31,2	7,5		
			45 % ^a	n.d.	26,8			Module avec membrane à

Influent ($\mu\text{g/L}$)	Type de coagulant	Dose de coagulant	Enlèvement	Effluent ($\mu\text{g/L}$)	PTM (kPa)	pH	Conditions	Description du processus
4,1 à 13,7							après 10 jours	fibres creuses (fluorure de polyvinylidène)
		10 mg/L (fréquence d'extraction des boues : aux 5 jours)	n.d.	0,32	36,1	7,3 à 7,6	T = 8,9 à 28,5 °C; Turbidité = 0,2 à 2,1 uTN; Chlore résiduel = 0,4 à 1,0 mg/L. Échantillons prélevés après 100 jours	Débit de 1 L/h; 30 min. de filtration et 1 min. de lavage à contre-courant; TRH = 2,2 heures
		10 mg/L (fréquence d'extraction des boues : aux 10 jours)	n.d.	0,26	33,7			
Enlèvement du Sb(III) (Du et coll., 2014)								
62,5 ± 0,1	Coagulant à base de fer	0	9 %	n.d.	Non précisé	6	Turbidité = 0,65 à 0,89 uTN; COT = 1,60 à 1,84 mg/L; T = 28 ± 1 °C.	Eau de rivière Coagulation : 300 à 400 rpm Floculation : 50 à 200 rpm Membrane à fibres creuses avec une surface efficace de 0,03 m ² ; flux de 30 L/m ² -h
			12 %	n.d.		8		
		0,2 mM	76 %	n.d.		6		
			66 %	n.d.		8		
		0,4 mM	96 %	n.d.		6		
			94 %	n.d.		8		
		> 0,6 mM	96 %	n.d.		6 et 8		
						5 à 8		
100 ± 3,6		0,4 mM	97 %	n.d.		9		
			94 %	n.d.				
30, 54, 89, 124 et 158		0	5 % à 7,5 % ^a	n.d.		8,5 ± 0,2		
		0,4 mM	> 95 % ^a	n.d.				

COT – carbone organique total; inj – injection; n.d. – non disponible; PTM – pression transmembranaire; TRH – temps de rétention hydraulique.

^a Estimation à partir du graphique.

4.2.2 Échelle résidentielle

Dans les cas où l'on souhaite éliminer l'antimoine à l'échelle résidentielle, par exemple lorsque l'eau potable d'une résidence provient d'un puits privé, un dispositif de traitement résidentiel pourrait être employé pour diminuer les concentrations d'antimoine dans l'eau potable. Avant d'installer un dispositif de traitement, il faut faire analyser l'eau pour en déterminer les caractéristiques chimiques générales, de même que la concentration d'antimoine dans la source d'approvisionnement en eau. Il faudrait faire analyser périodiquement l'eau qui entre dans le dispositif de traitement et l'eau traitée par un laboratoire accrédité afin de confirmer l'efficacité du dispositif de traitement. Comme les dispositifs de traitement peuvent perdre leur

capacité d'enlèvement avec l'usage et le temps, ils doivent être entretenus et/ou être remplacés au besoin. Les consommateurs devraient vérifier la durée de vie prévue des composants de leur dispositif de traitement selon les recommandations du fabricant et veiller à leur entretien au besoin. Certains dispositifs résidentiels peuvent avoir une capacité nominale permettant de traiter des volumes supérieurs à ceux d'une seule résidence, de sorte qu'ils peuvent aussi être utilisés dans des petits systèmes.

Santé Canada ne recommande aucune marque particulière de dispositif de traitement de l'eau potable, mais conseille fortement aux consommateurs d'utiliser des dispositifs dont la conformité aux normes pertinentes de NSF International (NSF) ou de l'American National Standards Institute (ANSI) est certifiée par un organisme de certification accrédité. Ces normes visent à établir des exigences minimales relatives aux matériaux, à la conception et à la construction des dispositifs de traitement de l'eau potable qui peuvent être vérifiées par un tiers. On s'assure ainsi que les matériaux contenus dans le dispositif ne libèrent pas de contaminants dans l'eau potable (c.-à-d. innocuité des matériaux). Par ailleurs, les normes comportent des exigences en matière de performance qui établissent le degré d'enlèvement qui doit être assuré à l'égard de certains contaminants (p. ex. déclaration de réduction) potentiellement présents dans les d'approvisionnement en eau.

Les organismes de certification (c.-à-d. tiers), qui doivent être accrédités par le Conseil canadien des normes, garantissent qu'un produit est conforme aux normes en vigueur. Voici quelques-uns des organismes accrédités au Canada (CCN, 2020) :

- [Groupe CSA](#)
- [NSF International](#)
- [Water Quality Association](#)
- [UL LLC](#)
- [Bureau de normalisation du Québec](#)
- [International Association of Plumbing and Mechanical Officials](#)
- [Truesdail Laboratories Inc.](#)

Vous pouvez vous procurer une liste à jour des organismes de certification accrédités auprès du [CCN](#).

Les dispositifs de traitement de l'eau potable susceptibles d'enlever efficacement l'antimoine à l'échelle résidentielle comprennent l'OI et la distillation (U.S. EPA, 1998). À l'heure actuelle, l'antimoine n'est pas visé par les exigences de performance (p. ex. déclaration de réduction) des normes NSF/ANSI. Toutefois, les consommateurs peuvent utiliser un dispositif de traitement qui est certifié conforme aux normes relatives à l'OI ou la distillation pour s'assurer que l'innocuité des matériaux constituant le dispositif a été évaluée. Il s'agit des normes NSF/ANSI 58 (Reverse Osmosis Drinking Water Treatment Systems, procédé de traitement de l'eau potable par osmose inverse) (NSF International, 2021a) et NSF/ANSI 62 (Drinking Water Distillation Systems, systèmes de distillation de l'eau potable) (NSF International, 2021b).

L'efficacité des dispositifs d'OI pour l'enlèvement de l'antimoine dépend du type de membrane (filtre) et du pH de l'eau. Les taux d'enlèvement prévus vont de 46 % à 99 % (en fonction de données à l'échelle municipale). Par conséquent, un système d'OI devra être choisi avec soin afin d'obtenir des concentrations dans l'eau traitée inférieures à la CMA proposée. En outre, il pourrait falloir prétraiter l'eau pour réduire l'encrassement et prolonger la durée de vie de la membrane d'OI. Bien qu'il y ait peu de données sur l'emploi de la distillation pour enlever

l'antimoine dans l'eau potable, on estime que la distillation peut être adéquate, parce qu'elle diminue efficacement d'autres contaminants inorganiques. Cependant, le procédé consomme beaucoup d'électricité. Les consommateurs peuvent consulter un professionnel du traitement de l'eau pour obtenir des conseils sur les dispositifs de traitement disponibles, ainsi que sur les coûts d'installation et d'entretien, en fonction de la qualité de leur eau.

L'eau qui a été traitée par osmose inverse et distillation peut être corrosive pour l'intérieur des composants de plomberie. De plus, comme il faut de grandes quantités d'influent pour obtenir le volume requis d'eau traitée, ces dispositifs ne sont généralement pas pratiques si on les installe au point d'entrée. Par conséquent, ils devraient être installés uniquement au point d'utilisation.

Afin de limiter l'exposition à l'antimoine, les matériaux qui entrent en contact avec l'eau potable (composants et produits chimiques de traitement) doivent répondre aux normes en matière de santé. Ces normes garantissent que les matériaux respectent les exigences relatives à la santé et que leur utilisation ne présente aucun danger dans des applications servant à l'eau potable. Les normes NSF/ANSI 61 (NSF/ANSI, 2021c) et NSF/ANSI 60 (NSF/ANSI, 2021d) exigent que la concentration d'antimoine ne dépasse pas la concentration permisible par élément individuel de 0,0006 mg/L dans les matériaux et les produits chimiques de traitement qui entrent en contact avec l'eau potable, respectivement.

4.3 Considérations relatives au réseau de distribution

L'eau traitée, l'accumulation dans le réseau de distribution et le relargage des matériaux en laiton et des soudures sont des sources potentielles d'antimoine dans les réseaux de plomberie résidentiels et de distribution.

4.3.1 Dépôt et accumulation d'antimoine

L'accumulation de contaminants inorganiques à l'état de traces dans le réseau de distribution d'eau potable est le résultat complexe de plusieurs facteurs, dont la concentration de contaminants dans l'eau traitée, le pH, les conditions d'oxydoréduction et le matériau de la tuyauterie. Les oxyhydroxydes de fer et les oxydes de manganèse hydratés constituent d'importants réservoirs où peuvent s'accumuler les contaminants inorganiques à l'état de traces en raison de leur affinité d'adsorption pour ces substances. Les variations de qualité de l'eau ou les perturbations physiques dans le réseau de distribution peuvent remobiliser les contaminants dans l'eau en vrac. Parmi les indicateurs de ce phénomène, citons la présence d'eau colorée et une augmentation de la turbidité.

L'antimoine total et dissous de l'eau prélevée pendant les essais de purge des réseaux de distribution a été examiné (Friedman et coll., 2016). Les résultats ont montré de manière constante que les concentrations d'antimoine particulière étaient plus élevées dans les échantillons prélevés durant la purge que dans l'eau en vrac. L'étude indique un manque de mécanismes d'adsorption et de libération de l'antimoine dans le réseau de distribution par rapport à des mécanismes clairs pour l'arsenic des incrustations de fer au tartre de fer et pour le plomb des incrustations de manganèse.

Friedman et coll. (2010) ont identifié plusieurs conditions relatives à la qualité de l'eau qui devraient être contrôlés afin de maintenir la stabilité de l'eau en ce qui trait aux contaminants inorganiques à l'état de traces présents dans les dépôts. Parmi eux se trouvent le pH, le potentiel d'oxydoréduction et les mesures de contrôle de la corrosion. Il est également important d'éviter le mélange non contrôlé des eaux de surface avec des eaux souterraines, et des eaux chlorées avec des eaux chloraminées. Les indicateurs d'une libération potentielle de contaminants

inorganiques à l'état de traces dans le réseau de distribution peuvent comprendre une eau colorée et une turbidité accrue.

Dans une étude menée sur des échantillons de dépôts de calcaire et de sédiments prélevés dans les réseaux de distribution d'eau potable de 20 stations de traitement américaines alimentées par des eaux souterraines, des eaux de surface et des sources d'eau mélangée, l'antimoine était la dixième substance la plus concentrée parmi les 12 substances inorganiques analysées (Friedman et coll., 2010). Les auteurs ont non seulement indiqué que de l'antimoine était présent dans tous les solides, mais aussi que sa concentration était beaucoup plus faible que celle des autres métaux. La concentration médiane d'antimoine de tous les dépôts d'incrustations et les échantillons de sédiments combinés était de $0,14 \mu\text{g/g}$ ($1,4 \times 10^{-5} \%$ en poids), avec un 10e percentile et un 90e percentile de $0,05 \mu\text{g/g}$ ($5 \times 10^{-6} \%$ en poids) et $0,86 \mu\text{g/g}$ ($8,6 \times 10^{-5} \%$ en poids), respectivement. La concentration médiane d'antimoine dans les dépôts d'incrustations et les solides obtenus lors de la purge des bornes d'incendie était de $0,13 \mu\text{g/g}$ et de $0,17 \mu\text{g/g}$ ($1,3 \times 10^{-5} \%$ en poids et de $1,7 \times 10^{-5} \%$ en poids), respectivement. Il a été noté que sur les six échantillons présentant une teneur élevée en antimoine ($> 0,9 \mu\text{g/g}$), il n'y avait pas de points communs évidents avec d'autres contaminants cooccurrents. Les auteurs ont aussi enregistré une masse estimative de 0,1 lb (0,05 kg) d'antimoine accumulée dans une conduite maîtresse d'une longueur de 100 milles (160 km) (pour un diamètre de 12 po [30,5 cm]). Les auteurs ont mentionné que, en théorie, 60 % à 85 % des dépôts d'incrustations devraient être libérés pour dépasser la norme de qualité de l'eau potable de l'U.S. EPA pour l'antimoine, qui est de $0,006 \mu\text{g/L}$. Compte tenu de ces résultats, l'accumulation d'antimoine (et sa libération potentielle) dans les réseaux de distribution n'est pas considérée comme étant importante en regard des autres contaminants inorganiques.

Les dépôts d'incrustations provenant de d'entrées de service en plomb ($N = 5$) allaient de $2,54 \text{ mg/kg}$ à 100 mg/kg , et ceux provenant d'une entrée de service en fer ($N = 1$) étaient de $0,78 \text{ mg/kg}$ (Schock, 2005). Les dépôts dans 23 tuyaux en plomb provenant d'installations plus anciennes (datant de 1880 à 1947, et deux dont les dates étaient inconnues) présentaient un intervalle allant de $11,3 \text{ mg/kg}$ à 292 mg/kg (Kim et Herrara, 2010). Friedman et coll. (2016) ont analysé 13 échantillons obtenus par échantillonnage opportuniste (ceux disponibles, y compris ceux provenant des compteurs d'eau, des canalisations et des filtres) avec un intervalle de 0 à 168 mg/kg . On pense que l'accumulation d'antimoine est attribuable à l'adsorption en surface et à la réaction de coprécipitation avec le Sb(OH)_6^- soluble qui est sous forme anionique au pH généralement observé dans le réseau de distribution (Friedman et coll., 2010).

Clement et Carlson (2004) ont étudié le réseau de distribution du réseau d'eau potable de Park City, en Utah, dont il a été question précédemment (voir les sections 4.2.1.1 et 4.2.1.2). Au moment de cette étude, le réseau d'eau potable était alimenté par plusieurs sources d'eau, dont l'un des tunnels miniers historiques (non précisé). La source d'approvisionnement en eau avait une concentration d'antimoine de $0,0066 \text{ mg/L}$, principalement sous forme soluble, et n'a subi aucun traitement physique, mais a été chlorée avant d'entrer dans le réseau de distribution. Des échantillons du réseau de distribution ont été prélevés lors d'une purge. On a constaté que la concentration d'antimoine continuait d'augmenter dans tout le réseau et atteignait $0,027 \text{ mg/L}$ après dix minutes lorsque l'échantillonnage a été interrompu et que le maximum n'a pas été atteint. La concentration dans l'eau de purge était quatre fois supérieure à celle de l'eau de source. Scanlan (2003) a analysé des échantillons de sédiments provenant d'un réservoir de ce même réseau et a obtenu une teneur moyenne en antimoine de 48 mg/kg . Une autre étude a examiné 45 maisons en utilisant un échantillonnage aléatoire de jour, avec la présence de plomb

dans au moins une partie de la conduite. Un total de 135 échantillons a été recueillis et analysés pour l'antimoine avec une limite de détection de 0,03 µg/L, et les résultats ont montré un maximum de 0,23 µg/L (Deshommes et coll., 2010). Une troisième étude a porté sur 16 conduites d'eau, les 401 échantillons recueillis étaient tous inférieurs la limite de détection au seuil de détection de 0,5 µg/L (Zietz et coll., 2015). Deshommes et coll. (2012) ont étudié 45 robinets dans une grande installation, dont neuf robinets au sous-sol à la limite de détection en raison de leur emplacement et de leur utilisation peu fréquente. L'eau a été échantillonnée après 12 heures de stagnation et les échantillons provenant des robinets du sous-sol présentaient une concentration d'antimoine de 8 µg/L, ce qui, selon les auteurs, était attribuable à la faible fréquence d'utilisation et à l'absence de purge avant l'échantillonnage. Les autres robinets avaient une concentration d'antimoine de 5 µg/L. Les auteurs ont noté une corrélation entre la concentration de plomb et d'antimoine, qui peut être attribuable à la libération de plomb par le laiton et les soudures au plomb.

4.3.2 Relargage de l'antimoine à partir des soudures sans plomb

Les soudures ne contenant pas de plomb sont une source potentielle d'antimoine dans l'eau potable (Fuge et coll., 1992; U.S. EPA, 2006). Deux études ont évalué le relargage de métaux à partir de tuyaux ou de coupons de cuivre avec des soudures sans plomb (étain/antimoine, étain/argent et étain/cuivre/argent) (Subramanian et coll., 1991, 1994). Différentes eaux ont été analysées, et les essais ont été effectués sur de longues périodes pour évaluer le relargage dans différents scénarios. Subramanian et coll. (1991) ont évalué trois eaux circulant dans des tuyaux en cuivre et ont prélevé des échantillons sur une période de 90 jours. Les essais effectués avec de l'eau ultrapure et de l'eau de puits présentaient des concentrations d'antimoine inférieures à la limite de détection de 1,2 µg/L pour toutes les soudures testées. L'essai utilisant l'eau du robinet n'a pas détecté d'antimoine jusqu'au 7e jour, la concentration d'antimoine augmentant ensuite du 14e au 90e jour pour la soudure étain/antimoine. Une autre étude de ces mêmes auteurs utilisant des coupons de cuivre avec diverses soudures sans plomb a été réalisée avec quatre eaux différentes sur une période de 28 jours (Subramanian et coll., 1994). Pour toutes les eaux analysées et tous les types de soudure, la concentration d'antimoine est restée inférieure à la limite de détection de 1,2 µg/L. Ces études ont montré dans l'ensemble qu'il n'y avait pas de relargage de l'antimoine pour la plupart des eaux, à l'exception de l'eau du robinet de Subramanian et coll. (1991) qui présentait un certain relargage de l'antimoine après de longs temps de contact.

L'accumulation de plomb et d'autres métaux lourds dans deux réseaux de distribution a été étudiée (Fuge et coll., 1992). Trois échantillons avaient une teneur en antimoine allant de 0,4 à 1,7 mg/kg. Les auteurs ont déclaré que l'antimoine présent dans les matières solides du tuyau était attribuable aux soudures dans le réseau.

4.3.3 Relargage de l'antimoine à partir de matériaux en laiton

Les éléments de plomberie contenant du laiton utilisés dans les réseaux de distribution ou dans la plomberie des bâtiments peuvent avoir une incidence sur la qualité de l'eau potable. Le laiton sans plomb et le laiton avec plomb contiennent généralement un maximum de 0,25 % d'antimoine et dans certains cas jusqu'à 0,5 % (Sandvig et coll., 2007). Quelques études ont été menées pour déterminer les concentrations d'antimoine après relargage à partir de différents matériaux en laiton (voir le tableau 14) (Sandvig et coll., 2007, 2012; Turković et coll., 2014). Deux des études à l'échelle de banc d'essai n'ont montré aucun relargage de l'antimoine avec

une limite de détection de 6 µg/L (Sandvig et coll., 2007) et de 0,08 µg/L (Turković et coll., 2014). Turković et coll. (2014) ont indiqué que cela pouvait s'expliquer par la faible concentration d'antimoine dans les matériaux étudiés. Une étude utilisant le protocole d'essai de la norme NSF/ANSI 61 a évalué dix dispositifs en laiton sans plomb (Sandvig et coll., 2012). Les tests ont été réalisés à l'aide de 11 eaux, et la plupart ont donné des résultats inférieurs à la limite de détection. Les deux eaux présentant la plus forte fréquence de relargage d'antimoine, jusqu'à 0,4 µg/L, étaient les eaux synthétiques de la section 9 de la norme NSF/ANSI 61, dont l'une était chlorée et l'autre chloraminée.

Tableau 14. Tests de relargage de l'antimoine à partir de matériaux en laiton

Matériau testé	Eaux testées	Procédures de test	Résultats	Référence
7 matériaux en laiton	1. Eau d'essai synthétique de la norme NSF/ANSI 61 (section 9) ^a 2. Solution agressive pour relargage ^b	Tiges de laiton immergées. Protocole « vidange et remplissage ». Eau changée 3 fois/semaine Exposition de 4 semaines	N = 42 Tous les échantillons < 6 ppb (6 µg/L)	Sandvig et coll., (2007)
6 appareils Dispositifs de la norme NSF/ANSI 61 (section 8) ^c	11 eaux d'essai dont le pH et l'alcalinité varient. Soit du chlore, soit de la chloramine.	Protocole de test de la norme NSF/ANSI 61	Cycle de contrôle (N = 66) – Tous < 0,5 µg/L Cycles avec des eaux de test (LD = 0,1 µg/L) : - 14 détections/ N = 198 - Concentration maximale = 0,41 µg/L - 4 dispositifs sans détection pour toutes les eaux - 2 appareils avec détections pour 4 eaux	Sandvig et coll., (2012)
4 dispositifs de la norme NSF/ANSI 61 (section 9) ^d			Cycle de contrôle (N = 32) – Tous < 0,5 µg/L Cycles avec des eaux de test (LD = 0,01 à 0,5 µg/L) : - 19 détections/ N = 96 - Concentration maximale = 0,07 µg/L - 2 dispositifs sans détection pour toutes les eaux - 2 dispositifs avec détections pour 6 eaux	
5 matériaux en laiton (4 sans plomb et 1 avec plomb) Teneur en antimoine : < 0,001 % à 0,003 %	Eau d'essai synthétique de la norme NSF/ANSI 61 (section 9) ^a	Tests de relargage à court terme conformément au protocole de test de la norme NSF/ANSI 61 (section 9)	Limite de détection = 0,08 µg/L Pas de lixiviation de l'antimoine, ce qui, selon les auteurs, pourrait être attribuable à la faible teneur en antimoine des matériaux en laiton.	Turković et coll., (2014)
	5 « eaux du coin » - représentant ~66% de l'eau distribuée	Essais de relargage à long terme (protocole	Limite de détection = 0,08 µg/L Pas de lixiviation de l'antimoine, ce qui, selon les auteurs, pourrait	

Matériaux testés	Eaux testées	Procédures de test	Résultats	Référence
	aux États-Unis et au Canada.	expérimental de la norme DIN EN 15664-1) ^a Période de 26 semaines	être attribuable à la faible teneur en antimoine des matériaux en laiton.	

ANSI – American National Standards Institute; LD – limite de détection; N – taille de l'échantillon; NSF – NSF International.

^a Eau d'essai synthétique de la norme NSF/ANSI 61 (section 9) : alcalinité de 500 mg/L (\pm 25 mg/L) sous forme de CaCO₃; pH de 8,0 (\pm 0,5); et chlore libre dosé à une concentration de 2,0 mg/L (\pm 0,05 mg/L).

^b Solution agressive pour relargage : synthétique; alcalinité de 10 mg/L sous forme de CaCO₃; pH de 7,4; et chloramines : 4,0 mg/L Cl₂.

^c Les dispositifs de la section 8 sont des dispositifs norme NSF indique : sur conduite (p. ex. compteurs d'eau, vannes de bâtiment).

^d Les dispositifs de la section 9 sont des dispositifs d'extrémité (p. ex. fontaines d'eau potable, robinets).

^e Simulation réaliste des conditions de fonctionnement d'une conduite en cul-de-sac et du comportement de consommation à un robinet de cuisine.

4.4 Gestion des résidus

Les technologies de traitement peuvent générer une variété de résidus contenant de l'antimoine (p. ex. eau de lavage à contre-courant, eau/concentré de rejet, déchets du média). On devrait consulter les autorités appropriées pour s'assurer que l'élimination des déchets liquides et solides résiduels provenant du traitement de l'eau potable est conforme à la réglementation applicable. On peut obtenir des recommandations auprès d'autres sources (CCME, 2003; 2007).

5.0 Stratégies de gestion

Tous les responsables des réseaux de distribution d'eau potable en eau potable devraient mettre en œuvre une approche de gestion des risques, comme l'approche de la source au robinet ou du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour assurer la salubrité de l'eau (CCME, 2004; OMS, 2011, 2017). Ces approches exigent une évaluation du réseau pour caractériser la source d'approvisionnement en eau; décrire les procédés de traitement qui préviennent ou diminuent la contamination; déterminer les conditions pouvant mener à une contamination et mettre en œuvre des mesures de contrôle. Une surveillance opérationnelle est alors établie et des protocoles opérationnels ou de gestion sont institués (p. ex. procédures opérationnelles standardisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). Une surveillance de la conformité est établie, ainsi que d'autres protocoles permettant de valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont mis en œuvre (p. ex. tenue de registre, satisfaction des consommateurs). Les opérateurs doivent aussi recevoir une formation pour assurer en tout temps l'efficacité du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (Smeets et coll., 2009).

5.1 Stratégies de contrôle

Dans les sources d'approvisionnement en eau présentant des concentrations d'antimoine supérieures au seuil acceptable, une option de traitement dont il a été question dans la section 4.2 peut être mise en œuvre, ou des stratégies de non-traitement (p. ex. mélange) ou d'autres sources d'approvisionnement en eau peuvent être envisagées. Lorsque l'option d'une technologie de traitement est retenue, le dérivé d'antimoine doit être identifié et des essais pilotes sont recommandés pour s'assurer que l'eau peut être traitée avec succès et que la conception du

procédé est établie. Il faut accorder une attention particulière à la qualité de l'eau provenant d'une nouvelle source avant d'apporter tout changement (passage à une autre source, mélange ou raccordement) à une source d'approvisionnement en eau existante. Ainsi, si l'eau de la nouvelle source est plus dure, elle peut entraîner un relargage du plomb ou du cuivre dans le réseau de distribution.

Comme il est difficile de maîtriser l'accumulation et la libération d'antimoine et d'autres contaminants préoccupants pour la santé dans le réseau de distribution, la stratégie de contrôle devrait permettre de réduire au minimum la concentration d'antimoine qui entre dans le réseau de distribution à partir de la station de traitement. Généralement, le réseau de distribution devrait être géré de manière à ce que l'eau potable se rende de la station de traitement au point de consommation avec le moins de perte de qualité possible. Étant donné que les sources d'approvisionnement en eau, les stations de traitement et les réseaux de distribution peuvent différer considérablement, une stratégie de contrôle spécifique au réseau sera nécessaire.

5.2 Surveillance

5.2.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau

Il faut effectuer une analyse des sources d'eau pour déterminer si elles contiennent de l'antimoine. La surveillance de la source d'eau doit être effectuée chaque année. Les autorités peuvent envisager une surveillance réduite lorsqu'il a été démontré que l'antimoine n'est pas présent ou qu'un traitement approprié est en place.

5.2.2 Traitement

Lorsqu'un traitement est nécessaire pour enlever l'antimoine, une surveillance opérationnelle doit être mise en place pour confirmer que le processus de traitement fonctionne comme prévu (c.-à-d. des échantillons appariés d'eau de la source et d'eau traitée pour confirmer l'efficacité du traitement). La fréquence de cette surveillance dépendra du procédé de traitement. Par exemple, si l'adsorption est utilisée, il faut effectuer une surveillance au moins trimestrielle ou utiliser une méthode d'estimation des VL jusqu'au point de percée pour prévoir le remplacement du média.

5.2.3 Surveillance de la conformité

Lorsqu'un procédé de traitement est en place pour l'enlèvement de l'antimoine, il est recommandé de mener une surveillance de la conformité pour l'antimoine total, à tout le moins chaque année, afin de confirmer que la CMA n'est pas dépassée. Les échantillons devraient être prélevés après le traitement, mais avant la distribution (généralement au point d'entrée du réseau de distribution), puis analysés par un laboratoire accrédité.

5.2.4 Réseau de distribution

Comme toute substance inorganique, l'antimoine peut s'accumuler dans les réseaux de distribution et être libéré par la suite. Par conséquent, il faut aussi exercer une surveillance tout le long des réseaux de distribution lorsque la présence d'antimoine a été ou est habituellement observée dans l'eau non traitée ou distribuée. Les programmes de surveillance doivent être conçus en fonction de chaque réseau d'eau potable particulier, afin qu'il soit possible de vérifier que les stratégies de surveillance fonctionnent comme prévu et doivent prendre en compte les facteurs de risque de concentration élevée d'antimoine dans le réseau d'eau potable. Les facteurs qui influencent l'accumulation et la mobilisation tels que des changements des propriétés chimiques de l'eau et des perturbations physiques/hydrauliques dans le réseau de distribution,

pourraient servir d'indicateurs de la fréquence de surveillance des libérations d'antimoine, ainsi que des endroits où exercer une telle surveillance.

Il faut exercer une surveillance de l'antimoine total et des autres contaminants (p. ex. fer, manganèse, arsenic, plomb) lorsque la qualité de l'eau change ou que des perturbations physiques se produisent dans le réseau. La libération d'antimoine et d'autres contaminants peut être indiqué par un changement de couleur de l'eau ou une augmentation de la turbidité résultant de la libération de dépôts ou d'incrustations présents sur les parois des tuyaux. La fréquence et l'emplacement des sites de surveillance de l'antimoine dans le réseau de distribution, incluant un échantillonnage au robinet, doivent tenir compte de l'accumulation propre au site et des facteurs de risques de libération. Cependant, même si l'eau ne change pas de couleur, il ne faut pas l'interpréter comme une absence de libération de métaux.

La fréquence des activités de surveillance peut être moindre pour les responsables des réseaux de distribution d'eau potable dont les données de base indiquent l'absence d'antimoine dans le réseau de distribution.

5.2.5 Résidentiel

Les propriétaires qui possèdent des puits privés sont encouragés à faire vérifier la présence d'antimoine total dans leur eau, afin de s'assurer que la concentration dans leur source d'approvisionnement est inférieure à la CMA. De plus, les propriétaires de puits privés qui utilisent des dispositifs de traitement résidentiel doivent régulièrement faire vérifier l'eau qui entre dans le dispositif ainsi que l'eau traitée pour s'assurer de l'efficacité du dispositif.

6.0 Considérations internationales

D'autres organisations nationales et internationales disposent de lignes directrices, de normes et/ou de valeurs recommandées pour l'antimoine dans l'eau potable. Les variations de ces valeurs peuvent s'expliquer par l'âge des évaluations ou par les différences de politiques et d'approches, notamment par le choix de l'étude clé et l'utilisation de différents taux de consommation, poids corporels et facteurs d'attribution liés à la source.

Tableau 15. Comparaison des valeurs internationales relatives à l'antimoine dans l'eau potable

Organisation (année)	Valeur (mg/L)	Effet principal (référence)	NOAEL/LOAEL (mg/kg p.c. par jour)	FI	AQA (mg/kg p.c. par jour)	p.c. (kg)	Apport en eau potable (L/d)	FA (%)
Santé Canada – CMA proposée (2022)	0,006	Effets sur le foie : anisocaryose; modifications biochimiques liées à des modifications histologiques du foie (Poon et coll., 1998).	0,06 (NOAEL)	300	0,0002	74	1,53	30
U.S. EPA – MCL (1992; 2018)	0,006	Diminution de la durée de vie, augmentation de la	0,43 (DMENO)	1 000	0,0004 (RfD)	70	2	40

Organisation (année)	Valeur (mg/L)	Effet principal (référence)	NOAEL/ LOAEL (mg/kg p.c. par jour)	FI	AQA (mg/kg p.c. par jour)	p.c. (kg)	Apport en eau potable (L/d)	FA (%)
		glycémie et du cholestérol (Schroeder, 1970).						
OMS (2003)	0,02	Réduction du gain de poids corporel et de la consommation d'eau et de nourriture chez les rats (Poon et coll., 1998).	6 (NOAEL)	1 000	0,006	60	2	10
Australie (NHMRC et NRMMC, 2011)	0,003	Diminution de la durée de vie, modification de la glycémie et du cholestérol (Schroeder, 1970).	0,43 (DMEO)	500	n.d.	70	2	10
UE (2020)	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

AQA – apport quotidien acceptable; CMA – concentration maximale acceptable; FA – facteur d'attribution; FI – Facteur d'incertitude; LOAEL – dose minimale avec effet nocif observé; LOEL – dose minimale avec effet observé; MCL – Maximum Contaminant level (concentration maximale de contaminant; l'équivalent d'une CMA); n.d. – non disponible; NOAEL – dose sans effet nocif observé; RfD – dose de référence.

7.0 Justification de la concentration maximale acceptable

L'antimoine est naturellement présent dans l'environnement sous la forme de composés organiques et inorganiques. L'antimoine pénètre dans l'environnement à partir d'émissions naturelles et d'activités anthropiques; la combustion du charbon, l'exploitation minière et les opérations de fonte sont les sources les plus importantes de rejets provenant des activités anthropiques. L'antimoine peut être présent dans l'eau potable en raison des soudures de plomberie dans les réseaux de distribution d'eau potable.

L'exposition orale à l'antimoine peut induire des effets indésirables principalement sur le tractus gastro-intestinal et le foie. Des effets indésirables sur les reins, le système cardiovasculaire, le métabolisme et le développement ont également été signalés dans la littérature.

Le calcul de la VBS de 0,003 mg/L (3 ug/L) est basé sur une forme d'antimoine qui est plus soluble (et donc plus biodisponible) que les formes présentes dans l'eau potable. Par conséquent, la réduction de la CMA actuelle de 0,006 mg/L (6 ug/L) à la VBS révisée ne devrait pas préserver davantage la santé. Compte tenu de ce fait et des difficultés de traitement prévues associées à la diminution de la CMA, en particulier pour les puits privés et les petits systèmes, le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable propose une approche de gestion du risque qui maintiendrait la CMA à 0,006 mg/L (6 µg/L) pour l'antimoine dans l'eau potable.

La CMA proposée devrait protéger contre toutes les formes d'antimoine présentes dans l'eau potable. Dans le cadre de son processus continu de révision des recommandations, Santé Canada continuera de suivre les nouvelles recherches à ce sujet et recommandera au besoin toute modification jugée appropriée au présent document technique.

8.0 Références

- ACIA (2016). 2012–2014 Antimoine dans certains aliments. Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa, Canada. Disponible à <https://inspection.canada.ca/food-safety-for-industry/food-chemistry-and-microbiology/food-safety-testing-bulletin-and-reports/antimony-in-selected-foods/eng/1645636000965/1645636001387> (accès en septembre 2022).
- Adam, G.K., Abdulla, M.A., Ahmed, A.A. et Adam, I. (2009). Maternal and perinatal outcomes of visceral leishmaniasis (kala-azar) treated with sodium stibogluconate in eastern Sudan. *Int. J. Gynaecol. Obstet.*, 107(3): 208–210.
- AGAT Laboratories Ltd. (2019a). Communication personnelle avec A. Sekera. Calgary, AB.
- AGAT Laboratories Ltd. (2019b). Communication personnelle avec S. Ortiz. Edmonton, AB.
- AGAT Laboratories Ltd. (2019c). Communication personnelle avec M. Kellosalmi. Burnaby, BC.
- Alvarez, M., Malecot, C.O., Gannier, F. et Lignon, J.M. (2005). Antimony-induced cardiomyopathy in guineapig and protection by L-carnitine. *Br. J. Pharmacol.*, 144(1): 17–27.
- Andersen, E.M., Cruz-Saldarriaga, M., Llanos-Cuentas, A., Luz-Cjuno, M., Echevarria, J., Miranda-Verastegui, C., Colina, O. et Berman, J.D. (2005). Comparison of meglumine antimoniate and pentamidine for peruvian cutaneous leishmaniasis. *Am J Trop Med Hyg* 72, 133–137.
- Anderson, C.G. (2012). The metallurgy of antimony. *Antimony. Geochemistry*, 72: 3–8.
- Andrewes, P. et Cullen, W.R. (2003). Organoantimony compounds in the environment. In: *Organometallic compounds in the environment*. Craig, P.J. (ed.). 2nd. John Wiley & Sons, Chichester, England. DOI: 10.1002/0470867868, pp. 277–303.
- Andrewes, P., Kitchin, K.T. et Wallace, K. (2004). Plasmid DNA damage caused by stibine and trimethylstibine. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 194(1): 41–48.
- APHA, AWWA et WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Ed. (Online version). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Disponible à <https://www.standardmethods.org/>
- ASTM (2016). ASTM D5673–16 Standard test method for elements in water by inductively coupled Plasma—Mass spectrometry. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania.
- ATSDR (2019). Toxicological Profile for Antimony and compounds. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponible à <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=332&tid=58>
- AWWA (2017). Internal Corrosion Control in Water Distribution Systems: Manual of Water Supply Practices, M58. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO.
- Bailly, R., Lauwerys, R., Buchet, J.P., Mahieu, P. et Konings, J. (1991). Experimental and human studies on antimony metabolism: Their relevance for the biological monitoring of workers exposed to inorganic antimony. *Br. J. Ind. Med.*, 48(2): 93–97.
- Barloková, D., Ilavsky, J. et Munka, K. (2017). Removal of antimony from water using GEH sorption material at different filter bed volumes. Anonymous Lithuania.

- Barrera, C., Lopez, S., Aguilar, L., Mereado, L. et Bravo, M. (2016). Pentavalent antimony uptake pathway through erythrocyte membranes: molecular and atomic fluorescence approaches. *Anal Bioanal Chem* 408: 2937–2944.
- Belzile, N., Chen, Y. et Filella, M. (2011). Human exposure to antimony: I. sources and intake. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 41(14): 1309–1373.
- Bento, D.B., de Souza, B., Steckert, A.V., Dias, R.O., Leffa, D.D., Moreno, S.E., Petronilho, F., de Andrade, V.M., Dal-Pizzol, F. et Romao, P.R. (2013). Oxidative stress in mice treated with antileishmanial meglumine antimoniate. *Res. Vet. Sci.*, 95(3): 1134–1141.
- Borborema, S.E., Osso Jr, J.A., Andrade Jr, H.F. et Nascimento, N. (2013). Biodistribution of meglumine antimoniate in healthy and leishmania (leishmania) infantum chagasi-infected BALB/c mice. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 108(5): 623–630.
- British Columbia Ministry of Health (2019). Communication personnelle avec D. Fishwick.
- Cai, Y., Li, L. et Zhang, H. (2015). Kinetic modeling of pH-dependent antimony (V) sorption and transport in iron oxide-coated sand. *Chemosphere*, 138: 758–764.
- Carneado, S., Hernandez-Nataren, E., Lopez-Sanchez, J.F. et Sahuquillo, A. (2015). Migration of antimony from polyethylene terephthalate used in mineral water bottles. *Food Chem.*, 166: 544–550.
- CCME (2003). Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- CCME (2004). De la source au robinet : guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- CCME (2007). Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- CCN (2020). Répertoire des organismes de certification accrédités de produits, de processus et de services. Conseil canadien des normes, Ottawa, Ontario. Disponible à <https://www.scc.ca/fr/accreditation/certification-de-produits-procedes-et-services/reperoire-des-organismes-de-certification-accrediates>
- CH2M (2016). Judge and Spiro tunnels mining – influenced water treatment evaluation: draft pilot testing report, CH2M Hill Engineering, Inc., Taylorsville, UT.
- Chen, R., Chen, J., Cheng, S., Qin, J., Li, W., Zhang, L., Jiao, H., Yu, X., Zhang, X., Lahn, B.T. et Xiang, A.P. (2010). Assessment of embryotoxicity of compounds in cosmetics by the embryonic stem cell test. *Toxicol. Mech. Methods*, 20(3): 112–118.
- Choe, S.Y., Kim, S.J., Kim, H.G., Lee, J.H., Choi, Y., Lee, H. et Kim, Y. (2003). Evaluation of estrogenicity of major heavy metals. *Sci. Total Environ.*, 312(1-3): 15–21.
- Clement, B. et Carlson, G. (2004). Contaminant accumulation in the distribution system: Case histories [citée dans U.S. EPA, 2006].
- Coelho, D.R., De-Carvalho, R.R., Rocha, R.C.C., Saint'Pierre, T.D. et Paumgartten, F.J.R. (2014b). Effects of in utero and lactational exposure to SbV on rat neurobehavioral development and fertility. *Reproductive Toxicology*, 50(Supplement C): 98–107.
- Coelho, D.R., Miranda, E.S., Saint'Pierre, T.D. et Paumgartten, F.J. (2014a). Tissue distribution of residual antimony in rats treated with multiple doses of meglumine antimoniate. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 109(4): 420–427.

Cooper, R.G. et Harrison, A.P. (2009). The exposure to and health effects of antimony. Indian J. Occup. Environ. Med., 13(1): 3–10.

Cruz, A., Rainey, P.M., Herwaldt, B.L., Stagni, G., Palacios, R., Trujillo, R. et Saravia, N.G. (2007). Pharmacokinetics of antimony in children treated for leishmaniasis with meglumine antimoniate. J. Infect. Dis., 195(4): 602–608.

Cumming, L.J., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2009). Arsenic and antimony removal from drinking water by adsorptive media U.S. EPA demonstration project at South Truckee Meadows General Improvement District (STMGID), NV Final performance evaluation report. Water Supply and Water Resources Division. National Risk Management Research Laboratory, EPA/600/R-09/016, Cincinnati, Ohio.

Dubre, P.D. (2006). Metalloestrogens: An emerging class of inorganic xenoestrogens with potential to add to the oestrogenic burden of the human breast. J. Appl. Toxicol., 26(3): 191–197.

Deng, R.-., Jin, C.-., Ren, B.-., Hou, B.-. et Hursthouse, A.S. (2017). The potential for the treatment of antimony-containing wastewater by iron-based adsorbents. Water (Switzerland), 9(10).

Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S., Cartier, C. et Prévost, M. (2010). Source and occurrence of particulate lead in tap water. Water Res., 44(12): 3734–3744.

Deshommes, E., Nour, S., Richer, B., Cartier, C. et Prévost, M. (2012). POU devices in large buildings: Lead removal and water quality. J. AWWA: E282-E297.

Développement durable Manitoba (2019). Communication personnelle avec Dr. H.D. Coulibaly.

DFG (2007). Antimony and its inorganic compounds* (inhalable fraction). The MAK-Collection Part I: MAK value documentations, vol. 23. DFG, deutsche forschungsgemeinschaft. ISBN: 978-3-527-31595-6. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co., KGaA, Weinheim.

Du, X., Qu, F., Liang, H., Li, K., Yu, H., Bai, L. et Li, G. (2014). Removal of antimony (III) from polluted surface water using a hybrid coagulation-flocculation-ultrafiltration (CF-UF) process. Chem. Eng. J., 254: 293–301.

Dzamitika, S.A., Falcao, C.A., de Oliveira, F.B., Marbeuf, C., Garnier-Suillerot, A., Demicheli, C., Rossi-Bergmann, B. et Frezard, F. (2006). Role of residual Sb(III) in meglumine antimoniate cytotoxicity and MRP1-mediated resistance. Chem. Biol. Interact., 160(3): 217–224.

ECCC (2010). Évaluation préalable pour le Défi concernant Trioxyde de diantimoine (oxyde d'antimoine). Environnement et Changement climatique Canada. Disponible à https://www.ec.gc.ca/ese-ees/9889ABB5-3396-435B-8428-F270074EA2A7/batch9_1309-64-4_fr.pdf

ECCC (2017). Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme. Environnement et Changement climatique Canada. Disponible à <https://donnees.ec.gc.ca/data/substances/monitor/national-long-term-water-quality-monitoring-data/?lang=fr>.

ECCC et Santé Canada (2020). Évaluation préalable - Substances contenant de l'antimoine. Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada. Gouvernement du Canada, Ottawa, Canada. Disponible à <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/pded/antimony-containing-substances/FSAR-Antimony-FR.pdf>

ECHA (2014). Sodium hexahydroooxotimonate. CAS RN 33908-66-6. L'Agence européenne des produits chimiques.[accès en avril 2019].

Edel, J., Marafante, E., Sabbioni, E. et Manzo, L. (1983). Metabolic behaviour of inorganic forms of antimony in the rat. Heavy Met Environ Int Conf 4th 1: 574–577.

- Ettler, V., Mihaljevic, M., Sebek, O. et Nechutny, Z. (2007). Antimony availability in highly polluted soils and sediments - a comparison of single extractions. *Chemosphere*, 68(3): 455–463.
- Felicetti, S.W., Thomas, R.G. et McClellan, R.O. (1974). Metabolism of two valence states of inhaled antimony in hamsters. *Am Ind Hyg Assoc J* 35: 292–300.
- Filella, M., Williams, P.A. et Belzile, N. (2009). Antimony in the environment: Knowns and unknowns. *Environmental Chemistry*, 6: 95–105.
- Filella, M. et Williams, P.A. (2010). Antimony biomethylation in culture media revisited in the light of solubility and chemical speciation considerations. *Environ. Toxicol.*, 25(5): 431–439.
- Forns, J., Fort, M., Casas, M., Caceres, A., Guxens, M., Gascon, M., Garcia-Estebar, R., Julvez, J., Grimalt, J.O. et Sunyer, J. (2014). Exposure to metals during pregnancy and neuropsychological development at the age of 4 years. *Neurotoxicology*, 40: 16–22.
- Franke, E.D., Wignall, F.S., Cruz, M.E., Rosales, E., Tovar, A.A., Lucas, C.M., LlanosCuentas, A. et Berman, J.D. (1990). Efficacy and toxicity of sodium stibogluconate for mucosal leishmaniasis. *Ann Inter Med* 113, 934–940.
- Frezard, F., Demicheli, C., Ferreira, C.S. et Costa, M.A. (2001). Glutathione-induced conversion of pentavalent antimony to trivalent antimony in meglumine antimoniate. *Antimicrob. Agents Chemother.*, 45(3): 913–916.
- Frezard, F., Demicheli, C. et Ribeiro, R.R. (2009). Pentavalent antimonials: New perspectives for old drugs. *Molecules*, 14(7): 2317–2336.
- Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L., Larsen, G., Young, A., Korshin, G.V. et Peng, C.Y. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water systems scales and sediments. Water Research Foundation, Denver, Colorado.
- Friedman, M.J., Hill, A.S., Booth, S., Hallett, M., McNeill, L., McLean, J., Stevens, D., Sorensen, D., Hammer, T., Kent, W., De Haan, M., MacArthur, K. et Mitchell, K. (2016). Metals accumulation and release within the distribution system: evaluation and mitigation. Report 4509. Water Research Foundation, Denver, Colorado.
- Friedrich, K., Vieira, F.A., Porrozzzi, R., Marchevsky, R.S., Miekeley, N., Grimaldi, G., Jr et Paumgartten, F.J. (2012). Disposition of antimony in rhesus monkeys infected with leishmania braziliensis and treated with meglumine antimoniate. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 75(2): 63–75.
- Fuge, R., Pearce, N.J.G. et Perkins, W.T. (1992). Unusual sources of aluminium and heavy metals in potable waters. *Environ. Geochem. Health*, 14(1): 15–18.
- Garbarino, J.R. et Struzeski, T.M. (1998). Methods of analysis by the US Geological Survey National Water Quality Laboratory - Determination of elements in whole-water digests using inductively coupled plasma-optical emission spectrometry and inductively coupled plasma-mass spectrometry. United States Geological Survey, Denver, Colorado (Report No. 98-165). Disponible à <http://nwql.usgs.gov/pubs/OFR/OFR-98-165.pdf>
- Gerhardsson, L., Brune, D., Nordberg, G.F. et Wester, P.O. (1982). Antimony in lung, liver and kidney tissue from deceased smelter workers. *Scand. J. Work Environ. Health*, 8(3): 201–208.
- Gerhardsson, L., Brune, D., Nordberg, G.F. et Wester, P.O. (1988). Multielemental assay of tissues of deceased smelter workers and controls. *Sci. Total Environ.*, 74: 97–110.
- Guo, X., Wu, Z. et He, M. (2009). Removal of antimony(V) and antimony(III) from drinking water by coagulation-flocculation-sedimentation (CFS). *Water Res.*, 43(17): 4327–4335.

- Guo, X., Wu, Z., He, M., Meng, X., Jin, X., Qiu, N. et Zhang, J. (2014). Adsorption of antimony onto iron oxyhydroxides: Adsorption behavior and surface structure. *J. Hazard. Mater.*, 276: 339–345.
- Guo, W., Fu, Z., Wang, H., Liu, S., Wu, F. et Giesy, J.P. (2018). Removal of antimonate (Sb(V)) and antimonite (Sb(III)) from aqueous solutions by coagulation-flocculation-sedimentation (CFS): Dependence on influencing factors and insights into removal mechanisms. *Sci. Total Environ.*, 644: 1277–1285.
- Gupta, S., Raychaudhury, B. et Datta, S.C. (2009). Host peroxisomal properties are not restored to normal after treatment of visceral leishmaniasis with sodium antimony gluconate. *Exp Parasitol* 123, 140–145.
- Hammond, C.R. et Lide, D.R. (2019). "The elements," in CRC Handbook of Chemistry and Physics, 100th edition (internet version 2019), John R. Rumble, ed., CRC Press/Taylor & Francis, Boca Raton, FL. pp. 1–7.
- Hashemzaei, M., Pourahmad, J., Safaeinejad, F., Tabrizian, K., Akbari, F., Bagheri, G., Hosseini, M.-J. et Shahraki, J. (2015). Antimony induces oxidative stress and cell death in normal hepatocytes. *Toxicol Environ Chem*, 97(2): 256–265.
- He, Z., Liu, R., Liu, H. et Qu, J. (2015). Adsorption of Sb(III) and Sb(V) on freshly prepared ferric hydroxide (FeOxHy). *Environ. Eng. Sci.*, 32(2): 95–102.
- Hepburn, N.C., Siddique, I., Howie, A.F., Beckett, G.J. et Hayes, P.C. (1993). Hepatotoxicity of sodium stibogluconate in leishmaniasis. *Lancet*, 342(8865): 238–239.
- Hepburn, N.C., Siddique, I., Howie, A.F., Beckett, G.J. et Hayes, P.C. (1994). Hepatotoxicity of sodium stibogluconate therapy for american cutaneous leishmaniasis. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg.*, 88(4): 453–455.
- Herath, I., Vithanage, M. et Bundschuh, J. (2017). Antimony as a global dilemma: Geochemistry, mobility, fate and transport. *Environ. Pollut.*, 223: 545–559.
- Hext, P.M., Pinto, P.J. et Rimmel, B.A. (1999). Subchronic feeding study of antimony trioxide in rats. *J. Appl. Toxicol.*, 19(3): 205–209.
- Hjortenkrans, D.S., Bergback, B.G. et Haggerud, A.V. (2007). Metal emissions from brake linings and tires: Case studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environ. Sci. Technol.*, 41(15): 5224–5230.
- Hockmann, K., Tandy, S., Lenz, M., Reiser, R., Conesa, H.M., Keller, M., Studer, B. et Schulin, R. (2015). Antimony retention and release from drained and waterlogged shooting range soil under field conditions. *Chemosphere*, 134: 536–543.
- Hopper, J.F. et Barrie, L.A. (1988). Regional and background aerosol trace elemental composition observed in eastern Canada. *Tellus*, 40B 446–462.
- Howe, C.G., Claus Henn, B., Farzan, S.F., Habre, R., Eckel, S.P., Grubbs, B.H., Chavez, T.A., Faham, D., Al-Marayati, L., Lerner, D., Quimby, A., Twogood, S., Richards, M.J., Meeker, J.D., Bastain, T.M. et Breton, C.V. (2021). Prenatal metal mixtures and fetal size in mid-pregnancy in the MADRES study. *Environ Res.* 196:110388.
- CIRC (1989). Antimony trioxide and antimony trisulfide. vol. 47. International Agency for Research on Cancer (ed.). IPCS. INCHEM, p. 291-.
- ICRP (1981). Limits on intakes of radionuclides for workers. ICRP Publication 30, Part 3. International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP 6(2/3).
- ICRP (1995). Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides, Part 3. Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 69. International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP 25(1).

ICRP (2017). Occupational intakes of radionuclides: Part3. ICRP publication 137. International Commission on Radiological Protection. Annals of the ICRP, 46(3/4). Disponible à https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_46_3-4

Iffland, R. et Bösche, G. (1987). Therapie und klinisch-toxikologische Verlaufskontrolle einer Brechweinstein-Vergiftung durch ein Ameisenvernichtungsmittel bei einem Kind. [Therapy and clinical-toxicological development and control of a child's poisoning with emetic tartar from an anticide.] Monatsschrift für Kinderheilkunde. 135: 227–230.

Ilavský, J., Barloková, D., Hudec, P. et Munka, K. (2014). Iron-based sorption materials for the removal of antimony from water. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 63(6): 518–524.

Ilavský, J., Barloková, D., Hudec, P. et Munka, K. (2015). READ-As and GEH sorption materials for the removal of antimony from water. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 15(3): 525–532.

Ilgen, A.G., Majs, F., Barker, A.J., Douglas, T.A. et Trainor, T.P. (2014). Oxidation and mobilization of metallic antimony in aqueous systems with simulated groundwater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 132: 16–30.

Imai, K. et Nakamura, M. (2006). In vitro embryotoxicity testing of metals for dental use by differentiation of embryonic stem cell test. *Congenit Anom (Kyoto)*, 46(1): 34–38.

Inam, M.A., Khan, R., Park, D.R., Lee, Y.-. et Yeom, I.T. (2018). Removal of Sb(III) and Sb(V) by ferric chloride coagulation: Implications of Fe solubility. *Water (Switzerland)*, 10(4): 418.

Inam, M.A., Khan, R., Park, D.R., Khan, S., Uddin, A. et Yeom, I.T. (2019). Complexation of antimony with natural organic matter: Performance evaluation during coagulation-flocculation process. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16(7): 1–16.

INRP (2017). Antimoine (et ses composés). L'Inventaire national des rejets de polluants. Gouvernement du Canada. Disponible à <https://pollution-dechets.canada.ca/inventaire-national-rejets>

Kang, M., Kawasaki, M., Tamada, S., Kamei, T. et Magara, Y. (2000). Effect of pH on the removal of arsenic and antimony using reverse osmosis membranes. *Desalination*, 131(1-3): 293–298.

Kang, M., Kamei, T. et Magara, Y. (2003). Comparing polyaluminum chloride and ferric chloride for antimony removal. *Water Res.*, 37(17): 4171–4179.

Kato, K.C., Morais-Teixeira, E., Reis, P.G., Silva-Barcellos, N.M., Salaun, P., Campos, P.P., Dias Correa-Junior, J., Rabello, A., Demicheli, C. et Frezard, F. (2014). Hepatotoxicity of pentavalent antimonial drug: Possible role of residual Sb(III) and protective effect of ascorbic acid. *Antimicrob. Agents Chemother.*, 58(1): 481–488.

Khosravi, A., Sharifi, I., Tavakkoli, H., Derakhshanfar, A., Keyhani, A.R., Salari, Z., Mosallanejad, S.S. et Bamorovat, M. (2018). Embryonic toxicopathological effects of meglumine antimoniate using a chick embryo model. *PLoS One*, 13(5): e0196424.

Kim, E.J. et Herrera, J.E. (2010). Characteristics of lead corrosion scales formed during drinking water distribution and their potential influence on the release of lead and other contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 44(16): 6054–6061.

Kip, A.E., Schellens, J.H.M., Beijnen, J.H. et Dorlo, T.P.C. (2017). Clinical pharmacokinetics of systemically administered antileishmanial drugs. *Clin. Pharmacokinet.*

Kobayashi, A. et Ogra, Y. (2009). Metabolism of tellurium, antimony and germanium simultaneously administered to rats. *J Toxicol Sci* 34(3): 295–303.

Krishnan, K. et Carrier, R. (2008). Approaches for evaluating the relevance of multiroute exposures in establishing guideline values for drinking water contaminants. *J. Environ. Sci. Health. C. Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev.*, 26(3): 300–316.

Lauwers, L.F., Roelants, A., Rosseel, P.M., Heyndrickx, B. et Baute, L. (1990). Oral antimony intoxications in man. *Crit. Care Med.*, 18(3): 324–326.

Lecureur, V., Lagadic-Gossmann, D. et Fardel, O. (2002a). Potassium antimony tartrate induces reactive oxygen species-related apoptosis in human myeloid leukemic HL60 cells. *Int. J. Oncol.*, 20(5): 1071–1076.

Lecureur, V., Le Thiec, A., Le Meur, A., Amiot, L., Drenou, B., Bernard, M., Lamy, T., Fauchet, R. et Fardel, O. (2002b). Potassium antimony tartrate induces caspase- and reactive oxygen species-dependent apoptosis in lymphoid tumoral cells. *Br. J. Haematol.*, 119(3): 608–615.

Leuz, A.-K., Mönch, H. et Johnson, C.A. (2006). Sorption of Sb(III) and Sb(V) to goethite: Influence on Sb(III) oxidation and mobilization. *Environ. Sci. Technol.*, 40(23): 7277–7282.

Lewis, R.J. (2012). *Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials*. 12th Edition. Wiley-Interscience, Wiley & Sons, Inc. Hoboken, NJ. p. V2: 338.

Li, A., Zhuang, T., Shi, J., Liang, Y. et Song, M. (2019). Heavy metals in maternal and cord blood in beijing and their efficiency of placental transfer. *J. Environ. Sci. (China)*, 80: 99–106.

Lippincott, S.W., Ellerbrook, L.D., Rhee, M., et Mason, P. (1947). A study of the distribution and fate of antimony when used as tartar emetic and fuadin in the treatment of American soldiers with Schistosomiasis japonica. *J Clin Invest* 26(3): 370–378.

López, S., Aguilar, L., Mercado, L., Bravo, M. et Quiroz, W. (2015). Sb(V) Reactivity with Human Blood Components: Redox Effects. *PLoS ONE* 10(1). 1–12.

Ma, B., Wang, X., Liu, R., Jefferson, W.A., Lan, H., Liu, H. et Qu, J. (2017a). Synergistic process using Fe hydrolytic flocs and ultrafiltration membrane for enhanced antimony(V) removal. *J. Membr. Sci.*, 537: 93–100.

Ma, B., Wang, X., Liu, R., Qi, Z., Jefferson, W.A., Lan, H., Liu, H. et Qu, J. (2017b). Enhanced antimony(V) removal using synergistic effects of Fe hydrolytic flocs and ultrafiltration membrane with sludge discharge evaluation. *Water Res.*, 121: 171–177.

McCallum, R.I. (2005). Occupational exposure to antimony compounds. *J. Environ. Monit.*, 7(12): 1245–1250.

McKee, J.E. et Wolf, H.W. (1963). Water quality criteria. 2nd edition. Resources Agency of California, State Water Quality Control Board. pp. 138–139.

Miao, Y., Han, F., Pan, B., Niu, Y., Nie, G. et Lv, L. (2014). Antimony(V) removal from water by hydrated ferric oxides supported by calcite sand and polymeric anion exchanger. *J. Environ. Sci.*, 26(2): 307–314.

Miekeley, N., Mortari, S.R. et Schubach, A.O. (2002). Monitoring of total antimony and its species by ICP-MS and on-line ion chromatography in biological samples from patients treated for leishmaniasis. *Anal. Bioanal. Chem.* 372: 495–502.

Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard (2019). Communication personnelle avec G. Somers.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2019). Communication personnelle avec P. Cantin.

Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (2019). Communication personnelle avec K. Gould.

Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (2019). Communication personnelle avec S. Deshpande.

Miranda, E.S., Miekeley, N., De-Carvalho, R.R. et Paumgartten, F.J. (2006). Developmental toxicity of meglumine antimoniate and transplacental transfer of antimony in the rat. *Reprod. Toxicol.*, 21(3): 292–300.

Mitrakas, M., Mantha, Z., Tzollas, N., Stylianou, S., Katsoyiannis, I. et Zouboulis, A. (2018). Removal of antimony species, Sb(III)/Sb(V), from water by using iron coagulants. *Water (Switzerland)*, 10(10).

Mlika, R.B., Hamida, M.B., Hammami, H., Jannet, S.B., Badri, T., Fenniche, S. et Mokhtar, I. (2012). Should we continue to indicate meglumine antimoniate as first-line treatment for cutaneous leishmaniasis in Tunisia. *Dermat. Ther.* 25: 615–618.

Mueller, M., Balasegaram, M., Kouummuki, Y., Ritmeijer, K., Santana, M.R. et Davidson, R. (2006). A comparison of liposomal amphotericin B with sodium stibogluconate for the treatment of visceral leishmaniasis in pregnancy in sudan. *J. Antimicrob. Chemother.*, 58(4): 811–815.

Multani, R.S., Feldmann, T. et Demopoulos, G.P. (2016). Antimony in the metallurgical industry: A review of its chemistry and environmental stabilization options. *Hydrometallurgy*, 164(Supplement C): 141–153.

Najm, I., Clark, T. et Hanson, K. (2010). Performance & cost of a full-scale antimony removal plant. AWWA WQTC & Exposition, Savannah, GA.

Najm, I., Romero, O., Gallagher, B., DeHaan, M., Busch, C., Swaim, P. et Emerson, B. (2017). Heavy metals removal to ultra-low levels – a bench-scale study. AWWA ACE, Philadelphia, PA.

Newfoundland and Labrador Department of Municipal Affairs and Environment (2019). Communication personnelle avec H. Khan.

Newton, P.E., Bolte, H. F., Daly, I.W., Pillsbury, B.D., Terrill, J.B., Drew, R.T., Ben-Dyke, R., Sheldon, A.W. et Rubin, L.F. (1994). Subchronic and chronic inhalation toxicity of antimony trioxide in the rat. *Fundam. Appl. Toxicol.* 22(4): 561–576.

NHMRC and NRMMC (2011). Australian drinking water guidelines - paper 6, version 3.5 updated August 2018. National Water Quality Management Strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council. Commonwealth of Australia, Canberra.

Nova Scotia Environment (2019). Communication personnelle avec A. Polegato.

NSF International (2021a). NSF/ANSI Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2021b). NSF/ANSI Standard 62: Drinking water distillation systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2021c). NSF/ANSI/CAN Standard 61: Drinking water system components—health effects. NSF International/American National Standards Institute/Standards Council of Canada, Ann Arbor, Michigan

NSF International (2021d). NSF/ANSI/CAN Standard 60: Drinking water treatment chemicals – health effects. NSF International/American National Standards Institute/Standards Council of Canada, Ann Arbor, Michigan

NTP (1992). NTP report on the toxicity studies of antimony potassium tartrate in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water and intraperitoneal injection studies). NTP TOX 11. National Toxicological Program. National Institutes of Health (NIH), No 92-3130, Research Triangle Park, NC.

NTP (2018). Report on carcinogens. National Toxicology Program. National Institute of Environmental Health Sciences. U.S. Department of Health and Human Services, Monograph on Antimony Trioxide.

OEHHA (2016). Public Health Goal for Antimony in drinking water. Office of Environmental Health Hazard Assessment. California Environmental Protection Agency, U.S.A. Disponible à https://oehha.ca.gov/media/downloads/water/chemicals/phg/antimonyphg092316_0.pdf

Okkenhaug, G., Zhu, Y.G., He, J., Li, X., Luo, L. et Mulder, J. (2012). Antimony (Sb) and arsenic (As) in Sb mining impacted paddy soil from xikuangshan, china: Differences in mechanisms controlling soil sequestration and uptake in rice. Environ. Sci. Technol., 46(6): 3155–3162.

Oliveira, A.L., Brustoloni, Y.M., Fernandes, T.D., Dorval, M.E., Cunha, R.V. et Bóia, M.N. (2009). Severe adverse reactions to meglumine antimoniate in the treatment of visceral leishmaniasis: a report of 13 cases in the southwestern region of Brazil. Trop. Doct. 39: 180–182.

Oliveira, L.F., Schubach, A.O., Martins, M.M., Passos, S.L., Oliveira, R.V., Marzochi, M.C. et Andrade, C.A. (2011). Systematic review of the adverse effects of cutaneous leishmaniasis treatment in the NewWorld. Acta Trop. 118: 87–96.

OMS (2003). Antimony in drinking-water. Background document for development of WHO *guidelines for drinking-water quality* (en anglais seulement). Organisation mondiale de la Santé. WHO/SDE/WSH/03.04/74.

OMS (2011). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition (en anglais seulement). Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Disponible à <https://www.who.int/publications/i/item/9789241548151>

OMS (2017). Planifier la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour l'approvisionnement en eau des petites communautés : recommandations pour la gestion par étapes des risques liés à l'approvisionnement en eau potable des petites communautés. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Disponible à <https://apps.who.int/iris/handle/10665/258755>

Omura, M., Tanaka, A., Hirata, M. et Inoue, N. (2002). Testicular toxicity evaluation of two antimony compounds, antimony trioxide and antimony potassium tartrate, in rats and mice. Environ. Health. Prev. Med., 7(1): 15–18.

Oorts, K., Smolders, E., Degryse, F., Buekers, J., Gasco, G., Cornelis, G. et Mertens, J. (2008). Solubility and toxicity of antimony trioxide (Sb₂O₃) in soil. Environ. Sci. Technol., 42(12): 4378–4383.

Paracel Laboratories Ltd. (2019). Communication personnelle avec D. Robertson. Ottawa, ON.

Paumgartten, F.J. et Chahoud, I. (2001). Embryotoxicity of meglumine antimoniate in the rat. Reprod. Toxicol., 15(3): 327–331.

Pieper, K. (2021). Dept. Civil & Environmental Engineering, Northeastern University. Personal communication.

Poon, R., Chu, I., Lecavalier, P., Valli, V.E., Foster, W., Gupta, S. et Thomas, B. (1998). Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water. Food Chem. Toxicol., 36(1): 21–35.

Porquet, A. et Filella, M. (2007). Structural evidence of the similarity of Sb(OH)₃ and As(OH)₃ with glycerol: Implications for their uptake. Chem. Res. Toxicol., 20(9): 1269–1276.

Qi, P. et Pichler, T. (2016). Sequential and simultaneous adsorption of Sb(III) and Sb(V) on ferrihydrite: Implications for oxidation and competition. Chemosphere, 145: 55–60.

Qi, P. et Pichler, T. (2017). Competitive adsorption of As(III), As(V), Sb(III) and Sb(V) onto ferrihydrite in multi-component systems: Implications for mobility and distribution. *J. Hazard. Mater.*, 330: 142–148.

Quiroz, W., Aguilar, L., Barría, M., Veneciano, J., Martínez, D., Bravo, M., Lobos, M.G. et Mercado, L. (2013). Sb(V) and Sb(III) distribution in human erythrocytes: Speciation methodology and the influence of temperature, time and anticoagulants. *Talanta* 115: 902–910.

Reimann, C., Matschullat, J., Birke, M. et Salminen, R. (2010). Antimony in the environment: Lessons from geochemical mapping. *Applied Geochemistry*, 25(2): 175–198.

Ribeiro, R.R., Ferreira, W.A., Martins, P.S., Neto, R.L.M., Rocha, O.G.F., Le Moyec, L., Demichelis, C. et Frézard, F. (2010). Prolonged absorption of antimony(V) by the oral route from non-inclusion meglumine antimoniate-beta-cyclodextrin conjugates. *Biopharm Drug Dispos* 31(2-3): 109–119.

Roper, S.C. et Stupart, L. (2006). The in vitro percutaneous absorption of antimony trioxide through human skin. *Charles River Laboratories Rep No. 25985*. 2006; pp 1–112. Charles River Laboratories, Edinburgh. As cited in EU (2008).

Saenz, R.E., de Rodriguez, C.G., Johnson, C.M. et Berman, J.D. (1991). Efficacy and toxicity of pentostam against Panamanian mucosal leishmaniasis. *Am. J. Tro. Med. Hyg.* 44: 394–398.

Sandvig, A., Boyd, G., Kirmeyer, G., Edwards, M., Triantafyllidou, S. et Murphy, B.M. (2007). Performance and Metal Release of Non-Leaded Brass Meters, Components, and Fittings. AWWA Research Foundation (Denver, Colorado) and EPA (Washington D.C.).

Sandvig, A., Martel, K., Beggs, K., Jaffe Murray, A., Greiner, P., Kneen, K., McLellan, C., Bennet, D. et Terrell, J. (2012). Is NSF 61 Relevant for Chloraminating Utilities? Water Research Foundation, 4243, Denver, Colorado.

Santé Canada (2013). Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada : Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 2 (2009 à 2011). SC Pub. : 130020.

Santé Canada (2015). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique — Le pH, Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario), (Numéro de catalogue H144-28/2016F-PDF).

Santé Canada (2017). Communication personnelle avec Anca-Maria Tugulea, Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale.

Santé Canada (2020). L'Étude Canadienne sur l'alimentation totale - micro éléments 1993-2018. Disponible à <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/83934503-cfae-4773-b258-e336896c2c53>

Saskatchewan Water Security Agency (2019). Communication personnelle avec S. Ferris.

Sazakli, E., Zouvelou, S.V., Kalavrouziotis, I. et Leotsinidis, M. (2015). Arsenic and antimony removal from drinking water by adsorption on granular ferric oxide. *Water Sci. Technol.*, 71(4): 622–629.

Scanlan, L. (2003). Distribution system water quality changes: A challenge. Proc. 2003 AWWA ann. conf. [citéé dans U.S. EPA, 2006].

Schock, M.R. (2005). Distribution systems as reservoirs and reactors for inorganic contaminants. In: Distribution system water quality challenges in the 21st century: A strategic guide. MacPhee, M.J. (ed.). AWWA, pp. 105.

Schock, M. et Lytle, D. (2011). Chapter 20: Internal corrosion and deposition control. In: Water quality and treatment: a handbook on drinking water, 6th edition. J.K. Edzwald (ed.). McGraw Hill and American Water Works Association, Denver, Colorado.

Schroeder, H.A., Mitchener, M. et Nason, A.P. (1970). Zirconium, niobium, antimony, vanadium and lead in rats: Life term studies. *J. Nutr.*, 100(1): 59–68.

Scinicariello, F. et Buser, M.C. (2016). Urinary antimony and leukocyte telomere length: An analysis of NHANES 1999–2002. *Environ. Res.*, 150: 513–518.

Services aux Autochtones Canada (2019). Communication personnelle avec X. Redhead.

Shotyk, W., Krachler, M. et Chen, B. (2006). Contamination of Canadian and European bottled waters with antimony from PET containers. *J. Environ. Monit.*, 8(2): 288–292.

Skeaff, J.M., Beaudoin, R., Wang, R. et Joyce, B. (2013). Transformation/dissolution examination of antimony and antimony compounds with speciation of the transformation/dissolution solutions. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 9(1): 98–113.

Smeets, P.W.M.H., Medema, G.J. et van Dijk, J.C. (2009). The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drink. Water Eng. Sci.*, 2: 1–14.

Subramanian, K.S., Connor, J.W. et Meranger, J.C. (1991). Leaching of antimony, cadmium, copper, lead, silver, tin and zinc from copper piping with non-lead-based soldered joints. *J. Environ. Sci. Health Part A Environ. Sci. Eng. Toxic Hazard. Subst. Control*, 26(6): 911–929.

Subramanian, K.S., Connor, J.W. et Sastri, V.S. (1994). Drinking water quality: Impact of non-lead-based plumbing solders. *Toxicol. Environ. Chem.*, 44(1-2): 11–20.

Sunagawa, S. (1981). Experimental studies on antimony poisoning [author's translation]. *Igaku Kenkyu* 3:129–142. [citée dans ECCC et Santé Canada, 2020].

Sundar, S. et Chakravarty, J. (2010). Antimony toxicity. *Int. J. Environ. Res. Public. Health.*, 7(12): 4267–4277.

Swaim, P., Busch, C. et DeHaan, M. (2017). Removal of heavy metals to ultra-low levels with conventional treatment technologies: pilot-scale demonstration. AWWA, ACE 2017 Philadelphia, PA.

Sztajnkrycer, M.D. (2017). Antimony and Nickel. In: *Critical care toxicology*. chap. 79. Brent, J.e.a. (ed.). AG 2017. Springer International Publishing. DOI 10.1007/978-3-319-17900-1_46, pp. 1619–1637.

Tirmenstein, M.A., Plews, P.I., Walker, C.V., Woolery, M.D., Wey, H.E. et Toraason, M.A. (1995). Antimony-induced oxidative stress and toxicity in cultured cardiac myocytes. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 130(1): 41–47.

Turković, R., Werner, W. et Klinger, J. (2014). The Performance of nonleaded brass materials. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Tylenda, C.A., Sullivan, D.W. et Fowler, B.A. (2015). Antimony. In: *Handbook on the toxicology of metals* - chapter 27. Nordberg, G.F., Fowler, B.A. and Nordberg, M. (eds.). 4th. Academic Press, San Diego, pp. 565–579.

UE (2008). European Union Risk Assessment Report: Diantimony Trioxide. Disponible à <https://echa.europa.eu/documents/10162/553c71a9-5b5c-488b-9666-adc3af5cdf5f>

UE (2020). Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). Disponible à <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184&from=FR>

U.S. EPA (1992). Drinking water criteria document for antimony (final report). United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. January 1992. Disponible à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/901H0800.PDF?Dockey=901H0800.PDF>

U.S. EPA (1994a). Method 200.8 revision 5.4 Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1994b). Method 200.9 revision 2.2 Determination of trace elements by stabilized temperature graphite furnace atomic absorption. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Office of Research and Development. EPA, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1998). Small system compliance technology list for the non-microbial contaminants regulated before 1996. Office of Water. EPA 815-R-98-002.

U.S. EPA (2003). Method 200.5 revision 4.2 Determination of trace elements in drinking water by axially viewed inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry. National Exposure Research Laboratory. Office of Research and Development. EPA 600-R-06-115, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (2006). Inorganic contaminant accumulation in potable water distribution systems. Office of Water. Office of Ground Water and Drinking Water. Washington, DC.

U.S. EPA (2014). Method 6020B revision 2. Inductively coupled plasma - mass spectrometry. SW-846 Online: Test Methods Update V available online at: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium#6000series>.

U.S. EPA (2012). Radionuclides in Drinking Water, Compliance Options: Treatment Technology Descriptions. Disponible à <http://cfpub.epa.gov/safewater/radionuclides/radionuclides.cfm>

U.S. EPA (2018). 2018 edition of the drinking water standards and health advisories. Office of Water. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 822-F-18-001, Washington, DC.

U.S. GS (2016). 2016 Minerals yearbook. Antimony. [advance release]. U.S. Geological Survey and U.S. Department of the Interior. Disponible à <https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/myb1-2016-antim.pdf>

U.S. GS (2020). Mineral commodity summaries. U.S. Geological Survey and U.S. Department of the Interior. Disponible à <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2021/mcs2021.pdf>

Valli, V.E., Poon, R., Chu, I., Gupta, S. et Thomas, B.H. (2000). Comment: Subchronic/Chronic Toxicity of Antimony Potassium Tartrate. *Reg Toxicol and Pharm* 32, 337–338.

Vigeh, M., Yunesian, M., Matsukawa, T., Shamsipour, M., Jедди, M.Z., Rastkari, N., Hassanvand, M.S., Shariat, M., Kashani, H., Pirjani, R., Effatpanah, M., Shirazi, M., Shariatpanahi, G., Ohtani, K. et Yokoyama, K. (2021). Prenatal blood levels of some toxic metals and the risk of spontaneous abortion. *J Environ Health Sci Eng*. 2021 Feb 26;19(1): 357–363.

Wang, L., Lewis, G.M. et Chen, A.S.C. (2011). Arsenic and antimony removal from drinking water by point-of-entry reverse osmosis coupled with dual plumbing distribution U.S. EPA Demonstration Project at Carmel Elementary School in Carmel, ME Final performance evaluation report. Water Supply and Water Resources Division. National Risk Management Research Laboratory EPA/600/R-11/026, Cincinnati, Ohio.

Westerhoff, P., Prapaipong, P., Shock, E. et Hillaireau, A. (2008). Antimony leaching from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. *Water Res.*, 42(3): 551–556.

Wise, E.S., Armstrong, M.S., Watson, J. et Lockwood, D.N. (2012). Monitoring toxicity associated with parenteral sodium stibogluconate in the day-case management of returned travelers with New World cutaneous leishmaniasis. *PLoS Negl. Trop. Dis.* 6:e1688.

Wu, Z., He, M., Guo, X. et Zhou, R. (2010). Removal of antimony (III) and antimony (V) from drinking water by ferric chloride coagulation: Competing ion effect and the mechanism analysis. *Sep. Purif. Technol.*, 76(2): 184–190.

Xi, J., He, M., Wang, K. et Zhang, G. (2013). Adsorption of antimony(III) on goethite in the presence of competitive anions. *J. Geochem. Explor.*, 132: 201–208.

Zietz, B.P., Richter, K., Laß, J., Suchenwirth, R. et Huppmann, R. (2015). Release of metals from different sections of domestic drinking water installations. *Water Qual. Expos. Health*, 7(2): 193–204.

Annexe A - Liste des abréviations

AH	acide humique
ANSI	American National Standards Institute
AQA	Apport quotidien acceptable
As	arsenic
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CCN	Conseil canadien des normes
CF	chlorure de fer(III)relargage
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMA	concentration maximale acceptable
DL50	dose létale médiane relargage
DRO	dérivé réactif de l'oxygène
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
Fe	fer
Fe(OH) ₃	hydroxyde de fer (III)
GI	gastro-intestinal
ICP-MS	spectrométrie de masse à plasma inductif
LD	limite de détection
LDM	limite de détection de la méthode
LOAEL	dose minimale avec effet nocif observé
LOEL	dose minimale avec effet observé
Mn	manganèse
MON	matière organique naturelle
N	taille de l'échantillon
n.d.	non disponible
n° du CAS	numéro de registre du Chemical Abstract Service
NOAEL	dose sans effet nocif observé
NSF	NSF International
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment (U.S. EPA – Californie)
OI	osmose inverse
OMS	Organisation mondiale de la Santé
p.c.	poids corporel
Pb	plomb
PD	point de départ
PET	polyéthylène de téréphthalate
PTM	pression transmembranaire
Sb	antimoine
Sb(III)	antimoine trivalent
Sb(V)	antimoine pentavalent
SDM	seuil de déclaration de la méthode
TAP	tartrate d'antimoine et de potassium
TiO ₂	dioxyde de titane
TOA	trioxyde d'antimoine
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency (États-Unis)
uTN	unité de turbidité néphélémétrique

VBS	valeur basée sur la santé
VL	volume du lit

Annexe B : Données sur la qualité des eaux au Canada

Tableau B-1. Concentrations d'antimoine total dans certains bassins hydrographiques du Canada, tirées des données de surveillance à long terme d'Environnement Canada (2000–2015)

Région	Bassin fluvial	Nombre d'échantillons	Nombre de détections ^a	Médiane (µg/L)	Moyenne (µg/L)	90e percentile (µg/L)	Maximum (µg/L)
Est	Littoral – Maritimes	2 139	1 669	0,03	0,03	0,05	0,29
	Terre-Neuve-et-Labrador	2 138	1 669	0,015	0,0365	0,093	1,41
	Côte-Nord – Gaspé	52	51	0,007	0,0095	0,021	0,057
	Saint John – St. Croix	158	156	0,04	0,0436	0,06	0,22
Centre	Winnipeg	109	109	0,059	0,0635	0,076	0,181
Prairies	Assiniboine-Rouge	1 036	1 035	0,27	0,2938	0,4423	3,00
	Churchill	346	346	0,024	0,0318	0,0433	0,861
	Bas Saskatchewan – Nelson	448	448	0,1335	0,1415	0,1941	0,398
	Missouri	145	145	0,116	0,1303	0,2082	0,431
	Saskatchewan Nord	545	540	0,081	0,0969	0,2342	0,438
	Saskatchewan Sud	880	874	0,037	0,0796	0,1858	1,04
Pacific	Colombia	4 191	4 135	0,047	0,0617	0,119	0,693
	Fraser	3 944	3 916	0,047	0,051	0,083	3,39
	Okanagan – Similkameen	1 076	1 070	0,053	0,0555	0,069	0,495
	Côte du Pacifique	2 931	2 903	0,022	0,0589	0,142	1,32
	Peace – Athabasca	817	809	0,069	0,0892	0,1852	0,952
Arctique	Côte arctique	220	201	0,019	0,0443	0,1258	0,581
	Keewatin – Sud de l'île de Baffin	66	63	0,01	0,0324	0,1095	0,215
	Bas Mackenzie	1 415	1 409	0,116	0,1495	0,255	6,72
	Yukon	807	807	0,102	0,1251	0,1882	0,967

Source : ECCC (2017).

^a Limite de détection de la méthode = 0,001–0,41 µg/L.

Tableau B-2. Concentrations d'antimoine total pour certaines études de surveillance des eaux souterraines dans les provinces canadiennes

Secteur de compétence (LDM en µg/L)	Années	Source	Détections /échantillons	% de détections	Moyenne (µg/L)	90e percentile (µg/L)	Maximum (µg/L)
Colombie-Britannique ¹ (0,02 à 1)	2014–2018	Eau du robinet non traitée ainsi que des échantillons provenant	31/64	48	0,96	0,55	11,80

Secteur de compétence (LDM en µg/L)	Années	Source	Détections /échantillons	% de détections	Moyenne (µg/L)	90e percentile (µg/L)	Maximum (µg/L)
		de lieux perturbés (p. ex. des mines)					
Manitoba ² (0,1 à 2)	2000–2018	Puits de production et d'observation	330/646	51	0,50	0,70	26,00
Nouvelle-Écosse ³ (2)	1990–2019	Études sur les eaux souterraines	45/1 886	2,4	NC	< LD	89,00
Québec ⁴ (0,1 à 6)	1941–2014	Divers projets de recherche (possibilité d'échantillonnage dans les eaux souterraines de mauvaise qualité)	82/909	9,0	NC	< LD	9 400

LD – Limite de détection; < LD – Sous la limite de détection (90e percentile avec < 10 % détecté); LDM – limite de détection de la méthode NC – Non calculé (lorsque le % de détection est < 40 %).

¹ Ministère de la Santé de la Colombie-Britannique (2019).

² Service de l'eau potable du Manitoba (2019). Les données vont de 2000 à 2018.

³ Ministère de l'Environnement et du Changement climatique de la Nouvelle-Écosse (2019).

⁴ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2019).