



Ébauche du document de conseils sur l'amiante dans l'eau potable

Document de conseils
aux fins de consultation publique

Période de consultation se termine le
24 mars 2026



Health
Canada Santé
Canada

Canada

Document de conseils sur l'amiante dans l'eau potable

Document pour consultation publique

La période de consultation se termine le : 24 mars 2026

Objectif de la consultation

Le présent document a été élaboré dans le but de fournir aux organismes de réglementation et aux décideurs des conseils sur l'amiante dans les approvisionnements en eau potable au Canada.

Ce document est mis à disposition pendant une période de consultation de 60 jours. Veuillez envoyer vos commentaires (avec justification à l'appui, le cas échéant) à Santé Canada par courriel : water-consultations-eau@hc-sc.gc.ca

Santé Canada doit recevoir tous les commentaires avant le 24 mars 2026. 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 qui ne veulent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il est à noter que le présent document de conseils sur l'amiante sera révisé après l'analyse des commentaires reçus, et qu'un document de conseils final sera ensuite publié. Le présent document devrait être considéré strictement comme une ébauche pour commentaires.

Renseignements généraux sur le document de conseils

La responsabilité première du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP) est de collaborer avec Santé Canada pour élaborer et mettre à jour les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (RQEPC). Ce rôle a évolué au fil des ans, de sorte que Santé Canada et le CEP élaborent aussi des documents de conseils. Ces documents fournissent des conseils sur des questions liées à la qualité de l'eau potable pour des substances ne nécessitant pas l'établissement d'une *Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada*.

Il existe deux cas dans lesquels Santé Canada pourrait décider d'élaborer un document de conseils en collaboration avec le CEP. Le premier cas est pour fournir des conseils opérationnels ou de gestion liés à des questions précises concernant l'eau potable (par exemple, avis d'ébullition de l'eau, contrôle de la corrosion), auquel cas le document ne fournirait qu'une quantité limitée de renseignements scientifiques ou d'information relative à l'évaluation des risques pour la santé.

Le deuxième cas est pour rendre disponible l'information relative à l'évaluation des risques lorsque l'établissement d'une recommandation n'est pas jugé nécessaire. On établit des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* expressément pour les substances qui satisfont à tous les critères suivants :

1. l'exposition à la substance pourrait entraîner des effets néfastes sur la santé
2. la substance est fréquemment détectée dans un grand nombre d'approvisionnements en eau potable du Canada ou on pourrait s'attendre à ce qu'elle le soit
3. la concentration à laquelle la substance est détectée ou à laquelle on pourrait s'attendre à la déceler est susceptible d'avoir des effets sur la santé

Si une substance d'intérêt ne satisfait pas à tous ces critères, Santé Canada, en collaboration avec le CEP, peut décider de ne pas établir de recommandation chiffrée ou de ne pas élaborer de document technique. Dans ce cas, un document de conseils peut être rédigé.

Les documents de conseils passent par un processus semblable à celui des documents techniques de recommandation, y compris des consultations publiques par l'entremise du site Web de Santé Canada. Ils sont proposés à titre d'information pour les autorités responsables en matière d'eau potable et, dans certains cas, pour fournir des conseils en cas de déversement ou d'autres situations d'urgence.

Résumé

L'amiante peut pénétrer dans l'eau potable à partir de sources naturelles (érosion et ruissellement à la surface des sols et des roches), d'émissions provenant d'activités humaines (comme l'exploitation minière) et par libération à partir de vieux tuyaux en amiante-ciment (A-C) en usage dans les réseaux de distribution. Les fibres d'amiante ne dégagent pas d'odeur ou de goût perceptible, ne se dissolvent pas dans l'eau et ne s'évaporent pas. Il y a peu de données canadiennes, mais celles-ci indiquent qu'on n'a pas détecté d'amiante dans la plupart des échantillons. Il n'est pas recommandé de fixer une concentration maximale acceptable (CMA) pour l'amiante dans l'eau potable, en raison de l'absence de données cohérentes et convaincantes indiquant que l'exposition par voie orale à l'amiante cause des effets néfastes chez l'humain ou les animaux.

Compte tenu des préoccupations du public et l'objectif de minimiser la charge de particules dans l'eau potable traitée, afin d'assurer l'opération efficace du réseau de distribution, il est recommandé de mettre en œuvre des pratiques exemplaires pour réduire au minimum les concentrations de fibres d'amiante dans l'eau potable. La surveillance de l'amiante peut aider à évaluer l'état des tuyaux en A-C et éclairer la planification du remplacement des infrastructures.

Santé Canada a terminé son examen de l'amiante dans l'eau potable. Ce document de conseils a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP) et tient compte de l'information disponible sur l'amiante dans le contexte de l'exposition par l'eau potable.

Évaluation

Les effets sur la santé de l'amiante découlant de l'exposition par inhalation sont bien établis et sont largement étudiés. En revanche, les résultats des études sur l'exposition par voie orale n'ont pas clairement démontré des effets néfastes sur la santé lorsqu'on examine le poids de la preuve et la rigueur des études disponibles. Ce document de conseils présente une évaluation des études réalisées chez l'humain et les animaux disponibles où il est question d'exposition par voie orale à l'amiante dans l'eau potable.

Divers facteurs influent sur la toxicité de l'amiante, y compris la durée et la fréquence d'exposition, les concentrations tissulaires au fil du temps, la persistance des fibres dans le tissu (influencée par l'absorption, la répartition et la clairance des fibres), la susceptibilité individuelle et surtout, le type et la taille des fibres. La physiologie du tube digestif affecte aussi la toxicité. L'acidité stomachale favorise la dégradation de certaines fibres d'amiante (chrysotile) en fibres plus petites et moins toxiques, alors que la barrière muqueuse intestinale et les jonctions serrées cellulaires réduisent la pénétration et l'absorption des fibres. D'après les études menées chez l'humain et les animaux, la quasi-totalité des fibres d'amiante ingérées (plus de 99 %) traversent le système digestif et sont excrétées dans les 48 heures. De plus, les rares fibres qui traversent la barrière intestinale ont généralement une longueur inférieure à 1 µm, une taille qu'on ne considère pas comme étant cancérogène.

Il existe des méthodes standardisées pour l'analyse de l'amiante dans la source d'approvisionnement en eau et dans l'eau potable. Il n'y a toutefois pas de laboratoires accrédités qui effectuent l'analyse de l'amiante dans l'eau potable au Canada.

À l'échelle municipale, les procédés conventionnels de coagulation et de filtration sont efficaces pour enlever les fibres d'amiante de la source d'approvisionnement en eau. En effet, si on optimise les procédés de coagulation et de filtration, on peut enlever plus de 99 % des fibres d'amiante. À l'échelle résidentielle et à petite échelle, il existe actuellement des dispositifs de traitement certifiés pour l'enlèvement des fibres d'amiante dans l'eau potable. Les technologies de traitement disponibles certifiées conformes aux normes NSF pour enlever les fibres d'amiante comprennent les filtres au charbon et les systèmes de traitement par osmose inverse (OI) .

Les conduites principales peuvent être en A-C. La plupart des conduites principales en A-C sont installées depuis plusieurs décennies (des années 1940 jusqu'à la fin des années 1970; les produits contenant de l'amiante sont interdits au Canada depuis 2018) et sont à la fin de leur durée de vie utile, ou sont près de l'être. Les conduites principales en A-C existantes se détériorent avec le temps, et l'érosion du matériau des tuyaux peut mener à la libération de fibres d'amiante, à la perte de stabilité mécanique et possiblement à la rupture de tuyaux. La corrosion, ou la dissolution, ainsi que le débit (faible ou élevé) et la qualité de l'eau (faible pH, eau douce et concentrations élevées de sulfates) ont une incidence sur l'intégrité des tuyaux en A-C, et peuvent également mener à la libération de fibres d'amiante.

Il n'est pas recommandé de fixer une CMA pour l'amiante dans l'eau potable, en raison de l'absence de données cohérentes et convaincantes indiquant que l'exposition par voie orale à l'amiante cause des effets néfastes chez l'humain et les animaux. En raison de limites importantes dans la conception des études et de l'absence d'effets clairs sur la santé, il n'y a pas suffisamment de données disponibles sur l'exposition par voie orale à l'amiante pour déterminer une valeur basée sur la santé. De plus, les fibres d'amiante présentes dans l'eau potable sont généralement plus petites que celles considérées comme préoccupantes pour la santé humaine et plus de 99 % des fibres dans l'eau potable sont excrétées après ingestion.

Table des matières

Document de conseils sur l'amiante dans l'eau potable	1
Objectif de la consultation	1
Renseignements généraux sur le document de conseils	1
Résumé	2
Partie A. Conseils sur l'amiante dans les approvisionnements en eau potable	7
A.1 Portée et objectif	7
A.2 Application	7
A.2.1 Introduction	7
A.2.2 Considérations relatives à la santé	8
A.2.3 Considérations relatives à la gestion	8
Partie B. Informations complémentaires	10
B.1 Considérations relatives à l'exposition	10
B.1.1 Identité, utilisation, sources et devenir environnemental	10
B.1.2 Exposition	12
B.1.3 Considérations liées aux changements climatiques	18
A.1 Effets sur la santé	19
B.2.1 Effets chez les humains	19
B.2.2 Effets chez les animaux de laboratoire	27
B.2.3 Effets <i>in vitro</i>	32
B.2.4 Absorption, métabolisme, distribution et excrétion	33
B.2.5 Génotoxicité et cancérogénicité	34
B.2.6 Mode d'action	35
B.3 Évaluation des risques	38
B.4 Méthodes analytiques	40
B.4.1 Méthodes standardisées	40
B.4.2 Conservation et préparation des échantillons	41
B.5 Considérations relatives au traitement	41
B.5.1 Traitement à l'échelle municipale	42
B.5.2 Traitement à l'échelle résidentielle	48
B.5.3 Considérations relatives au réseau de distribution	49
B.5.4 Gestion des résidus	54

B.6 Stratégies de gestion	54
B.6.1 Stratégies de contrôle.....	54
B.6.2 Surveillance	55
B.7 Considérations internationales.....	57
Partie C. Références, abréviations et annexes	59
C.1 Références.....	59
C.2 Abréviations	70
C.3 Annexe A	71

Partie A. Conseils sur l'amiante dans les approvisionnements en eau potable

A.1 Portée et objectif

L'objectif du présent document est de fournir des conseils sur les considérations relatives à la santé liées à l'exposition à l'amiante par l'eau potable. Il donne de l'information sur la manière dont les personnes au Canada sont exposées à l'amiante dans l'eau potable et résume les données sur la santé les plus récentes provenant d'études sur l'ingestion menées chez l'humain et les animaux. Il décrit des stratégies de traitement pour enlever l'amiante naturellement présent. Ce document aborde également les stratégies de gestion pour évaluer la libération de fibres d'amiante des tuyaux en amiante-ciment (A-C) et déterminer l'exposition potentielle, la perte de stabilité mécanique dans ces tuyaux, ainsi que le potentiel de rupture des tuyaux.

A.2 Application

A.2.1 Introduction

Le terme « amiante » désigne une famille de six minéraux fibreux à base de silicates naturels faisant partie des groupes des serpentines ou des amphiboles, d'après leurs propriétés physiques et chimiques. Le chrysotile, qui est le seul membre du groupe des serpentines, a des fibres flexibles et courbées. La crocidolite, l'amosite, l'actinolite, l'anthophyllite ainsi que la trémolite appartiennent au groupe des amphiboles, qui ont des fibres rigides et droites. Les fibres d'amiante ne dégagent pas d'odeur ou de goût perceptible, ne se dissolvent pas dans l'eau et ne sont pas volatiles.

L'eau potable et l'air sont les principales sources d'exposition potentielles pour la population canadienne. L'amiante peut se retrouver dans les sources d'eau potable à la suite de l'érosion et du ruissellement de dépôts naturels dans le sol et la roche dans certaines zones géologiques ou d'émissions provenant d'activités humaines. Des fibres d'amiante peuvent aussi être présentes dans l'eau potable en tant que contaminant post-traitement en raison de la dégradation des tuyaux de distribution d'eau en A-C ou de la désintégration des matériaux de toiture en amiante lorsqu'on recueille de l'eau de pluie dans des citernes. Il peut y avoir de faibles quantités de fibres d'amiante dans l'air extérieur ambiant, à des concentrations plus élevées dans les régions urbaines et les emplacements à proximité de sources industrielles que dans les régions rurales. Il peut également y avoir de faibles concentrations d'amiante dans l'air intérieur. Dans le passé, les plus importantes sources d'exposition à l'amiante étaient l'exposition chronique par inhalation en milieu de travail, comme les activités d'extraction et de broyage des minéraux d'amiante, la fabrication de produits contenant de l'amiante, les industries de la construction et de l'automobile, ainsi que l'industrie de l'enlèvement de l'amiante. Les aliments peuvent aussi contenir des fibres d'amiante s'ils sont contaminés par des particules de sol, des poussières ou des saletés qui en renferment. Toutefois, peu d'études ont été menées sur la présence de fibres d'amiante dans les aliments.

A.2.2 Considérations relatives à la santé

Divers facteurs influent sur la toxicité de l'amiante, y compris la durée et la fréquence d'exposition, les concentrations tissulaires au fil du temps, la persistance des fibres dans le tissu (influencée par l'absorption, la répartition et la clairance des fibres), la susceptibilité individuelle et le type et la taille des fibres. La taille des fibres est le plus important déterminant du pouvoir cancérogène; en effet, il a été montré que les fibres d'une longueur supérieure à 5 µm et d'une largeur inférieure à 0,25 µm sont plus toxiques. La physiologie du tube digestif affecte aussi la toxicité. L'acidité stomacale favorise la dégradation de certaines fibres d'amiante (chrysotile) en fibres plus petites et moins toxiques, alors que la barrière muqueuse intestinale et les jonctions serrées cellulaires réduisent la pénétration et l'absorption des fibres. D'après les études menées chez l'humain et les animaux, la quasi-totalité des fibres d'amiante ingérées (plus de 99 %) traversent le système digestif et sont excrétées dans les 48 heures. De plus, les rares fibres qui traversent la barrière intestinale ont généralement une longueur inférieure à 1 µm, une taille qu'on ne considère pas comme étant cancérogène.

Les risques pour la santé associés à l'amiante inhalé sont bien connus. L'amiante est reconnu comme substance cancérogène lorsqu'il est inhalé. En effet, l'amiante cause le mésothéliome et d'autres cancers, y compris les cancers du poumon, du larynx et des ovaires. L'exposition par inhalation en milieu de travail a aussi été associée à des cancers du côlon, de l'estomac et du pharynx. Cependant, il n'a pas été clairement établi que l'exposition orale à l'amiante cause des effets adverses chez l'humain et les animaux. Dans l'ensemble, les données sur l'exposition orale chez l'humain et les animaux sont insuffisantes pour appuyer une analyse dose-réponse et pour déterminer un point de départ, que ce soit pour les effets cancérogènes ou non cancérogènes, en raison de limites importantes dans la conception de toutes les études disponibles ainsi que de l'absence d'effets clairs sur la santé. De plus, il n'est pas recommandé d'effectuer une extrapolation de l'exposition par inhalation à l'exposition par voie orale, en raison des différences physiologiques entre les poumons et tube digestif, qui ont une incidence sur la rétention et l'absorption des fibres.

A.2.3 Considérations relatives à la gestion

Il n'est pas recommandé d'établir une concentration maximale acceptable (CMA) pour l'amiante dans l'eau potable pour les raisons suivantes :

- il n'y a pas suffisamment de données disponibles sur l'exposition par voie orale à l'amiante pour déterminer une valeur basée sur la santé, en raison de limites importantes dans la conception des études et de l'absence d'effets clairs sur la santé
- les données historiques indiquent que les fibres d'amiante présentes dans l'eau potable sont généralement plus petites (moins de 1 µm) que celles habituellement associées aux effets nocifs sur la santé humaine
- après l'ingestion, les petites fibres présentes dans l'eau potable sont dégradées davantage dans l'estomac et sont en grande partie excrétées, puisque le tube digestif agit comme une barrière efficace à leur absorption

Dans le cadre de son processus d'examen continu des recommandations et des conseils pour l'eau potable, Santé Canada continuera de suivre les nouvelles recherches concernant les effets sur la santé associés à l'exposition par voie orale à l'amiante et recommandera toute modification jugée nécessaire à ce document de conseils.

A.2.3.1 Analyse et traitement

Il existe trois méthodes standardisées pour la quantification de l'amiante dans les sources en eau potable et dans l'eau potable, basées principalement sur la microscopie électronique à transmission. Il n'y a toutefois pas de laboratoires accrédités qui effectuent l'analyse de l'amiante dans l'eau potable au Canada.

À l'échelle municipale, les procédés conventionnels de coagulation et de filtration sont efficaces pour enlever les fibres d'amiante de la source d'eau. En effet, si on optimise les procédés de coagulation et de filtration, on peut enlever plus de 99 % des fibres d'amiante. À l'échelle résidentielle et à petite échelle, il existe actuellement des dispositifs de traitement certifiés pour enlever les fibres d'amiante dans l'eau potable. Les technologies de traitement disponibles certifiées conformes aux normes NSF pour enlever les fibres d'amiante comprennent les filtres au charbon et les systèmes de traitement par OI .

A.2.3.2 Facteurs influençant les tuyaux en A-C

Les conduites principales en A-C peuvent se détériorer, et l'érosion du matériau des tuyaux peut mener à la libération de fibres d'amiante, à la perte de stabilité mécanique et possiblement à la rupture de tuyaux. La corrosion, ou la dissolution, des tuyaux en A-C dépend de facteurs de solubilité, comme la distribution d'eau douce (par exemple, de l'eau ayant une faible teneur en minéraux) et des pH inférieurs à 7,5. Des concentrations très élevées de sulfate et de polyphosphate sont particulièrement corrosives pour les tuyaux en A-C. Des faibles débits ou des longs temps de séjour peuvent aussi mener à la détérioration des tuyaux. Toutefois, les débits d'eau élevés provenant du rinçage des conduites principales peuvent aussi entraîner des concentrations élevées de fibres d'amiante dans l'eau distribuée en raison de la mobilisation des fibres dans les culs-de-sac ou des forces de cisaillement sur les tuyaux en A-C détériorés.

A.2.3.3 Stratégies de gestion

Une CMA n'est pas recommandée, mais compte tenu des préoccupations du public et l'objectif de minimiser la charge de particules dans l'eau potable traitée, afin d'assurer l'opération efficace du réseau de distribution, il est recommandé de mettre en œuvre des pratiques exemplaires pour réduire au minimum les concentrations de fibres d'amiante dans l'eau potable. Si les sources d'eau ont des concentrations élevées de fibres d'amiante, on peut mettre en œuvre un procédé conventionnel de traitement de l'eau et l'optimiser pour enlever les fibres d'amiante. On peut également envisager des options autres que le traitement de l'eau, comme l'utilisation d'autres sources d'approvisionnement en eau. Si des vieux tuyaux en A-C sont en usage, il faut réduire au minimum la dégradation et la libération de fibres dans l'eau potable en contrôlant la corrosivité de l'eau ou en recouvrant les tuyaux en A-C avec des revêtements structurels appropriés.

Lorsque les tuyaux en A-C atteignent la fin de leur durée de vie utile et qu'il commence à avoir des ruptures ou des détériorations importantes, il faudrait les remplacer par des nouveaux matériaux sans amiante. L'utilisation de produits contenant de l'amiante est interdite au Canada depuis 2018. Les installations de production de l'eau devraient envisager une surveillance afin d'examiner la présence et d'évaluer la contribution de vieux tuyaux en A-C au nombre, aux types, à la taille et à la forme des fibres présentes dans l'eau potable (OMS, 2021). Les données issues de la surveillance des fibres d'amiante dans l'eau potable peuvent éclairer les décisions relatives aux plans de remplacement des infrastructures, ainsi que soutenir la communication avec les consommateurs concernant la qualité de l'eau.

Afin d'évaluer l'efficacité de l'enlèvement de l'amiante, il faut recueillir des échantillons appariés de la source d'eau et de l'eau traitée pour confirmer l'efficacité du traitement. Les mesures des concentrations de fibres d'amiante obtenues à partir d'échantillons prélevés aux bornes-fontaines de conduites principales combinées aux résultats de la qualité de l'eau peuvent permettre d'évaluer l'intégrité et l'état des tuyaux en A-C. On peut utiliser des essais destructifs et non destructifs, ainsi que de la modélisation prédictive fondée sur les données historiques, pour faire un suivi de l'intégrité structurelle des conduites principales. La partie B.5 présente des informations détaillées sur les stratégies de gestion et la surveillance des fibres d'amiante et de la détérioration des tuyaux en A-C.

Partie B. Informations complémentaires

B.1 Considérations relatives à l'exposition

B.1.1 Identité, utilisation, sources et devenir environnemental

L'amiante (numéro CAS 1332-21-4) est une dénomination générique servant à désigner une famille de six minéraux fibreux à base de silicates naturels qui ont été utilisés commercialement. Ces minéraux fibreux sont composés de feuillets ou chaînes de fibres dont le tétraèdre de silicate (SiO_4) est l'unité chimique de base; ils peuvent être associés à d'autres éléments chimiques tels que le magnésium, le calcium, l'aluminium, le fer, le potassium ou le sodium. Les fibres d'amiante sont classées en deux groupes selon leurs propriétés physiques et chimiques : les serpentines et les amphiboles. Seul le chrysotile fait partie du groupe des serpentines. Le chrysotile est un silicate de magnésium ayant des fibres fines et souples disposées en feuillets qui s'enroulent en spirale. Le chrysotile (numéro CAS 12001-29-5) a une charge de surface nette positive, forme une suspension stable dans l'eau et se dégrade dans des acides faibles, mais est largement résistant aux alcalis. Toutefois, les fibres du groupe des amphiboles (crocidolite, amosite, actinolite, anthophyllite et trémolite) sont droites et raides, en forme d'aiguilles; elles ne se dissolvent pas, sont résistantes à l'acide et ont une charge de surface négative.

Les fibres d'amiante ne dégagent pas d'odeur ou de goût perceptible, ne sont pas solubles dans l'eau et ne s'évaporent pas. Les minéraux contenant de l'amiante se présentent sous forme de faisceaux organisés de fibres parallèles qu'on peut séparer en brins plus fins. La longueur des faisceaux de fibres peut varier de quelques millimètres à plus de 10 cm (PISC, 1986; ATSDR, 2001; Virta, 2011; CIRC, 2012). Le Règlement canadien sur la santé et la sécurité au travail (Code

canadien du travail, 1986) définit une fibre d'amiante comme étant une particule qui mesure plus de 5 µm et dont le rapport longueur/largeur est égal ou supérieur à 3:1.

Les minéraux d'amiante ont été utilisés pour de nombreuses applications industrielles par le passé, en raison de leurs fortes propriétés durables qui sont résistantes au feu, à la chaleur et aux produits chimiques. Ils sont également résistants à la biodégradation et présentent une faible conductivité électrique. L'amiante a été utilisé dans les produits de construction (ciment et plâtre, isolation des bâtiments, carreaux de plancher et de plafond, bardage), les matériaux de friction (plaquettes de frein de voitures et de camions et composants de transmission), ainsi que dans des applications anti-incendie/chaleur (vêtements de protection, isolation thermique, acoustique et électrique, matériaux d'emballage) (ATDSR, 2001; CIRC, 2012). Au Canada, le Règlement interdisant l'amiante et les produits contenant de l'amiante (2018), pris en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE, 1999), interdit l'importation, la vente et l'utilisation de l'amiante ainsi que la fabrication, l'importation, la vente et l'utilisation de produits contenant de l'amiante au Canada, à quelques exceptions près. On trouve encore de vieux produits contenant de l'amiante dans les bâtiments anciens et d'autres produits, mais on les échange graduellement par des matériaux de substitution ou des produits de remplacement. L'amiante contenu dans des matériaux laissés intacts ou isolés pour empêcher sa libération dans les milieux environnementaux n'est pas considéré comme une source de préoccupation pour la santé (ATDSR, 2001; CIRC, 2012).

Les fibres d'amiante dans l'eau peuvent provenir de sources naturelles, comme le sol et les roches, ou de sources anthropiques. Les fibres minérales peuvent être libérées dans l'eau de surface par l'érosion et le ruissellement de gisements naturels et d'amas de déchets. Si elles sont présentes dans l'air ou l'eau, elles se déposeront naturellement dans le sol ou les sédiments. La migration des fibres dépend de divers facteurs, notamment les caractéristiques géographiques et celles du site, en combinaison avec les caractéristiques physico-chimiques clés comme la taille et la morphologie des particules, la solubilité et la charge de surface (ATDSR, 2001; CIRC, 2012). Les petites fibres (0,1 à 1 µm) peuvent rester en suspension dans l'air et l'eau, et peuvent donc être transportées sur de longues distances. Après son rejet dans l'environnement, l'amiante se dégrade très lentement, soit par un relargage des minéraux à la surface de la fibre soit par une fragmentation en fibres plus courtes (U.S. EPA, 2018).

On peut également trouver des fibres d'amiante dans l'eau potable en raison de la dégradation des conduites principales d'eau en A-C ou de la désintégration des matériaux de toiture en amiante lorsqu'on recueille de l'eau de pluie dans des citernes (ATDSR, 2001; CIRC, 2012). En Amérique du Nord, l'A-C a été couramment utilisée pour la construction de conduites principales d'eau potable à partir des années 1940. On a cessé son utilisation à la fin des années 1970 en raison de préoccupations pour la santé associées au processus de fabrication et on estimait que 16 % à 18 % des tuyaux de distribution d'eau aux États-Unis et au Canada étaient fabriqués en A-C (Hu et coll., 2008). Les données de l'Enquête sur les infrastructures publiques essentielles du Canada publiée par Statistique Canada indiquent qu'en 2022, moins de 14 000 km de conduites en A-C étaient utilisés dans les réseaux de distribution d'eau potable

canadiens (voir l'annexe A, tableau A1). Cela représente environ 6 % de la longueur totale (en km) de tous les types de conduites d'eau en service au Canada (Statistique Canada, 2025).

L'A-C est fabriqué à partir de ciment Portland, avec ou sans silice, mélangé à des fibres d'amiante (Hu et coll., 2008). Le ciment Portland contient du silicate de calcium, de l'aluminate de calcium, de l'aluminate de fer-calcium et du gypse (Leroy et coll., 1996). Les fibres d'amiante sont les matériaux agrégats qui procurent une résistance au stress et à la pression, et représentent environ 20 % du poids du tuyau (Hu et coll., 2008; Leroy et coll., 1996). Le chrysotile et la crocidolite sont les deux types de fibres d'amiante utilisés dans les tuyaux en A-C (Hu et coll., 2008), mais en Amérique du Nord, on a surtout utilisé de l'amiante chrysotile (Cook et coll., 1974).

Les fibres de ces tuyaux de distribution se libèrent en raison de nombreux facteurs, y compris les caractéristiques physiques des tuyaux (âge, taille, qualité de fabrication) et l'environnement local (saison, température de l'eau, pH et autres paramètres chimiques de l'eau). La dégradation des tuyaux en A-C est associée à un faible pH, à une faible alcalinité, au vieillissement des tuyaux ainsi qu'à la présence de revêtements internes dans les tuyaux. Le ramollissement des tuyaux en raison du relargage de calcium du matériel en A-C pendant sa dégradation est la principale cause de libération de fibres dans l'eau potable (Zavasnik et coll., 2022).

L'érosion naturelle est une autre source potentielle de fibres d'amiante. Dans les eaux naturelles, Webber et Covey (1991) ont rapporté que les concentrations sont généralement inférieures à un million de fibres par litre (MFL). Toutefois, dans certaines régions, comme l'est de l'Amérique du Nord, de fortes concentrations de chrysotile ont été mesurées dans les eaux de surface dans les régions ayant un substratum serpentiniisé. Une étude menée par Monaro et coll. (1983) a rapporté des concentrations d'un million de fibres par litre dans le cadre d'une enquête visant à évaluer l'influence de l'exploitation minière sur la pollution à l'amiante de la rivière Bécancour au Québec. Dans l'analyse de 1 500 échantillons d'eau aux États-Unis, l'amiante chrysotile était le plus fréquemment trouvé, bien qu'on a détecté de l'amiante d'amphibole dans certains échantillons (Millette et coll., 1980). Les résultats de l'étude semblaient aussi indiquer que la répartition de la taille des fibres dépend de leur source. Par exemple, les fibres libérées des tuyaux en A-C étaient généralement plus longues que celles résultant de l'érosion naturelle, avec une moyenne d'environ 4 µm et 1 µm, respectivement.

B.1.2 Exposition

L'eau potable et l'air sont les principales sources d'exposition potentielles pour la population canadienne. L'exposition par l'eau potable devrait se produire principalement par voie orale. Les fibres d'amiante ne sont pas volatiles. Cependant, il a été démontré qu'elles peuvent être transférées à l'air par aérosolisation à de très faibles concentrations. Une exposition par inhalation à l'amiante aérosolisée pourrait possiblement survenir lors d'une douche ou d'un bain avec de l'eau contenant de fortes concentrations de fibres. Comme les fibres d'amiante dans l'eau potable se sont révélées plus petites que celles considérées comme étant préoccupantes pour la santé (longueur inférieure à 1 µm; voir la [section B.2.6](#)), on ne s'attend pas à ce que cette exposition ait des effets nocifs sur la santé. De plus, les fibres d'amiante ne

peuvent pas traverser la peau; par conséquent, le contact cutané avec les fibres d'amiante dans l'eau potable ne devrait pas constituer une voie d'exposition.

B.1.2.1 Eau

Les provinces et territoires avaient peu de données de surveillance de l'eau sur la concentration de fibres d'amiante dans l'eau potable. Des données ont été obtenues de Terre-Neuve-et-Labrador, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique. Les autres provinces et territoires, ainsi que la Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuits (DGSPNI), ne détenaient aucune information sur la concentration de fibres d'amiante dans l'eau potable ou dans les sources d'eau (Services aux Autochtones Canada, 2023; Ministère de l'Environnement et du Changement climatique du Manitoba, 2023; Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec, 2023; Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick, 2023; Ministère de la Santé et des Services sociaux des Territoires du Nord-Ouest, 2023; Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse, 2023; Ministère de la Santé du Nunavut; 2023, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2023; Ministère de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard, 2023). La limite de détection utilisée dans l'analyse de l'amiante correspond à la sensibilité analytique (SA).

Dans l'ensemble, les rares données reçues des provinces et territoires indiquaient une très faible fréquence de détection de fibres d'amiante dans l'eau potable. Cela indique soit que les échantillons n'avaient pas de fibres d'amiante détectables, soit que les concentrations étaient inférieures à la SA. Lorsque le pourcentage de détection est inférieur à 10 %, le 90e centile est présenté comme étant inférieur à la SA. La plage de SA, le nombre de détections, le nombre d'échantillons, le 90e centile et la concentration maximale de fibres d'amiante sont présentés dans le [Tableau 1](#) pour les données provinciales. Globalement, pour la concentration de fibres d'amiante, l'ensemble de données montre que :

- la plupart des échantillons avaient une concentration inférieure à la SA
- peu d'information est disponible sur la concentration des fibres d'amiante dans l'eau brute, traitée et distribuée

Tableau 1 : Concentrations de fibres d'amiante dans l'eau au Canada (2012 à 2025), quantification selon la méthode EPA 100.2

Secteur de compétence (En MFL) [années de prélèvement]	Type d'eau	Nombre de détections/ échantillons	Médiane (MFL)	Moyenne (MFL)	90e centile (MFL)	Maximum (MFL)
Saskatchewan ² (0,18 à 2,11) [2024–2025]	Non précisé; distribution	0/44	< SA	< SA	< SA	< SA
Terre-Neuve-et- Labrador ¹ (0,18 à 1,9) [2012–2021]	Non précisé; distribution ^a	1/21	< SA	< SA	< SA	0,58

MFL – million de fibres par litre; SA – sensibilité analytique.

^a Échantillons des réseaux de distribution qui utilisent des tuyaux en A-C.

¹ Ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador (2012; 2023)

² Saskatchewan Water Security Agency (2025)

En Saskatchewan, des échantillons d'eau ont été prélevés pour déterminer les concentrations d'amiante dans les réseaux de distribution municipaux dans les régions connues pour avoir des tuyaux en A-C. Un total de 102 échantillons d'amiante a été prélevé dans 47 communautés entre novembre 2024 et février 2025. Les échantillons ont été prélevés dans des conditions normales de fonctionnement ($n = 95$) et dans des conditions de rupture et de réparation de tuyaux en A-C ($n = 7$). Comme indiqué dans le [Tableau 1](#), on n'a pas détecté de fibres d'amiante dans aucun des échantillons d'eau prélevés des réseaux de distribution.

En Colombie-Britannique, des tests ont été effectués par les autorités sanitaires. Une autorité sanitaire avait des données où les valeurs étaient principalement inférieures à la SA. Une station de traitement de l'eau qui effectuait des tests réguliers (le nombre d'échantillons et la fréquence des tests n'ont pas été indiqués) a également seulement obtenu des valeurs inférieures à la SA (ministère de la Santé de la Colombie-Britannique, 2023).

D'autres données ont été obtenues auprès d'un petit nombre de stations de traitement de l'eau, soit par communication directe, soit sous forme de versions en ligne de rapports. Celles-ci sont résumées dans le [Tableau 2](#). Dans chaque cas, les installations ont indiqué que les concentrations de fibres d'amiante, quantifiées selon la méthode EPA 100.2, étaient inférieures aux SA. La Ville de Regina, en Saskatchewan, a prélevé des échantillons d'eau à un emplacement dans leur réseau de distribution tous les ans de 2016 à 2019. Ils ont ensuite augmenté l'échantillonnage à 11 emplacements entre 2020 et 2022. Les emplacements choisis étaient raccordés à des conduites principales en A-C installées entre 1956 et 1987. La méthode analytique utilisée à Regina ne considère que les fibres ayant une longueur supérieure à 10 µm (Ville de Regina, 2023). La Ville de Medicine Hat en Alberta a estimé qu'en 2022, 32 % des tuyaux souterrains étaient en A-C (Ville de Medicine Hat, 2023), et aucune concentration détectable de fibres d'amiante n'a été mesurée dans six échantillons d'eau (ALS Laboratory Group, 2023). Des échantillons d'eau ont été prélevés en 2018 et en 2023 pour évaluer la concentration d'amiante dans l'eau à Edmonton, en Alberta. Quatorze échantillons ont été prélevés en 2018 (deux échantillons prélevés à une source d'approvisionnement en eau potable, deux échantillons d'eau traitée, et dix échantillons d'eau distribuée) et en 2023 (deux échantillons d'eau traitée et douze échantillons d'eau distribuée). On a choisi les emplacements d'échantillonnage dans le réseau de distribution en fonction d'endroits où il est connu qu'il y a des tuyaux en A-C ainsi qu'un faible débit d'eau/temps de séjour de l'eau élevé. On n'a détecté aucun amiante dans les échantillons des deux études (EPCOR, 2018; 2024).

Tableau 2 : Concentrations de fibres d'amiante dans l'eau au Canada (2012 à 2023) pour certaines installations de production de l'eau, quantification selon la méthode EPA 100.2

Territoire de compétence (En MFL) [années de prélèvement]	Type d'eau	Nombre de detections/ échantillons	90e centile (MFL)	Maximum (MFL)
Regina (Saskatchewan) ¹	Surface; distribution	0/37	< SA	< SA

(0,16 à 0,17) [2016 à 2022]				
Guelph (Ontario) ² (0,18) [2023]	Eau souterraine; souterraine/brute	0/1	NC	< SA
Medicine Hat (Alberta) ³ (0,18) [2023]	Surface; distribution	0/6	NC	< SA
Edmonton (Alberta) ⁴ (0,17) [2018]	Surface; distribution	0/14	NC	< SA
Edmonton (Alberta) ⁵ (0,145) [chiffre arrondi] [2023]	Surface; distribution	0/14	NC	< SA

MFL – million de fibres par litre; NC – non calculé; SA – sensibilité analytique.

¹ Ville de Regina (2023)

² LEX Scientific (2023)

³ ALS Laboratory Group (2023)

⁴ EPCOR (2018)

⁵ EPCOR (2024)

Des concentrations historiques de fibres d'amiante dans l'eau potable au Canada sont présentées dans la littérature scientifique (Bacon et coll., 1986; Chatfield et Dillon, 1979; Cunningham et Pontefract, 1971; Toft et coll., 1981; Wigle, 1977; Wigle et coll., 1986). Il est peu probable que ces concentrations soient représentatives de la situation actuelle, car ces publications datent de plusieurs décennies et les caractéristiques des réseaux de distribution peuvent avoir changé. De plus, les sources de fibres d'amiante dans les réseaux de distribution de l'eau potable (c'est-à-dire les tuyaux en A-C) peuvent avoir été enlevées. Les méthodes de préparation des échantillons et d'analyse sont également différentes des méthodes approuvées actuelles, comme les études ont été menées avant l'établissement des méthodes EPA et de la méthode standardisée de l'American Public Health Association (APHA). Lorsqu'on discute de la taille des fibres d'amiante dans ces études, on peut relever des différences de sensibilité entre les études qui peuvent aussi avoir une influence sur les résultats (Millette et coll., 1983).

On a prélevé des échantillons d'eau brute, traitée et distribuée dans 71 municipalités canadiennes en août et en septembre 1977 (Toft et coll., 1981). L'étude de Toft et coll. (1981) est basée sur une enquête nationale publiée par Chatfield et Dillon (1979). Les méthodes analytiques utilisées étaient semblables à la méthode EPA 100.1 (Chatfield et coll., 1978). L'amiante chrysotile était le principal type d'amiante trouvé dans l'eau potable, alors que la présence d'amiante d'amphibole n'était pas significative, comme des concentrations détectables ont seulement été trouvées dans 7 % des échantillons (Chatfield et Dillon, 1979; Toft et coll., 1981). Cette étude a révélé que 5 % des approvisionnements en eau potable contenaient de l'amiante à des concentrations supérieures à 10 MFL. Les concentrations de fibres d'amiante étaient également significativement plus élevées dans les échantillons prélevés dans le réseau de distribution que dans les échantillons d'eau traitée (Toft et coll., 1981). Dans les cas où la concentration d'amiante était supérieure à 5 MFL dans l'eau de distribution, les longueurs de fibres médianes étaient entre 0,5 et 0,8 µm (Toft et coll., 1981).

On a mesuré les concentrations de fibres d'amiante dans l'eau du robinet de huit villes au Québec et en Ontario, ainsi que dans un échantillon prélevé d'une rivière en Ontario. On a constaté que les fibres dans la plupart des échantillons d'eau de robinet filtrée étaient d'une longueur inférieure à 1 µm. Lorsque l'eau avait été traitée dans une station de production d'eau potable (SPEP) municipale, les concentrations de fibres d'amiante dans l'eau du robinet variaient entre 2,0 MFL et 5,9 MFL. On a expliqué la concentration la plus élevée par le fait que la source d'eau était située dans un petit lac dans une zone minière d'amiante (Cunningham et Pontefract, 1971).

Les concentrations de fibres d'amiante ont été quantifiées dans le sud-est du Québec (aux bassins versants des rivières Richelieu, Yamaska, Magog, Missisquoi [branche nord] et Sutton) où la source d'eau a été affectée par le ballast ferroviaire contenant de l'amiante et les gisements naturels d'amiante (Bacon et coll., 1986). On n'a recueilli aucun échantillon d'eau potable traitée durant cette étude. Des concentrations détectables de fibres d'amiante ont été trouvées dans tous les échantillons prélevés dans la source d'eau. Pour les échantillons d'eau souterraine (quatre emplacements d'échantillonnage), les concentrations variaient entre 2,2 MFL et 23,0 MFL. Pour les échantillons d'eau de surface (14 emplacements d'échantillonnage), les concentrations variaient entre 0,6 MFL et 147,8 MFL (Bacon et coll., 1986).

Dans le cadre de l'étude de Wigle (1977), des échantillons ont été prélevés dans quatre communautés au Québec (Asbestos [maintenant Val-des-Sources], Drummondville, Plessisville et Thetford Mines) qui étaient adjacentes à des gisements d'amiante ou qui utilisaient des rivières qui s'écoulent de régions ayant des gisements d'amiante comme source d'approvisionnement en eau. Dans les quatre échantillons d'eau brute, les concentrations variaient considérablement : un échantillon contenait 13 MFL alors que les trois autres échantillons avaient des concentrations entre 680 et 1 300 MFL.

À Christchurch, en Nouvelle-Zélande, on a détecté une concentration moyenne de 0,9 MFL pour les fibres d'amiante d'une longueur > 10 µm, et une concentration moyenne de 6,2 MFL pour les fibres plus courtes (> 0,5 µm) dans 20 échantillons. Les échantillons ont été prélevés aux bornes-fontaines et étaient représentatifs des conduites principales. On a aussi prélevé des échantillons d'eau de robinet domestique, et les auteurs ont indiqué qu'on avait détecté de longues fibres de chrysotile dans trois des 15 échantillons d'eau de robinet domestique, à une concentration moyenne de 0,3 MFL. On a aussi détecté de courtes fibres d'amiante à ces endroits, mais à des concentrations considérablement plus élevées, avec une moyenne de 3,5 MFL. Des échantillons domestiques additionnels ont été prélevés pour déterminer si les résultats au robinet reflétaient ceux des échantillons du réseau de distribution. Cependant, il n'a été possible de jumeler que deux bornes-fontaines comme sources directe d'alimentation des robinets domestiques. On a détecté des concentrations de 1 MFL pour les courtes fibres dans un ensemble d'échantillons provenant d'une borne-fontaine, mais on n'a détecté aucune fibre dans les échantillons prélevés aux robinets domestiques. Dans le deuxième ensemble d'échantillons appariés, les concentrations détectés à la borne-fontaine et aux robinets domestiques étaient de 4,1 MFL et de 2,2 MFL, respectivement. La présence d'un nombre

positif élevé de fibres dans les échantillons de la borne-fontaine était considérablement plus importante que ce qui a été observé dans les échantillons prélevés aux robinets domestiques (Mager et coll., 2022). Les échantillons prélevés au robinet peuvent donner de l'information sur l'exposition, mais les résultats restreints révèlent qu'ils donnent moins d'information sur l'état de la détérioration des tuyaux en A-C que les échantillons prélevés aux bornes-fontaines.

Aux États-Unis, la concentration typique d'amiante mesurée dans l'eau potable est inférieure à 1 000 fibres/L, même dans les régions avec des gisements d'amiante ou des tuyaux d'approvisionnement en A-C, même si des concentrations très élevées ont aussi été signalées (10 à 300 MFL ou plus) (CIRC, 2012). On a rapporté que les concentrations d'amiante mesurées dans l'eau potable aux États-Unis de 2006 à 2011 variaient de 0,10 à 6,8 MFL (5e et 95e centiles, respectivement) (U.S. EPA, 2016). Les échantillons d'eau ont été prélevés de 538 réseaux de distribution de l'eau en amiante-ciment, situés dans les dix régions de l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). Les résultats ont montré que la longueur moyenne des fibres de chrysotile détectées était inférieure à 5 µm (Millette et coll., 1980; 1983).

Les fibres d'amiante ne sont pas volatiles, mais elles ont été détectées dans des aérosols d'eau provenant d'eau potable contaminée. Roccaro et Vagliasindi (2018) ont étudié la libération de fibres d'amiante d'un humidificateur domestique portatif et d'une douche. L'humidificateur était rempli d'eau souterraine contenant 24 687 fibres d'amiante/L. On a déterminé que les échantillons d'air contenaient des fibres d'une longueur supérieure à 5 µm et d'une largeur inférieure à 3 µm, pour un rapport entre la longueur et la largeur supérieur à 3:1. Les auteurs ont rapporté que 0,04 % à 0,07 % des fibres ont été transférées de l'humidificateur à l'air. Pour la douche, les auteurs ont rapporté un transfert de 4,3 % à 10,8 % de fibres de l'eau de robinet contenant des concentrations naturelles de 8 229 fibres/L. Une étude précédente de Hardy et coll. (1992) avait relevé une libération similaire de fibres semblables à l'amiante provenant d'un humidificateur autonome, où 0,03 % à 4,7 % des fibres de l'eau utilisée (57 à 280 000 millions de structures d'amiante/L) pour remplir l'humidificateur ont été transférées à l'air. Dans une expérience contrôlée conçue pour simuler la migration des fibres d'amiante de l'eau vers l'air lorsque les bulles éclatent et la mousse disparaît des eaux naturelles polluées, Avataneo et coll. (2022) ont rapporté que la concentration minimale de fibres d'amiante transportées par l'eau requise pour libérer au moins une fibre/L dans l'air (seuil d'alarme fixé par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) pour l'amiante dans l'air) est de 40 MFL. Avataneo et coll. (2022) ont indiqué que la migration plus élevée de fibres dans les études de Hardy et coll. (1992) et de Roccaro et Vagliasindi (2018) pouvait s'expliquer en partie par un système plus efficace pour générer la migration des fibres vers l'air (l'humidificateur ou la douche par rapport aux bulles), ainsi que par des différences dans les tailles des fibres et une humidité relative plus faible dans ces études par rapport à l'étude sur les bulles (Avataneo, 2022).

B.1.2.2 Air

L'inhalation est la principale voie d'exposition à l'amiante. L'air extérieur ambiant contient de petites quantités très variables de fibres d'amiante; les régions urbaines ou les sites à proximité de sources industrielles ont des concentrations plus élevées (environ 0,1 fibre/L) que les régions rurales (environ 0,001 fibre/L) (ATSDR, 2001; CIRC, 2012; U.S. EPA, 2018). Il peut également y

avoir de faibles concentrations d'amiante dans l'air intérieur (CIRC, 2012). Dans le passé, il a été démontré que l'exposition par inhalation à l'amiante se produisait surtout lors d'une exposition professionnelle chronique, notamment lors d'es activités d'extraction et de concentration des minéraux d'amiante, de la fabrication de produits contenant de l'amiante, ainsi que dans les industries de la construction, de l'automobile et de l'enlèvement de l'amiante (CIRC, 2012). Comme il y a eu un déclin dans la fabrication et l'utilisation de l'amiante, les expositions au travail plus récentes ont surtout lieu dans l'industrie de la construction et les professions connexes (comme les charpentiers, les aides-ouvriers et ouvriers, et les électriciens). De 2006 à 2016, on a rapporté qu'environ 235 000 travailleurs canadiens avaient été exposés à l'amiante en milieu de travail (Fenton et coll., 2023).

Certaines fibres d'amiante inhalées peuvent s'accumuler dans les voies respiratoires et se déposer dans la partie ciliée des voies respiratoires. Ces fibres sont enlevées par expulsion mucociliaire des poumons vers la gorge, puis avalées. Environ 28 % des matières particulières inhalées, y compris l'amiante, seraient transportées au tractus gastro-intestinal (Gross et coll., 1974).

B.1.2.3 Aliments

Il n'y a pas de données récentes sur les concentrations de fibres d'amiante dans les aliments ou les boissons. L'étude de Rowe (1983) a suggéré que les aliments contaminés par des particules de sol, de la poussière ou de la saleté pourraient aussi contenir des fibres d'amiante, et constituer une source importante d'exposition à l'amiante ingéré par rapport à l'eau potable. Toutefois, en raison de l'absence de méthode analytique simple et fiable, la mesure de l'amiante dans les aliments n'a pas été bien étudiée.

B.1.3 Considérations liées aux changements climatiques

On s'attend à ce que les changements climatiques aient des répercussions sur la température, les régimes de précipitations, l'humidité du sol et le nombre d'événements météorologiques extrêmes (Olmstead, 2014). La température, l'humidité et les précipitations font partie des conditions climatiques ayant une influence sur la détérioration des conduites principales (Ahmad et coll., 2023; Hu et coll., 2008).

Par exemple, les changements climatiques peuvent avoir des répercussions sur la teneur en humidité des sols par des vagues de chaleur intense et des sécheresses, ou par une augmentation des précipitations. Cela peut aussi avoir une influence sur le rétrécissement et le gonflement du sol, ce qui peut causer un stress sur les tuyaux et mener à plus de ruptures de conduites principales (Ahmad et coll., 2023). En particulier, des changements significatifs de teneur en humidité peuvent se produire dans les sols en argile montmorillonitique, ce qui créerait du stress sur les infrastructures enfouies, comme les tuyaux en A-C (Hudak et coll., 1998; Hu et Hubble, 2007).

La détérioration de la surface extérieure du tuyau peut être influencée par les eaux souterraines et le sol qui l'entourent (Hu et coll., 2008). L'agressivité du sol envers les tuyaux en A-C dépend de son pH et de la quantité de sulfate présente (Hu et coll., 2008). Au moins une étude de

modélisation des changements climatiques suggère qu'une augmentation de la température annuelle moyenne de l'air et des précipitations annuelles pourrait augmenter le pH du sol dans l'est du Canada (Houle et coll., 2020).

A.1 Effets sur la santé

La toxicité des fibres d'amiante dépend de leurs caractéristiques (type d'amiante, dimensions, taille de la fibre, surface, charge de surface, etc.) et des facteurs d'exposition (dose, durée, voie d'exposition, etc.). L'amiante est reconnu comme substance cancérogène lorsqu'il est inhalé. En effet, l'amiante cause le mésothéliome et des cancers du poumon, du larynx et des ovaires. Dans les milieux de travail, on a également rapporté une association entre les cancers du côlon, de l'estomac, du foie et du pharynx, et l'exposition par inhalation (CIRC, 2012; Brandi et Tavolari, 2020). Les effets non cancérogènes après une exposition par inhalation comprennent la maladie fibreuse des poumons (amiantose), les plaques pleurales et l'épaississement de la plèvre (ATSDR, 2001). Cependant, les données probantes concernant les effets sur la santé liés à l'exposition par voie orale chez les animaux et l'homme sont contradictoires. Le présent document de conseils présente les informations sur la santé disponibles en lien avec l'exposition par voie orale aux fibres d'amiante (principalement des fibres de chrysotile) surtout par l'eau potable (études épidémiologiques) et, dans une moindre mesure, par les aliments (études chez les animaux). Une analyse du poids de la preuve et une évaluation de la qualité des études disponibles ont également été effectuées.

B.2.1 Effets chez les humains

Une revue systématique des données épidémiologiques disponibles a examiné les associations entre l'ingestion d'eau potable contaminée par l'amiante et le risque d'effets nocifs sur la santé (Go et coll., 2024). À partir d'un total initial de 7 044 références identifiées dans la littérature publiée, 25 références (évaluant 17 études) ont été retenues, tandis que le reste des études n'était pas pertinent pour l'évaluation des risques liés à l'exposition par l'eau potable. Quatorze études étaient de type écologique, deux étaient des études cas-témoins et une était une étude de cohorte. Les principales sources de fibres d'amiante dans l'eau potable dans ces études étaient des tuyaux de distribution en A-C, des toits en A-C à partir desquels on recueillait de l'eau potable, des lacs contaminés par des déchets industriels contenant de l'amiante ou encore des sources d'eau naturelles. Lorsqu'elle était indiquée, la concentration de fibres d'amiante variait de valeurs inférieures à la limite de détection jusqu'à $7,1 \times 10^3$ MFL.

Les tableaux [3a](#) et [3b](#) fournissent un résumé des informations pertinentes sur la conception de l'étude, l'information sur l'exposition et les résultats de santé fournis pour chacune des études retenues aux fins d'examen. Une évaluation de la confiance dans les données provenant de ces études a été effectuée à l'aide de l'outil de cote du risque de biais du Office of Health Assessment and Translation (OHAT), élaboré par le National Toxicology Program (NTP) des États-Unis et le National Institute of Environmental Health Sciences (NTP, 2015). Les résultats de ces évaluations de biais ont été utilisés pour classer les études en trois niveaux (voir la [Figure 1](#)) (Go et coll., 2024).

Figure 1 : Évaluation du niveau de confiance. Les études individuelles ont été évaluées à l'aide de l'outil d'évaluation du risque de biais de l'Office of Health Assessment and Translation (OHAT) (NTP, 2015). Les études sont classées en niveaux sur la base de l'évaluation de sept domaines de biais. Les études de niveau 1 présentent un risque de biais faible ou probablement faible (niveau de confiance le plus élevé), celles de niveau 2 présentent un risque de biais probablement élevé (faible niveau de confiance) et les études de niveau 3 présentent un risque de biais élevé (très faible niveau de confiance).

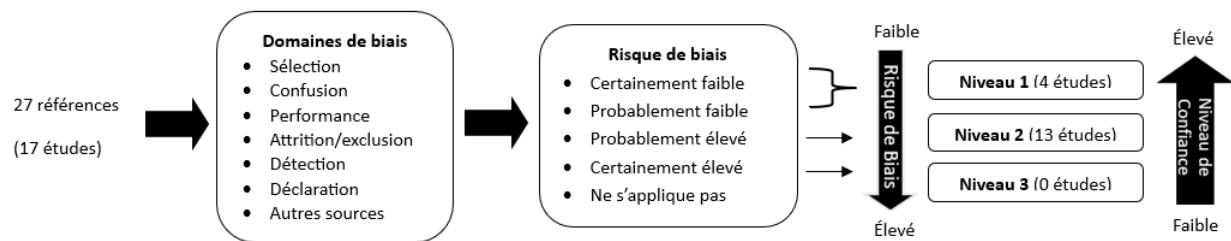


Tableau 3a : Résumé des données épidémiologiques pertinentes pour l'exposition par voie orale à l'amiante présentant un risque de biais de niveau 1 de l'OHAT, reproduit à partir de la publication de Go et coll. (2024)

Référence	Conception de l'étude; lieu (pays, région)	Taille de l'échantillon	Source	Type de fibre d'amiante; concentration de fibres d'amiante (fibres/L)	Effet(s) sur la santé
Kanarek et coll. (1980); Conforti et coll. (1981); Conforti (1983)	Étude écologique; États-Unis, San Francisco, Oakland, Californie	Environ 3 000 000 personnes	Amiante présent naturellement	Chrysotile; 25×10^3 à 36×10^6	Association positive significative avec l'incidence de cancer du tube digestif (H/F), de l'œsophage (H/F), du pancréas (H/F), de l'estomac (H/F), du gros intestin (H), du rectum (F), du système respiratoire (F), du poumon (H), de la trachée/des bronches/du poumon/de la plèvre (F), du sein (F), de la prostate (M) et du rétropéritoine (F)
Polissar et coll. (1982)	Étude écologique; États-Unis, ouest de	Grandes villes : 3 Sources d'eau : 5	Rivière Sultan Rivière Cedar Rivière Tolt	Chrysotile : Rivière Sultan : $206,5 \times 10^4$	Association positive significative avec la mortalité attribuée au cancer génital (F) ou à des

Référence	Conception de l'étude; lieu (pays, région)	Taille de l'échantillon	Source	Type de fibre d'amiante; concentration de fibres d'amiante (fibres/L)	Effet(s) sur la santé
	Washington, région de Puget Sound	Échantillons d'eau : 95	Rivière Green Puits de Lakewood	Autres régions : $7,3 \times 10^4$	myélomes multiples (F) Association positive significative avec l'incidence de cancer de la prostate (H), de l'œil (H) et du tissu conjonctif (H), et de myélomes multiples
Millette et coll. (1983)	Étude écologique; États-Unis, comté d'Escambia, Floride	Exposition élevée potentielle : 46 123 personnes Faible exposition : 86 897 personnes Aucune exposition : 51 378 personnes	Tuyaux A-C	Amphibole, chrysotile; Amphibole (plage) : 0,1 à $0,5 \times 10^6$ Chrysotile (plage) : 0,1 à $0,5 \times 10^6$	Aucune association positive significative avec la mortalité due au cancer de la vessie, des reins, du pancréas, du foie, du poumon, du tractus gastro-intestinal (œsophage, estomac, intestins, côlon, rectum, foie, vésicule biliaire, pancréas, péritoine)
Polissar et coll. (1983a); Polissar et coll. (1983b, 1984)	Étude cas-témoins; États-Unis, Everette, Washington	Cas : 382 personnes Groupes témoins : 462 personnes	Rivière Sultan	Chrysotile; Environ 200 000 000	Association positive significative avec l'incidence de cancer de l'estomac (H) et du pharynx (H)

A-C – amiante-ciment; F – femmes; H – hommes; OHAT – Office of Health Assessment and Translation.

Tableau 3b : Résumé des données épidémiologiques pertinentes pour l'exposition par voie orale à l'amiante présentant un risque de biais de niveau 2 de l'OHAT, reproduit à partir de la publication de Go et coll. (2024)

Référence	Conception de l'étude; lieu (pays/région)	Taille de l'échantillon	Source	Type de fibre d'amiante; concentration de fibres d'amiante (fibres/L)	Résultats sur la santé
Masson et coll. (1974)	Étude écologique; États-Unis, Duluth, Minnesota, comté de Hennepin	Duluth : 105 759 personnes Minnesota : 3 371 603 personnes Comté de Hennepin : 825 986 personnes	Déchets industriels	NR; NR	Association positive significative avec la mortalité due au cancer du tube digestif (H/F), de l'œsophage (H), de l'estomac (H/F), du pancréas (F), du foie (F), du gros intestin (F), du rectum (H/F) et du poumon (H)
Wigle (1977)	Étude écologique; Canada, Québec	(Municipalités; population) Groupe 1 (2; 31 714 personnes) Groupe 2 (6; 93 620 personnes) Groupe 3 (14; 294 396 personnes)	Déchets industriels	Chrysotile; Amiante : Eau brute : $1\ 200 \times 10^6$ Eau filtrée : 200 $\times 10^6$ Thetford Mines : Eau brute : 172 $\times 10^6$ Eau brute : $1\ 300 \times 10^6$ Drummondville : Eau brute : 680×10^6 Eau filtrée : $1,1 \times 10^6$ Plessisville : Eau brute : 13×10^6	Association positive significative avec la mortalité due au cancer du tractus gastro-intestinal supérieur (F), de l'estomac (H), du pancréas (F), du côlon (H), du gros intestin (F), du poumon (H), de l'utérus (F), de la prostate (H), du rein (F), du cerveau (H), ainsi qu'au lymphome (F) Association positive significative avec la mortalité due aux maladies non cancéreuses (types de maladies non précisés) (H/F)
Harrington et coll. (1978); Harrington et Craun (1979)	Étude écologique; États-Unis, Connecticut	Environ 576 800 personnes	Tuyaux A-C	Chrysotile; Moins que la LD à 7×10^5	Association positive significative avec l'incidence du cancer du gros intestin (H/F), de l'estomac (H/F) et du rectum (H/F)

Référence	Conception de l'étude; lieu (pays/ région)	Taille de l'échantillon	Source	Type de fibre d'amiante; concentration de fibres d'amiante (fibres/L)	Résultats sur la santé
Meigs et coll. (1980)	Étude écologique; États-Unis, Connecticut	Groupe 1 : 82 villes Groupe 2 : 11 villes Groupe 3 : 76 villes	Groupe 1 : Tuyaux A-C Groupe 2 : Amiante naturellement présent Groupe 3 : S.O.	Chrysotile; Groupe 1 : Moins de $0,1 \times 10^6$ Groupe 2 : NR Groupe 3 : Environ $0,005 \times 10^6$	Association positive significative avec l'incidence du cancer du pancréas (H) et du poumon (H)
Levy et coll. (1976); Sigurdson et coll. (1981); Sigurdson (1983)	Étude écologique; États-Unis, Duluth, Minnesota	100 578 personnes	Déchets industriels	Amphibole; $1 \text{ à } 30 \times 10^6$	Association positive significative avec l'incidence du cancer de l'estomac (H), du gros intestin (H/F), du corps de l'utérus (F), de la prostate (H) et du péritoine/rétropéritoine (H) Association positive significative avec la mortalité ¹ due au cancer du tractus gastro-intestinal (F), de l'estomac (H/F), du pancréas (F), de l'intestin grêle (H/F) et du rectum (H/F)
Toft et coll. (1981)	Étude écologique; Canada	71 municipalités	Amiante naturellement présent Déchets industriels Tuyaux A-C	Chrysotile (type majeur), amphibole (type mineur); Amphibole : 13×10^6 (max) Chrysotile :	Association positive significative avec la mortalité due au cancer du système digestif (H), de l'estomac (H) et du poumon (H) Association positive significative avec la

Référence	Conception de l'étude; lieu (pays/ région)	Taille de l'échantillon	Source	Type de fibre d'amiante; concentration de fibres d'amiante (fibres/L)	Résultats sur la santé
				Plus de 10×10^6 dans environ 5 % de la population recevant de l'eau; Plus de 100×10^6 dans environ 0,6 % de la population recevant de l'eau; $1\ 800 \times 10^6$ (max)	mortalité due à une maladie du système respiratoire (non cancéreuse) [H]
Sadler et coll. (1984)	Étude écologique; États-Unis, Utah	Population exposée : 14 collectivités Population non exposée : 27 collectivités	Tuyaux A-C	NR Moins que la LD	Association positive significative avec l'incidence du cancer de la vésicule biliaire (F) et du rein (H), et de la leucémie (H/F)
Wigle et coll. (1986)	Étude écologique; Canada	71 villes	Sherbrooke : Amiante naturellement présent Autres villes : NR	Chrysotile; Eau filtrée : Eau brute : $0,7 \text{ à } 83,0 \times 10^6$ Réseau de distribution : $0,03 \text{ à } 3,0 \times 10^6$ Eau non filtrée : Eau brute : $0,3 \text{ à } 280 \times 10^6$ Réseau de distribution : $1,9 \text{ à } 153 \times 10^6$	Aucune association positive significative avec la mortalité due au cancer de la langue, de la bouche et du pharynx, de l'œsophage, de l'estomac, du gros intestin sauf le rectum, du gros intestin incluant le rectum, du rectum, du foie, du pancréas, de l'ensemble du tractus gastro-intestinal, du sein, des ovaires, de la prostate, de la vessie, du rein et du cerveau
Howe et coll. (1989)	Étude écologique; États-Unis,	2 679 personnes	Tuyaux A-C	Chrysotile, crocidolite; $3,2 \text{ à } 304,5 \times 10^6$	Association positive significative avec l'incidence du cancer de la cavité orale (H) et de la prostate (H)

Référence	Conception de l'étude; lieu (pays/ région)	Taille de l'échantillon	Source	Type de fibre d'amiante; concentration de fibres d'amiante (fibres/L)	Résultats sur la santé
	Woodstock, New York			Fibres de plus de 10 µm (1 à 10 %) : 0,9 à 15,1 x 10 ⁶	
Andersen et coll. (1993); Kjaerheim et coll. (2005)	Étude de cohorte; Régions rurales en Norvège	726 personnes	Carreaux en A-C	Chrysotile (92 %), amphibole (8 %); 1,8 x 10 ⁹ à 7,1 x 10 ¹⁰	Association positive significative avec l'incidence du cancer du tractus gastro-intestinal (H), de l'estomac (H) et du gros intestin (H)
Browne et coll. (2005)	Étude écologique; États-Unis, Woodstock, New York	Population exposée : 1 852 personnes Cohorte totale : 2 936 personnes	Tuyaux A-C	Plus de 90 % de chrysotile : Plus de 10 x 10 ⁶ dans 4 échantillons sur 5	Association positive significative avec l'incidence du cancer du pancréas (H)
Fiorenzuolo et coll. (2013)	Étude écologique; Italie, Senigallia	NR	Tuyaux A-C	Amosite; 3 échantillons sur 20 avaient des concentrations d'amiante inférieures à 2 680	Aucune association positive significative avec l'incidence du cancer du tractus gastro-intestinal ou de la mortalité due à ce cancer
Mi et coll. (2015)	Étude cas-témoins; Chine, comté de Dayao	Cas : 54 personnes Groupes témoins : 108 personnes	Amiante présent naturellement	Crocidolite; Eau de puits : 8,6 x 10 ⁶ Eau de surface : 1,37 x 10 ⁸	Association positive significative avec la mortalité due au cancer du tractus gastro-intestinal (sexe non indiqué)

A-C – amiante-ciment; F – femmes; LD – limite de détection; H – hommes; NR – non rapporté; OHAT – Office of Health Assessment and Translation; S.O. – sans objet.

¹ Les résultats sur la mortalité ont été extraits de la publication de Sigurdson et coll. (1981); les résultats sur l'incidence ont été extraits de la publication de Sigurdson et coll. (1983), sauf ceux pour l'œsophage, la vésicule biliaire et l'intestin grêle, qui ont été extraits de la publication de Sigurdson et coll. (1981).

Le cadre OHAT a également été utilisé pour évaluer le niveau de confiance dans les données épidémiologiques concernant les cancers touchant 15 systèmes d'organes ainsi que dans les données relatives aux maladies respiratoires et cardiovasculaires (effets non cancérogènes). Les

systèmes d'organe évalués étaient les suivants : les voies aérodigestives supérieures, le tube digestif, les organes digestifs, le mésothélium, la cavité abdominale, le système respiratoire, les reins, l'urothélium, le système nerveux et l'œil, le sein (chez les femmes), le système reproducteur et son tractus, le système reproducteur des hommes, le système endocrinien, le lymphoïde et le système hématopoïétique, la peau et les tissus conjonctifs. Les résultats de l'analyse du niveau de confiance en lien avec les systèmes d'organe sont résumés dans la publication de Go et coll. (2024). Douze des 17 études étaient de conception écologique et présentaient un faible niveau de confiance dans les effets rapportés sur la santé, alors que 5 des 17 études étaient des études de cohorte ou des études cas-témoins et présentaient un niveau de confiance modéré dans les effets rapportés sur la santé. Après une évaluation plus approfondie des facteurs pouvant augmenter (grande intensité de la réponse, relation dose-réponse, peu de biais résiduel dû à des facteurs de confusion, uniformité entre les populations) ou diminuer (risque de biais, incohérences non expliquées, manque de précisions, biais de publication) la confiance dans les résultats, les niveaux de confiance finaux pour l'ensemble des systèmes d'organes étaient en grande partie considérés comme étant très faibles (voir la publication de [Go et coll., 2024](#)). Dans l'ensemble, il y avait soit des très faibles niveaux de confiance soit un manque de données probantes indiquant des effets sur la santé pour tous les systèmes d'organe examinés.

Il convient de noter que 15 des 17 études (tableaux [3a](#) et [3b](#)) ont évalué le cancer de l'estomac, et au moins huit de ces études ont rapporté au moins une association positive statistiquement significative avec la mortalité ou l'incidence. Les études cas-témoins et les études de cohorte de Polissar et coll. (1984) et de Kjaerheim et coll. (2005) ont rapporté une incidence accrue du cancer de l'estomac chez les hommes avec un rapport des cotes de 1,78 (limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de 1,04) et un rapport standardisé d'incidence de 1,6 (intervalle de confiance à 95 % de 1,0 à 2,3), respectivement. De plus, Kjaerheim et coll. (2005) ont rapporté un rapport standardisé d'incidence accru de 1,7 (intervalle de confiance à 95 % de 1,1 à 2,7) parmi les hommes gardiens de phare exposés pendant plus de 20 ans. On considère que les 13 études écologiques restantes ne fournissent pas suffisamment de preuves en lien avec le cancer de l'estomac. Compte tenu que seules deux études modérément rigoureuses indiquent un risque potentiel de cancer de l'estomac, le poids de la preuve est jugé insuffisant pour déterminer si l'exposition aux fibres d'amiante dans l'eau potable par voie orale cause le cancer de l'estomac.

Des agences et des organismes d'autres pays ont également discuté des limites des données épidémiologiques actuelles concernant les effets cancérogènes et non cancérogènes, y compris aux États-Unis (ATSDR, 2001; OEHHA, 2003) et en France (ANSES, 2021). Cheng et coll. (2021) ont également effectué un examen du poids de la preuve. Voici certaines de ces limites :

- les études de conception écologique ne sont pas efficaces pour démontrer les associations entre l'exposition et les répercussions sur la santé, car elles n'établissent pas clairement la durée et les concentrations d'exposition. Ainsi, sans relation dose-réponse, il n'est pas possible de déterminer la causalité entre l'exposition à l'amiante et les effets sur la santé

- les déclarations des expositions à l'amiante ne sont pas cohérentes (nombre de fibres par rapport à la masse de fibres), et pour la plupart des études, on n'a pas mesuré ou abordé la taille des fibres
- souvent, on ne prend pas en compte les facteurs de confusion potentiels, comme l'exposition professionnelle à l'amiante, la coexposition à d'autres substances cancérogènes, l'ethnicité, l'emploi, le statut socioéconomique et les facteurs de mode de vie (comme le tabagisme, la consommation d'alcool et l'alimentation)
- l'utilisation de certificats de décès par cancer pour établir des effets cancérogènes peut entraîner un biais non différentiel en raison d'un mauvais codage et des définitions différentes des sites cancéreux
- souvent, ces études couvrent une période insuffisante pour étudier les effets cancérogènes
- beaucoup de ces études utilisent des méthodes statistiques différentes, ont une puissance statistique insuffisante, ou ne déclarent pas les valeurs p ou les intervalles de confiance, ce qui limite davantage toute interprétation des effets sur la santé

En résumé, les données épidémiologiques concernant les effets cancérogènes et non cancérogènes suite à une exposition à l'amiante par voie orale sont jugées insuffisantes pour établir un point de départ pour l'évaluation des risques :

- la majorité des associations rapportées entre les effets sur la santé et l'exposition par voie orale ne montrent pas un effet de grande intensité
- il n'y a pas de relation dose-réponse claire sur plusieurs concentrations d'exposition ou durées d'exposition
- aucune des études n'a pris en compte tous les facteurs de confusion potentiels importants
- des niveaux plus élevés de biais dans la plupart des études mènent à un faible niveau de confiance global dans les effets sur la santé rapportés
- il n'y avait aucune preuve claire d'associations entre différentes populations et différents lieux pour aucun des effets sur la santé

B.2.2 Effets chez les animaux de laboratoire

Santé Canada a recherché dans la littérature scientifique actuelle les études menées chez des mammifères non humains exposés à l'amiante par voie orale, publiées jusqu'en juin 2023. Cette approche préliminaire est expliquée en détail dans la publication de Go et coll. (2024). Au total, 34 publications ont été jugées pertinentes pour un examen plus approfondi. Ces publications datent de 1974 et 2008 et couvraient 60 types différents d'expositions orales à l'amiante. La revue systématique est abordée plus en détail dans la publication de Go et coll. (2024).

L'exposition par voie orale à l'amiante n'a pas eu d'incidence sur les poids corporels, les taux de survie ou la mortalité dans les études sur l'exposition chronique où on a administré des doses variant de 10 à 360 mg/semaine par gavage, 45 à 13 000 MFL dans l'eau et de 20 à 300 mg/jour (et 0,003 % à 10 %) dans les aliments. Aucun effet systémique ou d'effets sur la reproduction, le développement ou le système nerveux en lien avec l'exposition par voie orale à différents types

et tailles de fibres d'amiante n'a été observé dans plusieurs grandes études chroniques menées chez le rat et le hamster par le NTP (NTP, 1983; 1985; 1988; 1990a; 1990b; 1990c). Schneider et Maurer (1977), Rita et Reddy (1986) et Haque et coll. (2001) ont également indiqué une absence d'effets négatifs sur la reproduction et le développement en lien avec l'ingestion de chrysotile, ce qui renforce les résultats de l'étude du NTP.

Les données sur les animaux présentées ci-dessous portent principalement sur les résultats liés au cancer, plus précisément celui du tractus gastro-intestinal. Selon les conseils de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (ligne directrice numéro 451, 2018), les études sur la cancérogénicité chez les animaux devraient inclure des grands groupes de plus de 50 rongeurs de chaque sexe dans le groupe de dose et dans le groupe témoin correspondant, et la durée d'exposition doit être d'au moins 18 à 24 mois avec trois doses d'essai. Des 34 publications sur la cancérogénicité chronique identifiées dans la revue systématique, 10 études répondaient aux critères pour le nombre d'animaux et la durée d'exposition. Le [Tableau 4](#) présente les informations clés de ces études et donne une indication quant à savoir si les résultats appuient une cancérogénicité due à l'exposition par voie orale. Des 24 publications sur la cancérogénicité chronique exclues pour non-respect des conseils de l'OCDE, 19 études ont révélé aucun effet, deux, une tumeur bénigne et des résultats non précurseurs, et les deux autres publications ont révélé des effets cancérogènes possibles. Il est difficile de tirer des conclusions significatives à partir des 19 études n'ayant montré aucun effet, en raison de lacunes importantes dans leur conception expérimentale, notamment de petites tailles d'échantillons, des expositions souvent limitées à une seule dose, ainsi que des périodes de latence inadéquates pour évaluer les effets cancérogènes.

Tableau 4 : Résumé des données pertinentes sur la cancérogénicité animale découlant d'expositions orales chroniques à l'amiante, reproduit de la publication de Go et coll. (2024)

Référence	Exposition	Caractéristiques de l'amiante	Résultats	Preuves de cancérogénicité
Donham et coll. (1980)	Chrysotile, 10 % dans des granulés (rat, N = 189)	Norme B de l'UICC, amiante non lavé ou traité	Aucune différence significative dans le nombre de lésions néoplasiques et non néoplasiques d'un type donné dans le côlon par rapport aux animaux du groupe témoin; les auteurs ont observé 4 tumeurs dans les animaux ayant reçu des doses d'amiante et 5 tumeurs chez les animaux du groupe témoin.	Négatives
NTP (1983)	Amosite, 1 % dans les aliments (hamster, N = 252 M/254 F)	S-33 (Transvaal), broyage unique Longueur médiane : 4,37 µm;	Aucune augmentation de l'incidence de tumeurs gastro-intestinales ou de tumeurs ailleurs	Négatives

Référence	Exposition	Caractéristiques de l'amiante	Résultats	Preuves de cancérogénicité
		Plage de 0,85 à 995 µm; 24,6 % des fibres d'une longueur supérieure à 100 µm; de nombreuses fibres de plus de 1 000 µm		
NTP (1985)	Chrysotile, 1 % dans les aliments, fibres courtes (rats, 88 à 250 M/88 à 250 F)	Fibres courtes : COF-25 Longueur médiane : 0,66 µm; Plage : 0,88 à 51,1 µm; 98 % des fibres inférieures à 10 µm	Aucune maladie néoplasique ou non néoplasique n'a été associée à l'exposition aux fibres courtes.	Négatives
NTP (1985)	Chrysotile, 1 % dans les aliments, fibres de longueur intermédiaire (rats, 88 à 250 M/88 à 250 F)	Longueur intermédiaire : Plastobest-20 Longueur médiane : 0,82 µm; Plage : 0,104 à 783,4 µm; 65 % des fibres supérieures à 10 µm; 14 % étaient supérieures à 100 µm	Les fibres de chrysotile de longueur intermédiaire ont significativement augmenté l'incidence de néoplasmes épithéliaux bénins (polypes adénomateux) dans le gros intestin des mâles (9/250) par rapport aux témoins regroupés de l'étude sur l'amiante du NTP, mais pas par rapport au groupe témoin concurrent; les auteurs ont noté que ce résultat était d'importance biologique.	Positives
NTP (1988)	Crocidolite, 1 % dans les aliments (rats, N = 250 M/250 F)	ML-6, double broyage; Longueur moyenne : 10 µm	La crocidolite n'a pas augmenté l'incidence des maladies néoplasiques ou non néoplasiques.	Négatives
NTP (1990a)	Amosite, 1 % dans les aliments (rats, N = 200 à 250 M/250 à 400 F)	S-33 (Transvaal), broyage unique; Longueur médiane : 4,37 µm;	L'amosite n'était pas cancérogène à cette concentration.	Négatives

Référence	Exposition	Caractéristiques de l'amiante	Résultats	Preuves de cancérogénicité
		Plage de 0,85 à 995 µm; 24,6 % des fibres de plus de 100 µm; de nombreuses fibres de plus de 1 000 µm		
NTP (1990b)	Chrysotile, 1 % dans les aliments, fibres courtes (hamster, N = 253 M / 252 F) Chrysotile, 1 % dans les aliments, fibres de longueur intermédiaire (hamster, N = 251 M/252 F)	Fibres courtes : COF-25 Longueur médiane : 0,66 µm; Plage : 0,88 à 51,1 µm; 98 % des fibres inférieures à 10 µm Longueur intermédiaire : Plastobest-20 Longueur médiane : 0,82 µm; Plage : 0,104 à 783,4 µm; 65 % des fibres supérieures à 10 µm; 14 % étaient supérieures à 100 µm	Augmentation significative des adénomes corticosurrénaux chez les mâles exposés à des fibres de chrysotile courtes ou de longueurs intermédiaires, et chez les femelles exposées à du chrysotile de longueur intermédiaire, par rapport aux groupes témoins regroupés du NTP, mais cette augmentation n'était pas significative par rapport aux groupes témoins concurrents. Les auteurs ont noté que l'importance biologique de ce résultat était discutable	Négatives
NTP (1990c)	Trémolite, 1 % dans les aliments (rats, N = F0 : 70 M/140 F; F1 : 250 M/250 F)	Gouverneur Talc; amiante broyé et moulu 72 % trémolite, 25 % serpentine, 3 % autres; 93,6 % des fibres inférieures à 10 µm; 75 % inférieures à 4 µm	Aucune augmentation de l'incidence des tumeurs	Négatives
Smith et coll. (1980)	Amosite : 0,5, 5, 50 mg/L dans l'eau (130, 1 300, 13 000 MFL), (hamster, N = 30 M/30 F)	Norme de l'UICC, non traité; longueur moyenne : 2,4 µm; 91,5 % des fibres inférieures à 5 µm; 97,8 % inférieures à 10 µm; 2,6 % supérieures à 10 µm	Aucune augmentation de l'incidence de tumeurs liée au traitement	Négatives

Référence	Exposition	Caractéristiques de l'amiante	Résultats	Preuves de cancérogénicité
Smith et coll. (1980)	Résidus de minerai de taconite : 0,5, 5, 50 mg/L dans l'eau (45, 450, 4 500 MFL), (hamster, N = 30 M/30 F)	Longueur moyenne : 2,1 µm 95,8 % des fibres inférieures à 5 µm; 99,7 % des fibres inférieures à 10 µm; 0,3 % des fibres supérieures à 10 µm	Aucune augmentation significative des tumeurs	Négatives
Truhaut et Chouroulinkov (1989)	Chrysotile : 10, 60, 360 mg/jour dans l'huile de palme (Rats, N = 70 M/70 F)	UICC	Aucune différence dans la fréquence de tumeurs en ce qui concerne la localisation, le type de fibre, la dose et le sexe.	Négatives
Truhaut et Chouroulinkov (1989)	Chrysotile/crocidolite (75 %/25 %), 10, 60, 360 mg/jour dans l'huile de palme (Rats, N = 70 M/70 F)	UICC	Aucune preuve d'effet cancérogène.	Négatives

F – femelles; GI – gastro-intestinal; M – mâle; MFL – million de fibres par litre; NTP – National Toxicology Program; UICC – Union for International Cancer Control (norme sur l'amiante).

Les limites des études disponibles sur la cancérogénicité chez les animaux lors de l'exposition par voie orale ont également été relevées par des organismes d'évaluation des risques internationaux (OEHHA, 2003; ANSES, 2021). Voici certaines de ces limites :

- la majorité des études disponibles dans la littérature portait sur l'exposition chez de petits groupes d'animaux, ce qui fait en sorte qu'il est difficile de déterminer la signification statistique du développement de tumeurs dans le système digestif chez les rats, qui est un événement rare; les études du NTP, toutefois, avec des tailles de groupe suffisantes, sont considérées comme étant celles qui fournissent le plus d'information de toutes les études disponibles
- la majorité des études ont administré un faible nombre de doses (souvent une seule), ce qui limite toute interprétation des relations dose-réponse
- l'utilisation de différents milieux d'exposition (l'eau par rapport aux aliments) restreint la comparaison des résultats, en raison de leur influence sur la disponibilité et le temps de séjour de l'amiante dans le tractus gastro-intestinal
- dans certaines études, la période de latence est insuffisante pour évaluer des effets cancérogènes
- les études du NTP utilisent différents groupes témoins (certaines comparaisons ont été effectuées avec des témoins expérimentaux et d'autres avec des témoins combinés sur plusieurs expériences), ce qui peut avoir une incidence sur la signification statistique et l'interprétation des résultats observés

En résumé, il y a peu d'études animales qui fournissent des données de qualité concernant les effets sur la santé découlant de l'exposition par voie orale à l'amiante. Plusieurs des études chroniques menées par le NTP avec des rats et des hamsters n'ont pas relevé d'effets sur la santé d'importance biologique suite à une exposition par voie orale à des hautes doses de fibres d'amosite, de chrysotile, de crocidolite ou de trémolite. Bien qu'on ait observé des polypes adénomateux bénins dans le côlon des rats mâles seulement ayant ingéré des fibres de chrysotile de longueur intermédiaire à une concentration de 1 % dans les aliments (NTP, 1985), une dose plus élevée de chrysotile (10 %) n'a pas causé une augmentation des lésions cancéreuses dans le côlon des rats (Donham et coll., 1980); par conséquent, les données probantes pour cet effet sur la santé sont non concluantes. Les auteurs de l'étude du NTP (1985) ont noté qu'il n'y avait aucune indication de progression des polypes adénomateux bénins vers le cancer au cours de la durée de vie des animaux, et qu'il n'y avait pas d'incidence de néoplasmes épithéliaux malins dans le gros intestin. Dans une étude similaire (NTP, 1990b) avec des fibres de chrysotile courtes ou à longueur intermédiaire, aucun effet cancérogène n'a été observé chez des hamsters. Dans l'ensemble, les études animales sur toute la durée de vie ne fournissent pas de preuves cohérentes et concluantes indiquant que l'exposition orale aux fibres d'amiante cause le cancer dans aucun organe digestif spécifique.

B.2.3 Effets *in vitro*

Les études *in vitro* peuvent aider à comprendre comment la toxicité peut se produire au niveau cellulaire. Toutefois, elles ne constituent pas un indicateur approprié des effets potentiels sur la santé liés à l'exposition par l'eau potable. La conception de telles études ne rend pas compte fidèlement de l'environnement physiologique humain complexe, étant donné que les cellules sont exposées directement et continuellement, que les cellules ou tissus sont étudiés de manière isolée et que les processus physiologiques qui métabolisent ou enlèvent le contaminant sont absents.

Les rares données probantes *in vitro* disponibles montrent que la taille, le type et la morphologie des fibres peuvent influer sur les réponses inflammatoires, oxydatives et immunitaires. Hong et Choi (1997) ont traité des fibroblastes pulmonaires (cellules V79) de hamster chinois par de la crocidolite et du chrysotile à des doses variant de 0,16 à 20 µg/ml pendant 72 heures. Ils ont observé que les fibres étaient cytotoxiques après la formation de cellules géantes multinucléées induite par la phagocytose en interférant avec la mitose. Les auteurs ont également rapporté qu'à des doses plus élevées, le chrysotile était plus puissant pour induire des cellules géantes multinucléées que la crocidolite. Duncan et coll. (2010) ont démontré que l'expression des marqueurs de l'inflammation (IL-8 et COX-2) dans les cellules épithéliales bronchiques chez des humains était également induite par une exposition de 24 heures à deux types différents de fibres amphiboles non fractionnées (type Libby et amosite). Toutefois, dans le cas de l'exposition à des fibres plus petites (moins de 2,5 um), l'amosite de petite taille était quatre fois plus puissante que le type Libby. Khaliullin et coll. (2020) ont étudié la morphologie des fibres d'amiante et son influence sur la cytotoxicité, la sécrétion de cytokines et les changements transcriptionnels dans les macrophages alvéolaires murins (cellules MPI) après l'exposition à des particules minérales de riebéckite ou de trémolite, sous forme d'amiante ou non, pendant 24 heures. Les doses étaient basées sur la

masse, la surface et le nombre équivalent de particules. On a observé que les particules en amiante étaient plus cytotoxiques; toutefois, lorsque la surface ou le nombre de particules était équivalent, les particules d'amiante et non-amiante ont provoqué des fuites similaires de lacticodéshydrogénase et une viabilité cellulaire altérée. Tous les traitements ont augmenté la quantité de chémokines, mais pas de cytokines pro-inflammatoires. Les schémas de dérégulation de l'expression génique pour plusieurs gènes ont également été évalués et se sont révélés différents (surexpression ou sous-expression, ainsi que le degré d'effet) selon le type de minéral d'amiante.

B.2.4 Absorption, métabolisme, distribution et excrétion

B.2.4.1 Absorption

Il a été démontré que l'absorption des fibres d'amiante ingérées est très faible. Cook (1983) a analysé différentes expositions de plusieurs études d'exposition environnementale chez des animaux de laboratoire et l'humain, et a rapporté que seule une petite fraction des fibres ingérées était susceptible de pénétrer le tractus gastro-intestinal; Millette et coll. (1981) ont estimé l'absorption à travers le tractus gastro-intestinal à environ une fibre sur 1 000 (0,1%). Les facteurs pouvant influer sur le passage et l'absorption des fibres d'amiante dans le tractus gastro-intestinal comprennent le temps d'exposition total, le type d'aliments ou de liquides présents avec les fibres d'amiante, la perméabilité de la muqueuse gastro-intestinale, la présence d'anomalies muqueuses, la mobilité intestinale altérée et le microbiote présent dans le tractus intestinal (Cook, 1983; Pambianchi et coll., 2022). De plus, le tractus gastro-intestinal agit comme barrière solide contre l'absorption des fibres d'amiante en raison de sa structure robuste composée de cellules épithéliales colonnaires denses recouvertes de mucine, de tissu conjonctif sous-muqueux et de tuniques musculaires. Après un examen des études menées chez des animaux et l'humain portant sur le transport intestinal de macromolécules dans les aliments, Weiner (1988) a proposé quatre mécanismes par lesquels les macromolécules variant de 0,2 à 20 µm pouvaient traverser la barrière intestinale. Voici ces mécanismes : absorption par des cellules épithéliales spécialisées (avec moins de microvillosités) et/ou des macrophages des plaques de Peyer ou du tissu lymphoïde intestinal; endocytose des particules de moins de 2 µm en cellules épithéliales colonnaires par des vésicules membranaires; absorption possible dans les cellules caliciformes; transport paracellulaire par des jonctions serrées ayant des « fuites » entre les cellules (persorption) pour des particules plus grosses comme l'amiante.

On s'attend à ce que l'absorption cutanée des fibres d'amiante soit négligeable (OEHHA, 2003).

B.2.4.2 Distribution

Les fibres ingérées, une fois absorbées, peuvent être transportées vers différents organes. Une fois qu'elles ont traversé les cellules qui tapissent l'estomac ou l'intestin, les fibres absorbées atteignent la circulation sanguine ou le système lymphatique, qui peuvent les transporter à d'autres tissus, où elles se déposent ou sont enlevées. Les fibres trouvées au-delà du tractus gastro-intestinal sont généralement plus courtes que celles ingérées à l'origine. Il a été suggéré que des fibres de moins de 1 µm peuvent traverser la barrière intestinale par persorption (passage paracellulaire); les fibres de cette taille, selon les données disponibles sur le mode d'action, sont peu susceptibles de présenter un risque pour la santé.

Chez les souris exposées à l'amiante dans l'eau potable, on a détecté des fibres dans l'estomac, les intestins, le sang et le foie (Zheng et coll., 2019). Hasanoglu et coll. (2008) ont fourni des données probantes que les fibres d'amiante ingérées migraient vers les organes internes et provoquaient des changements histopathologiques. Chez des rats qui ont bu de l'eau contenant des fibres de chrysotile (1,5 et 3,0 g/L) pendant 6, 9 ou 12 mois, on a trouvé des fibres dans la rate et les poumons; les fibres ont sans doute atteint ces organes par la voie lymphohématologique. Il y a peu de données probantes disponibles sur le transfert placentaire de l'amiante après une exposition par voie orale. Haque et coll. (2001) ont étudié le transfert placentaire chez des souris enceintes exposées (par gavage) à l'amiante chrysotile à une concentration de 50 µg par 0,2 ml de solution saline. Les auteurs ont rapporté que les poumons des petits contenaient un nombre moyen de 780 fibres/g, et le foie, un nombre moyen de 214 fibres/g.

B.2.4.3 Métabolisme

Les fibres d'amiante ne sont pas métabolisées. Cependant, certains types de fibres peuvent être modifiés ou dégradés par l'acidité des sucs digestifs et des processus physiques du tractus gastro-intestinal, ce qui peut servir de mécanisme pour réduire la toxicité. Seshan (1983) a montré que l'exposition des fibres de chrysotile à des acides forts et à des sucs gastriques simulés causait des altérations physiques et chimiques, comme des changements dans la structure cristalline, une perte de magnésium et des variations de la charge de surface (de positif à négatif); toutefois, la crocidolite (un type amphibole) n'a pas changé avec l'exposition à l'acide. L'altération ou la dégradation des fibres d'amiante par les mécanismes gastro-intestinaux soutient l'observation de fibres plus courtes dans les tissus (par rapport au milieu d'exposition) analysées après des expositions par voie orale (ANSES, 2021).

B.2.4.4 Excrétion

Presque toutes les fibres traversent le système digestif en quelques jours et sont excrétées dans les matières fécales environ 48 heures après l'ingestion par voie orale chez les rats (ATSDR, 2001). On estime que 0,1 % des fibres dans l'eau potable contenant une teneur élevée en amiante non précisée ont été éliminées dans l'urine lors d'une étude sur l'ingestion menée chez l'humain (Cook et Olson, 1979). Les fibres éliminées étaient d'une longueur inférieure à 1 µm.

B.2.5 Génotoxicité et cancérogénéité

L'amiante est une substance cancérogène connue par inhalation, et a été évalué par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) comme étant un agent cancérogène du groupe 1 (l'agent est cancérogène pour l'Homme). Il cause le mésothéliome ainsi que d'autres cancers, notamment ceux du poumon, du larynx et des ovaires. Des associations positives entre les cancers du côlon, de l'estomac et du pharynx et l'exposition par inhalation chez les travailleurs exposés dans leur milieu de travail ont aussi été démontrées (CIRC, 2012). On a observé une génotoxicité des fibres inhalées dans des populations professionnelles et non professionnelles exposées à différents types de fibres d'amiante (ATSDR, 2001); cependant, aucune étude de population n'a porté sur la génotoxicité de l'amiante après l'ingestion.

Quelques études *in vivo* sur des modèles animaux ont rapporté qu'il n'y avait pas d'augmentation de la génotoxicité après une exposition par voie orale à l'amiante. Lavappa et coll. (1975) n'ont observé aucune augmentation de la fréquence de micronoyaux dans la moelle osseuse chez des souris gavées avec 4 à 400 mg/kg de chrysotile, ainsi qu'aucune augmentation dans le nombre d'aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse de singes gavés avec 100 ou 500 mg/kg de chrysotile. Chez des rats ayant reçu des doses de 50 mg/kg d'anthophyllite ou de crocidolite, on a observé aucune augmentation de la fréquence des échanges de chromatides sœurs dans les cellules de la moelle osseuse 24 heures après le gavage d'une seule dose (Varga et coll., 1996a; Varga et coll., 1996b).

Les données probantes issues d'études *in vitro* révèlent que les modifications génotoxiques ou mutagènes peuvent varier selon les cellules cibles. Des aberrations chromosomiques ont été démontrées dans des cellules mésothéliales humaines, des lymphocytes, et des cellules de liquide amniotique après l'exposition à des fibres de chrysotile (Valerio et coll., 1980; Olofsson et Mark, 1989; Emerit et coll., 1991; Korkina et coll., 1992; Pelin et coll., 1995; Dopp et coll., 1997; Dopp et Schiffmann, 1998; Takeuchi et coll., 1999), mais pas dans des fibroblastes ou dans des cellules de leucémie promyélocyttaire (Sincock et coll., 1982; Takeuchi et coll., 1999). La mutagénicité dépend des différences dans l'activité phagocytaire de la cellule (Both et coll., 1994; Both et coll., 1995); les cellules phagocytaires humaines, comme les cellules de mésothéliome, sont plus susceptibles aux blessures liées à l'amiante que les cellules non phagocytaires, comme les lymphocytes (Takeuchi et coll., 1999). Le degré d'exposition est également important, car une concentration seuil doit être dépassée avant qu'on observe des aberrations chromosomiques (DiPaolo et coll., 1983; Oshimura et coll., 1984; Jaurand et coll., 1986; Palekar et coll., 1988). Les modifications génotoxiques et mutagènes sont des effets indirects de la toxicité de l'amiante (voir la [section B.2.6](#)), mais il a aussi été montré que les fibres interfèrent physiquement avec la ségrégation des chromosomes lors de la mitose et causent des effets clastogènes (ATSDR, 2001; CIRC, 2012). L'exposition à l'amiante a entraîné des aberrations chromosomiques telles que l'aneuploïdie, la fragmentation, des cassures, des rearrangements, les délétions, des chromosomes dicentriques, des inversions et des anneaux dans des cellules d'ovaire de hamster chinois et des cellules embryonnaires de hamster syrien, ainsi que dans des cellules mésothéliales de rat et d'humain, des lymphocytes et des cellules de liquide amniotique. Il a été suggéré que les fibres d'amiante interfèrent physiquement avec la ségrégation des chromosomes pendant la mitose et causent des effets clastogènes (ATSDR, 2001; CIRC, 2012).

Finalement, des études dose-réponse ont montré qu'une concentration seuil (entre 7 et 40 µg/ml) doit être atteinte avant qu'on observe des aberrations chromosomiques (Dipaolo et coll., 1983; Jurand et coll., 1986; Oshimura et coll., 1984; Palekar et coll., 1988).

B.2.6 Mode d'action

Divers facteurs influent sur la toxicité liée à l'exposition à l'amiante, y compris la durée et la fréquence d'exposition, les concentrations tissulaires au fil du temps, la persistance des fibres dans le tissu (influencée par l'absorption, la distribution et la clairance des fibres), la susceptibilité individuelle et le type et la taille des fibres. Deux caractéristiques clés des fibres

ont une incidence sur les mécanismes associés à la toxicité de l'amiante par inhalation : attributs physiques – comme la longueur, la largeur, le rapport longueur sur largeur et la surface – ainsi que la composition chimique et la réactivité de la surface (Aust et coll., 2011).

Pepelko (1991) a évalué des données sur les animaux pour comparer l'efficacité de l'exposition par voie orale par rapport à l'exposition par inhalation, et le risque de cancer. Des 29 cancérogènes connus évalués, trois formes insolubles de particules fines (y compris l'amiante) montraient un risque accru de cancer uniquement par inhalation, alors que les 26 autres produits chimiques présentaient des risques similaires de cancer par voie orale et par inhalation. De plus, dans le cas de l'amiante, l'exposition par inhalation a été estimée comme étant 100 fois plus puissante que l'exposition par voie orale. Il est important de noter que l'étude sur l'exposition par voie orale utilisée aux fins de comparaison (Donham et coll., 1980) a rapporté des tumeurs dans le côlon de quatre animaux traités et de cinq animaux du groupe témoin, fournissant ainsi des preuves non concluantes de cancer après une exposition par voie orale. Néanmoins, Pepelko (1991) a démontré que dans le cas de l'amiante, l'exposition par inhalation est plus dangereuse que celle par voie orale, ce qui est probablement dû au dépôt et à une rétention plus longue des fibres dans le tissu pulmonaire comparativement au tractus gastro-intestinal où les fibres d'amiante sont rapidement éliminées.

Plusieurs études ont porté sur les mécanismes de la toxicité de l'amiante dans les poumons. Stanton et coll. (1977) rapportent que la nature physique de l'amiante, et non sa structure chimique, est responsable de son pouvoir cancérogène. Dans une étude sur l'exposition par inhalation, Stayner et coll. (2008) ont déterminé que les fibres d'une longueur supérieure à 10 µm étaient un facteur de prédiction important de la mortalité par cancer du poumon chez l'humain. Dans le cadre d'un examen de 59 ensembles de données, Wylie et Korchevskiy (2023) ont analysé la relation entre les dimensions des particules minérales allongées et le risque de mésothéliome ou cancer du poumon, et ont confirmé que le pouvoir cancérogène dépendait principalement de la dimension des fibres (surtout la largeur). Les auteurs ont observé que les fibres amphiboles d'une longueur supérieure à 5 µm et d'une épaisseur inférieure à 0,25 µm étaient les plus cancérogènes, tandis que les fibres de longueur inférieure à 5 µm n'étaient pas associées à un risque accru de cancer.

Les premières recherches suggèrent que les fibres d'amiante n'interagissent pas directement avec l'ADN causant des mutations géniques ou la transformation cellulaire (Williams, 1979; Shelby, 1988). Ces effets semblent plutôt être dus à l'activation des voies cellulaires liées à la mort cellulaire causée par des espèces réactives de l'oxygène (ERO) induites par l'amiante à forte dose. Par exemple, il a été démontré que les fibres d'amiante à forte teneur en fer, comme la crocidolite et l'amosite, génèrent des ERO, qui causent des dommages oxydatifs, des mutations de l'ADN et des réactions inflammatoires liées à la Cancérogenèse (Chao et Aust, 1994; Ghio et coll., 1997). Le CIRC (2012) a proposé un mécanisme pour la Cancérogénicité des fibres d'amiante pour la voie d'exposition par l'inhalation. Il est difficile pour les macrophages d'engloutir les fibres d'amiante de plus de 5 µm, ce qui provoque une clairance déficiente ou l'activation d'une réaction inflammatoire. Ces voies provoquent la libération d'ERO, d'espèces réactives d'azote, de cytokines, de chémokines et de facteurs de croissance qui favorisent des

dommages à l'ADN, l'apoptose et une inflammation persistante. Par conséquent, les mécanismes de fibrose (activation des voies de signalisation intracellulaire, résistance à l'apoptose, prolifération cellulaire) et les dommages à l'ADN (réparation insuffisante de l'ADN, altérations chromosomiques et épigénétiques, activation des oncogènes, inactivation des gènes suppresseurs de tumeur) peuvent ultimement mener au cancer du poumon ou au mésothéliome. Le mécanisme de cancérogénicité proposé par le CIRC est appuyé par une analyse des données *in vivo* et *in vitro* humaines et animales fournies par Krewski et coll. (2019), qui démontrent que l'amiante peut induire des altérations épigénétiques, du stress oxydatif et de l'inflammation chronique, et provoque l'immortalisation des cellules ainsi que la prolifération cellulaire, la mort cellulaire et une altération de l'apport en nutriments.

Finalement, les premières études mécanistiques menées chez les animaux pour étudier les effets de l'ingestion d'amiante sur l'ADN, l'ARN et la synthèse des protéines ainsi que les répercussions sur les changements enzymatiques dans les organes du tractus gastro-intestinal ont donné des résultats variables. Amacher et coll. (1974; 1975) ont mené des études d'exposition par voie orale chez les rats pour déterminer si le chrysotile pouvait modifier la synthèse de l'ADN dans le tractus gastro-intestinal. Dans une étude dose-réponse de deux semaines, ainsi qu'aux jours 1, 7, 14, 28 et 63 d'une étude temps-réponse, une seule dose de chrysotile administrée par gavage a causé des changements passagers non liés à la dose dans la synthèse de l'ADN, c'est-à-dire une synthèse accrue dans l'intestin grêle et le côlon, et une diminution de la synthèse dans le foie. Dans une deuxième expérience, des changements mineurs de la synthèse de l'ADN ont été observées dans l'estomac, le duodénum et le jéjunum (augmentée) ainsi que dans le foie (diminuée) trois jours après des expositions au chrysotile, à des doses allant de 5 à 100 mg/kg. Ces changements gastro-intestinaux ont également été observés par Jacobs et coll. (1977), qui ont exposé des rats au chrysotile dans les aliments et ont mesuré le métabolisme de l'acide nucléique dans les cellules muqueuses et les cellules lumen de l'intestin grêle. Après dix mois, les cellules lumen présentaient une augmentation de l'ADN cellulaire et une diminution des niveaux d'ARN. Cette étude a été élargie pour examiner le métabolisme des acides nucléiques dans un plus grand nombre de tissus du tractus gastro-intestinal après des expositions orales de courte durée (une semaine) et chroniques (de cinq à 15 mois) (Jacobs et coll., 1978). Après une courte période d'exposition, on a observé une augmentation du métabolisme de l'ADN dans l'intestin grêle, l'œsophage, le cæcum, le côlon et le rectum, l'estomac et la rate, mais une diminution dans le foie. On a observé des augmentations similaires du métabolisme de l'ADN après 15 mois d'exposition dans l'intestin grêle, le côlon et le rectum, l'estomac et la rate, ainsi qu'une diminution dans le foie. De plus, des altérations du métabolisme de l'ARN dans le foie et les poumons ont été observées. Chez les singes, une augmentation de la réPLICATION de l'ADN pancréatique a été observée neuf jours après l'administration d'une dose aiguë de chrysotile, mais, contrairement aux rats, il n'y a pas eu d'augmentation de la synthèse de l'ADN dans l'estomac, l'intestin grêle, le côlon, le foie ou le rein. De plus, on n'a observé aucun changement histopathologique notable (Epstein et Varnes, 1976). Les auteurs suggèrent que l'augmentation observée de la réPLICATION de l'ADN pancréatique peut être une réponse à la cytotoxicité induite par l'amiante, ou le résultat d'une stimulation directe par l'amiante.

B.3 Évaluation des risques

L'amiante est reconnu comme substance cancérogène lorsqu'il est inhalé. Toutefois, les études sur l'exposition par voie orale n'ont pas démontré clairement des effets nocifs sur la santé, cancérogènes et non cancérogènes.

Divers facteurs influent sur la toxicité de l'amiante, y compris la durée et la fréquence d'exposition, les concentrations tissulaires au fil du temps, la persistance des fibres dans le tissu (influencée par l'absorption, la distribution et la clairance des fibres), la susceptibilité individuelle et le type et la taille des fibres. La taille des fibres est le plus important déterminant du pouvoir cancérogène; en effet, il a été montré que les fibres d'une longueur supérieure à 5 µm et d'une largeur inférieure à 0,25 µm sont plus toxiques (voir la [section B.2.6](#)). La physiologie du tube digestif affecte aussi la toxicité de l'amiante. L'acidité stomacale favorise la dégradation de certaines fibres d'amiante (y compris le chrysotile) en fibres plus petites et moins toxiques, alors que la barrière muqueuse intestinale et les jonctions serrées cellulaires réduisent la pénétration et l'absorption des fibres. Les études menées chez les animaux et les humains indiquent que la majeure partie de l'amiante ingéré (plus de 99 %) traverse le système digestif et est excrété dans les 48 heures environ suivant l'ingestion (Millette et coll., 1981; Cook, 1983; ATSDR, 2001). De plus, les rares fibres qui traversent la barrière intestinale mesurent probablement moins de 1 µm de longueur, ce qui, selon les données disponibles sur le mode d'action, est une taille peu susceptible de présenter un risque pour la santé.

Une analyse du poids de la preuve des données épidémiologiques disponibles révèle que les données sur les effets cancérogènes et non-cancérogènes sur la santé suivant une exposition à l'amiante ne sont pas suffisantes pour déterminer une valeur basée sur la santé pour l'amiante dans l'eau potable. Huit études ont rapporté des associations possibles avec le cancer de l'estomac chez certaines personnes, mais peu d'études de haute qualité démontrent clairement une relation causale pour cet effet sur la santé. Les données disponibles ont plusieurs limites, y compris : la majorité des associations rapportées entre les effets sur la santé et l'exposition par voie orale ne montrent pas un effet de grande intensité; aucune relation dose-réponse claire dans les études évaluant plusieurs concentrations et/ou durées d'exposition; aucune des études n'a pris en compte tous les facteurs de confusion potentiels importants; faible confiance globale dans les effets sur la santé rapportés en raison d'un biais élevé dans beaucoup des études; aucune preuve claire d'associations entre différentes populations et différents lieux pour aucun des effets sur la santé.

Peu d'études animales fournissent des données de qualité concernant les effets sur la santé découlant de l'exposition par voie orale aux fibres d'amiante. Six études sur l'exposition à vie menées par le NTP chez des rats et des hamsters n'ont rapporté aucun effet nocif sur la santé suivant une exposition par voie orale à des doses élevées de différents types de fibres d'amiante. Des polypes bénins se sont développés seulement dans le côlon des rats mâles qui ont ingéré des fibres de chrysotile de longueur intermédiaire à une concentration de 1 % dans la nourriture. Cependant, les animaux ayant reçu une dose plus élevée dans la même étude n'ont pas montré d'incidence accrue de lésions cancéreuses dans le côlon; par conséquent, les

données probantes pour cet effet sur la santé sont non concluantes. Dans l'ensemble, les études animales sur toute la durée de vie ne fournissent pas de preuves cohérentes et concluantes indiquant que l'exposition aux fibres d'amiante par voie orale cause le cancer dans aucun organe digestif spécifique.

Les évaluations internationales ont tiré des conclusions similaires à partir des données scientifiques disponibles portant sur l'exposition par voie orale à l'amiante. Par exemple, la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2001), l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) (2021) et l'OMS (2021) ont conclu que les études d'exposition chez les humains et les animaux n'étaient pas suffisantes pour effectuer une analyse dose-réponse et déterminer des points de départ pour les effets cancérigènes et non cancérigènes. Les limites des données probantes épidémiologiques relevées par ces évaluations comprennent : peu ou pas d'information sur la durée et les niveaux d'exposition dans la plupart des études, rendant impossible toute interprétation de la dose-réponse et la causalité; une déclaration incohérente des niveaux d'exposition et des tailles de fibres; une prise en compte inadéquate des facteurs de confusion importants; des périodes d'observation trop courtes pour évaluer les effets cancérogènes; et des évaluations statistiques inconsistantes ou de faible puissance limitant l'interprétation des effets sur la santé. Les limites des données probantes sur les animaux comprennent : des petits groupes de doses (à l'exception des études du NTP) qui réduisent la puissance statistique; faible nombre de doses testées (souvent une seule dose); différents milieux d'exposition (eau par rapport aux aliments), ce qui limite la capacité de comparer les résultats de plusieurs études; période d'observation inadéquate pour évaluer des effets cancérogènes; utilisation de groupes témoins différents, ce qui peut influer sur la signification statistique et l'interprétation des résultats observés.

Il n'est pas recommandé d'établir une CMA pour l'amiante dans l'eau potable pour les raisons suivantes :

- il n'y a pas suffisamment de données disponibles sur l'exposition par voie orale à l'amiante pour déterminer une valeur basée sur la santé, en raison de limites importantes dans la conception des études et de l'absence d'effets clairs sur la santé
- les données historiques indiquent que les fibres d'amiante présentes dans l'eau potable sont généralement plus petites (moins de 1 µm) que celles habituellement associées aux effets nocifs sur la santé humaine
- après l'ingestion, les petites fibres présentes dans l'eau potable se dégradent davantage dans l'estomac et sont en grande partie excrétées, comme le tube digestif agit comme une barrière efficace à leur absorption

Il y a des limites et des lacunes dans les données probantes scientifiques en ce qui concerne les effets sur la santé associés à l'exposition orale à l'amiante. Dans le cadre de son processus d'examen continu des recommandations et des conseils pour l'eau potable, Santé Canada continuera à suivre les nouvelles recherches dans ce domaine et recommandera au besoin les modifications jugées appropriées au présent document.

B.4 Méthodes analytiques

B.4.1 Méthodes standardisées

Les méthodes standardisées disponibles pour l'analyse de l'amiante dans la source d'eau et l'eau potable, ainsi que leurs SA respectives, sont résumées dans les tableaux [5a](#) et [5b](#). Les SA dépendent de la matrice d'échantillons, de l'instrumentation et des conditions de fonctionnement choisies, et varient d'un laboratoire à l'autre. La détermination quantitative de l'amiante dans l'eau est effectuée à l'aide de la microscopie électronique à transmission (TEM) et l'identification se fait par l'analyse en dispersion d'énergie des rayons X et la diffraction d'électrons d'une région sélectionnée (SAED). Ces méthodes sont assujetties à diverses interférences, qui sont décrites dans les références respectives.

Comme aucun laboratoire accrédité n'effectue des analyses de l'amiante dans l'eau potable au Canada, aucun laboratoire n'a été contacté pour déterminer leur SA. Des laboratoires aux États-Unis effectuent des analyses pour les fibres d'amiante dans l'eau potable.

L'analyse des fibres d'amiante doit être effectuée selon les directives de l'autorité responsable en matière d'eau potable. Les SPEP devraient discuter des exigences d'échantillonnage avec le laboratoire qui effectue l'analyse pour s'assurer du respect des procédures de contrôle de la qualité. Ils devraient également comprendre les limites de quantification minimales du laboratoire, afin de garantir une surveillance exacte aux concentrations inférieures à la concentration repère qu'ils sélectionnent pour l'amiante.

Tableau 5a : Méthodes d'analyse standardisées de la U.S. EPA pour l'analyse de l'amiante dans l'eau potable

Méthode (référence)	Méthodologie	Sensibilité analytique ^a (MFL)	Commentaires
EPA 100.1 (U.S. EPA, 1983) et modifications recommandées (U.S. EPA, 1994b)	TEM, SAED et SDEX	NR	Considère les fibres de plus de 0,5 µm de longueur. Dans les échantillons ayant une turbidité de 0,1 UTN ou moins, on peut détecter 0,01 MFL.
EPA 100.2 (U.S. EPA, 1994a)	TEM, SAED et SDEX	0,2	Quantifie les structures de plus de 10 µm de longueur (celles pertinentes au « maximum contaminant level » de la U.S. EPA).

MFL – million de fibres par litre; NR – non rapporté; SAED – diffraction d'électrons d'une région sélectionnée; SDEX – analyse en dispersion d'énergie des rayons X; TEM – microscopie électronique à transmission; U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency; UTN – unité de turbidité néphélémétrique.

^a La sensibilité analytique est le type de limite de détection utilisé dans ce genre d'analyse.

Tableau 5b : Méthode standardisée APHA pour l'analyse de l'amiante dans l'eau potable

Méthode (référence)	Méthodologie	Sensibilité analytique ^a (MFL)	Commentaires
MS 2570 (APHA et coll., 2018)	TEM, SAED et SDEX	NR	Quantifie les structures de plus de 10 µm de longueur.

APHA – l'American Public Health Association; MFL – million de fibres par litre; NR – non rapporté; SAED – diffraction d'électrons d'une région sélectionnée; SDEX – analyse en dispersion d'énergie des rayons X; TEM – microscopie électronique à transmission.

^a La sensibilité analytique est le type de limite de détection utilisé dans ce genre d'analyse.

La principale différence entre la méthode EPA 100.1 et la méthode EPA 100.2 réside dans la taille limite utilisée pour définir une fibre d'amiante. La méthode EPA 100.1 définit les fibres comme ayant une longueur supérieure à 0,5 µm, alors que la méthode EPA 100.2 utilise 10 µm comme limite (U.S. EPA, 1983; 1994a). Toutefois, dans les deux cas, les fibres doivent avoir un rapport longueur sur largeur égal ou supérieur à 3:1 avec des côtés parallèles. La méthode standard (SM) 2570 est semblable à la méthode EPA 100.2, et seules les fibres ayant une longueur supérieure à 10 µm sont comptées (APHA et coll., 2018). Les règles de dénombrement sont précisées pour les différentes méthodes.

B.4.2 Conservation et préparation des échantillons

Les considérations relatives au traitement des échantillons pour l'analyse de l'amiante dans l'eau potable (par exemple, la conservation, le stockage et la digestion des échantillons) se trouvent dans les références énumérées dans les tableaux [5a](#) et [5b](#).

La méthode EPA 100.1 et ses modifications recommandées, la méthode EPA 100.2 et la SM 2570 précisent les étapes nécessaires pour préparer les bouteilles d'échantillonnage et éviter la contamination des échantillons. Les principales considérations comprennent utiliser des nouvelles bouteilles en verre ou en polyéthylène (pas en polypropylène) prénettoyées; éviter l'utilisation d'agents de conservation lors du prélèvement d'échantillons, transporter les échantillons de manière à garantir qu'ils sont filtrés dans le laboratoire dans les 48 suivant le prélèvement; éviter de congeler l'échantillon. Il est recommandé de réfrigérer l'échantillon pour réduire au minimum la croissance des algues et des bactéries.

Les modifications recommandées aux méthodes EPA 100.1 et 100.2 indiquent que la SA requise pour l'analyse de la conformité est de 0,2 MFL. Pour les échantillons ayant une turbidité de 0,1 UTN ou moins cette méthode permet de détecter une concentration aussi faible que 0,01 MFL.

B.5 Considérations relatives au traitement

Les sources de fibres d'amiante dans l'eau potable peuvent inclure la source d'eau (relargage des gisements minéraux d'amiante) et le réseau de distribution (libération des fibres des tuyaux en A-C). La [section B.6](#) présente des stratégies de contrôle, comme le maintien de la qualité de

l'eau; ces stratégies peuvent être mises en œuvre pour réduire au minimum la libération de fibres d'amiante des tuyaux en A-C dans les réseaux de distribution de l'eau potable.

B.5.1 Traitement à l'échelle municipale

Le traitement à l'échelle municipale peut être efficace pour enlever les fibres d'amiante dans la source d'eau. Le procédé conventionnel (coagulation et filtration) constitue la principale technologie de traitement prouvée pour enlever les fibres d'amiante dans la source d'eau. Plus de 99 % des fibres d'amiante, soit celles naturellement présentes ou celles provenant de sources anthropiques, peuvent être enlevées par une coagulation et une filtration optimisées (OMS, 2021). Compte tenu de la petite taille des fibres d'amiante, il est peu probable qu'elles soient enlevées par la filtration sur milieu granulaire (Logsdon et coll., 1983). Logsdon et coll. (1983) ont plutôt indiqué que les fibres d'amiante sont enlevées par sédimentation ou interception dans le lit filtrant, suivies de leur attachement. Pour que les fibres adhèrent au milieu filtrant, elles doivent d'abord avoir été suffisamment déstabilisées.

La sélection d'un procédé de traitement approprié dépendra de nombreux facteurs, notamment la source d'eau brute et ses caractéristiques, les conditions opérationnelles de la méthode de traitement choisie et les objectifs de traitement des responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable. Les objectifs de traitement peuvent exiger l'ajustement du pH après le traitement afin de corriger les problèmes de corrosion dans le réseau de distribution (Santé Canada, 2015). Les études à l'échelle de banc d'essai et les essais pilotes sont essentiels pour s'assurer que la source d'eau peut être traitée avec succès et pour optimiser les conditions opérationnelles.

B.5.1.1 Coagulation conventionnelle

Un aperçu des études basées sur la coagulation pour l'enlèvement des fibres d'amiante est présenté dans le [Tableau 6](#). Bon nombre de ces études ont été effectuées aux États-Unis, dans les régions du lac Supérieur et des monts Cascade dans l'État de Washington, dans les années 1970. La concentration des fibres d'amiante dans la source d'eau (Lawrence et Zimmermann, 1976; McGuire et coll., 1983) et la charge de surface des fibres d'amiante ont été relevées comme des facteurs ayant une influence sur l'enlèvement des fibres par coagulation (Bales et Morgan, 1985; Lawrence et coll., 1975; Parks, 1967; Webber et Covey, 1991).

L'alcalinité, le pH et la température de la source d'eau ont aussi une influence sur l'efficacité de la coagulation conventionnelle pour enlever les fibres d'amiante (Lawrence et Zimmermann, 1976). La taille des fibres affecte également leur enlèvement, et un plus grand nombre de petites fibres ont été trouvées dans l'eau traitée que dans l'eau brute après la filtration (Bales et coll., 1984; Logsdon et Symons, 1977). Les petites fibres de chrysotile (0,1 à 3,0 µm) peuvent ne pas être enlevées aux SPEP conçues pour l'enlèvement de la turbidité (Bales et coll., 1984). Dans la publication de Logsdon et coll. (1983), on a conclu que pour qu'une SPEP puisse enlever efficacement les fibres d'amiante, chaque procédé unitaire doit être exploitée efficacement. La qualité de l'eau traitée est fortement influencée par les concentrations de coagulants et de polyélectrolytes utilisées lors du traitement (Lawrence et Zimmermann, 1976).

Pour le chrysotile, il a été déterminé que la valeur de charge nulle était d'un pH autour de 10 à 11, alors que dans le cas de la cummingtonite, un amiante d'amphibole, cette valeur était autour de 5 (Logsdon et Symons, 1977; Parks, 1967). Bales et Morgan (1985) ont observé que les fibres de chrysotile en suspension dans un électrolyte inorganique avaient une charge de surface positive à un pH inférieur à 8,9. Les fibres peuvent aussi adsorber à la matière organique naturelle, à des concentrations qu'on trouve dans les eaux naturelles, pour acquérir une charge négative. Webber et Covey (1991) ont suggéré que cela favorise l'enlèvement par les procédés de coagulation et de sédimentation. Dans l'eau dont le pH variait entre 6 et 8, on a observé que les fibres amphiboles avaient une charge de surface négative, tandis que les fibres de chrysotile avaient une charge de surface positive (Logsdon et coll., 1983; Logsdon et Symons, 1977). Toutefois, Logsdon et coll. (1983) se sont demandés si la même charge de surface serait observée dans les eaux naturelles. Des essais pilotes ont révélé que les polymères anioniques n'étaient pas nécessairement les plus efficaces pour enlever l'amiante chrysotile. Lawrence et Zimmermann (1976) ont obtenu la même efficacité pour l'enlèvement du chrysotile et de la cummingtonite en combinant des polyélectrolytes non ioniques, cationiques ou anioniques avec de l'alun. Les auteurs ont suggéré que l'alun enlève physiquement les fibres d'amiante. Pour que le traitement soit efficace, Logsdon (1983) a résumé qu'il était important de contrôler la dose de coagulant pour déstabiliser la charge des particules ainsi que pour contrôler le pH durant le procédé.

Une étude a révélé qu'atteindre une turbidité de 0,1 unité de turbidité néphélémétrique (UTN) ou moins dans l'eau traitée ne se traduisait pas toujours par de faibles concentrations de fibres d'amiante (< 1 MFL) dans l'eau traitée (McGuire et coll., 1983). Toutefois, des travaux effectués par Logsdon (Logsdon, 1979; 1983; Logsdon et coll., 1983; Logsdon et coll., 1981) suggèrent que la turbidité peut être un indicateur utile de la qualité de l'eau traitée ou du rendement des filtres, malgré le manque de corrélation entre la turbidité et le nombre de fibres dans l'eau brute (Logsdon, 1983; Logsdon et coll., 1981). Lorsque la turbidité de l'eau filtrée augmente, la probabilité d'un nombre de fibres d'amiante plus élevé augmente également (Logsdon, 1983).

Lawrence et coll. (1975) ont testé l'impact de différents types de polyélectrolytes sur l'enlèvement des fibres d'amiante par des procédés de filtration de l'eau, en combinaison avec du chlorure ferrique : coagulants anioniques, non ioniques et cationiques. La charge des polyélectrolytes n'avait pas d'influence sur la formation de flocs. Des grands flocs, qui pouvaient mieux capturer les fibres d'amiante, se formaient avec l'eau brute plutôt qu'avec l'eau filtrée par du sable. Les auteurs ont expliqué que la filtration par le sable réduisait les centres de nucléation. On a établi qu'une dose de 6 à 8 ppm de chlorure ferrique était optimale. Lawrence et coll. (1975) ont également testé l'utilisation de bentonite et d'un polyélectrolyte cationique (1 ppm) : plus de 99 % des fibres d'amiante ont été enlevées, et il ne restait que quelques fibres de chrysotile. L'utilisation d'un polyélectrolyte anionique était peu efficace pour l'enlèvement. On peut expliquer ces résultats par les charges de surface des différents types de fibres d'amiante, et le chrysotile a une charge de surface positive (Lawrence et coll., 1975; Parks, 1967). Dans une station pilote à Seattle, au Washington, qui utilisait du sulfate d'aluminium liquide comme coagulant principal, on a utilisé avec succès un polymère non ionique pour

l'enlèvement de fibres amphiboles, alors qu'un polymère anionique a donné de meilleurs résultats pour l'enlèvement de fibres de chrysotile (Logsdon, 1979).

Les différents milieux filtrants rapportés dans les études sont indiqués dans le [Tableau 6](#), y compris l'anthracite, le sable, l'ilmenite et le grenat (Logsdon et coll., 1983).

Tableau 6 : Enlèvement des fibres d'amiante par coagulation ou traitement conventionnel

Concentration dans l'eau non traitée (MFL)	% d'enlèvement ou eau traitée (MFL)	Type de coagulant et dose	Information sur le traitement	Information sur le lieu et l'échelle	Référence
Moyenne : 690 ^a Plage : 230 à 1 300 ^a	Moyenne : 8,3 MFL Plage : 0,37 à 31 MFL	Alun : 3,8 à 9,9 mg/L Polymère cationique : 1,4 à 3,0 mg/L	Cl ₂ , alun et polymère cationique, agitation rapide, flocculation, séédimentation; Cl ₂ et polymère, filtration (charbon et sable); ajout de Cl ₂ , ajustement du pH	Usine de filtration F. E. Weymouth Grande échelle	McGuire et coll. (1983)
Moyenne : 650 Plage : 280 à 1 300	Moyenne : 35 MFL Plage : 0,25 à 200 MFL	Alun : 2,5 à 6,6 mg/L Polymère cationique : 1,6 à 2,4 mg/L	Cl ₂ , alun et polymère cationique, agitation rapide, flocculation, séédimentation; Cl ₂ et polymère, filtration (charbon et sable); ajout de Cl ₂ , ajustement du pH	Usine de filtration Robert B. Diemer Grande échelle	McGuire et coll. (1983)
Moyenne : 5,7 Plage : 0,19 à 45	Moyenne : 0,41 MFL Plage : Moins que la LD à 5,6 MFL	Alun : 0 à 5,0 mg/L Polymère cationique : 0,5 à 1,9 mg/L	Cl ₂ , alun et polymère cationique, agitation rapide, flocculation, séédimentation; Cl ₂ et polymère, filtration (charbon et sable); ajout de Cl ₂ , ajustement du pH	Usine de filtration Joseph Jensen Grande échelle	McGuire et coll. (1983)
Moyenne : 1,9	Moyenne : 0,31 MFL	Alun : 2,6 à 6,4 mg/L	Cl ₂ , alun et polymère cationique,	Usine de filtration Robert A. Skinner	McGuire et coll. (1983)

Concentration dans l'eau non traitée (MFL)	% d'enlèvement ou eau traitée (MFL)	Type de coagulant et dose	Information sur le traitement	Information sur le lieu et l'échelle	Référence
Plage : Moins que la LD à 6,4	Plage : Moins que la LD à 2,3 MFL	Polymère cationique : 0,3 à 3,1 mg/L	agitation rapide, flocculation, sédimentation; Cl ₂ et polymère, filtration (charbon et sable); ajout de Cl ₂ , ajustement du pH	Grande échelle	
Moyenne : 770 Plage : 230 à 1 900	Moyenne : 6,7 MFL Plage : 0,11 à 0,5 MFL	Alun : 5,4 à 10,5 mg/L Polymère cationique : 1,5 à 3,2 mg/L	Cl ₂ , alun et polymère cationique, agitation rapide, flocculation, sédimentation; Cl ₂ et polymère, filtration (charbon et sable); ajout de Cl ₂ , ajustement du pH	Usine de filtration Henry J. Mills Grande échelle	McGuire et coll. (1983)
Amphibole : 19 à 356	Amphibole : Moins de 0,07 à 2,3 MFL 97,1 % à 99,9 %	Alun : Dose non rapportée	Usine de filtration directe Agitation rapide à deux étapes, flocculation à deux étapes, matière filtrante mélangée 2,6 mgd	Two Harbors, Minnesota (lac Supérieur) Grande échelle	Logsdon (1979)
Amphibole : 1,8 à 25,3	Amphibole : Moins de 0,13 à 0,33 MFL 92,8 % à 99,29 %	Alun : Dose non rapportée	Agitation rapide, 2 bassins de flocculation en série, matière filtrante double (anthracite et sable)	Silver Bay, Minnesota (lac Supérieur) Grande échelle	Logsdon (1979)
1,2 à 15,8	0,02 à 0,1 MFL 87,2 % à 99,4 %	Chlorure ferrique : 13,3 mg/L	Agitation rapide là où la coagulation a lieu, bassin de flocculation, bassin de sédimentation, filtres à sable rapides	Torresdale, Philadelphia Grande échelle	Logsdon (1979)

Concentration dans l'eau non traitée (MFL)	% d'enlèvement ou eau traitée (MFL)	Type de coagulant et dose	Information sur le traitement	Information sur le lieu et l'échelle	Référence
2,9 à 19,5	Moins de 0,01 à 0,84 MFL 93,1 % à plus de 99,7 %	Chlorure ferrique : 7,3 mg/L	Agitation rapide, bassin de flocculation, cuves de sédimentation, filtres à sable rapides	Queen Lane, Philadelphia Grande échelle	Logsdon (1979)
2,5 à 15,2	Moins de 0,01 à 0,28 96,7 % à plus de 99,8 %	Alun : 15,5 mg/L	Agitation rapide, bassins de flocculation, bassins de sédimentation, filtres à sable rapides	Belmont, Philadelphia Grande échelle	Logsdon (1979)
Chrysotile : 143 Amphibole : 4,68	Chrysotile : 0,07 Amphibole : moins de 0,01	NR	Agitation rapide, flocculation progressive, sédimentation, filtres à sable rapides	Everett, Washington Échelle pilote	Échelle pilote/Watkins et coll. (1978)
Amphibole : Moyenne : 1,6 Plage : moins de 0,04 à 5,7 Chrysotile : Moyenne : 7,1 Plage : 1,2 à 25,8	Amphibole : moins de 0,01 à 0,72 MFL Chrysotile : moins de 0,01 à 11,2 MFL 9,5 % à 99,8 %	Alun : 2 à 16 mg/L Polymère cationique : 0,2 à 3,2 mg/L	Agitation rapide hydraulique, flocculation, décanteurs à tubes, filtre à matériau granulaire pH 6,1 à 6,7	Seattle, Washington Échelle pilote	Logsdon (1979)
1 300 ^c	0,05 MFL ^d	Alun : 50 ppm Polyélectrolyte non ionique : 1 ppm	Coagulation : 3 min à 100 rév./min Flocculation : 30 min à 30 rév./min Filtration : Filtres à sable ou filtres à sable/anthracite à 0,9 L/s	NR Échelle pilote	Lawrence et Zimmermann (1976)
12,3	99,8 %	Chlorure ferrique : 10 ppm	Après l'agitation, ajout de 1 ppm de polyélectrolytes, 100 rév./min, pendant 10 min.	Eau du lac Supérieur Échelle de banc d'essai	Lawrence et coll. (1975)

Concentration dans l'eau non traitée (MFL)	% d'enlèvement ou eau traitée (MFL)	Type de coagulant et dose	Information sur le traitement	Information sur le lieu et l'échelle	Référence
			Agitation à 40 rév./min pendant 30 min. pH 7,5 plus/moins 0,1		
12,3	0,9 MFL (9 x 10 ⁵ fibres/L)	Chlorure ferrique : 10 ppm	Filtration sur sable avant la coagulation	Eau du lac Supérieur Échelle de banc d'essai	Lawrence et coll. (1975)

Cl₂ – chlore; LD – limite de détection; MFL – million de fibres par litre; NR – non rapporté; Rév. – révolution.

^a Seules des fibres d'amiante chrysotile étaient présentes dans la source d'eau.

^b Principalement sous forme de cummingtonite.

^c Principalement sous forme de chrysotile.

^d Valeur interprétée à partir de la figure.

Une enquête nationale réalisée en 1979 auprès des municipalités canadiennes en lien avec l'amiante dans l'eau potable a quantifié la concentration de fibres d'amiante dans l'eau brute et traitée (si supérieure à 5 MFL) à sept SPEP (Chatfield et Dillon, 1979). À partir de ces données, Toft et coll. (1981) ont rapporté des enlèvements variant de 85,9 % à 100 % après le traitement, ce qui suggère que la coagulation et la filtration étaient efficaces pour enlever les fibres d'amiante chrysotile. D'après les données de Chatfield et Dillon (1979), des efficacités d'enlèvement supérieures à 99 % ont été calculées pour les SPEP. On a aussi noté que l'efficacité de l'enlèvement pouvait être liée au temps écoulé depuis le dernier lavage à contre-courant du lit filtrant (Toft et coll., 1981). Aucune information concernant les procédés de traitement n'a été fournie.

À l'échelle de banc d'essai, on a trouvé que l'utilisation de filtres de diatomées était efficace pour enlever les fibres d'amiante des eaux d'essai (Logsdon, 1979). La filtration utilisant différents milieux et différentes plages de tailles de particules a réduit la concentration de fibres d'amiante dans les échantillons prélevés dans le lac Supérieur (voir le [Tableau 7](#)) (Lawrence et coll., 1975).

Tableau 7 : Enlèvement de l'amiante de l'eau du lac Supérieur par la filtration à l'échelle de banc d'essai (Lawrence et coll., 1975).

Eau non traitée (MFL)	Eau traitée (MFL)	Milieu filtrant	Information sur la filtration
12,3	3,5	Sable, plage de taille des particules de 0,45 à 0,55 mm	Tubes en verre de 25 mm de diamètre Débit : 9,7 L/s/m ²
12,3	3,5	Sable, plage de taille des particules de 0,67 à 0,80 mm	Tubes en verre de 25 mm de diamètre Débit : 9,7 L/s/m ²
12,3	3,5	Sable, plage de taille des particules de 0,81 à 1,55 mm	Tubes en verre de 25 mm de diamètre

Eau non traitée (MFL)	Eau traitée (MFL)	Milieu filtrant	Information sur la filtration
12,3	0,4	Sable à mortier, plage de taille des particules de 0,0003 à 2,3 mm	Débit : 9,7 L/s/m ² Tubes en verre de 25 mm de diamètre Débit : L/s/m ²
12,3	0,33	Filtres de terre à diatomées	Non précisé

MFL – millions de fibres par litre.

L'alun peut être utilisé comme coagulant pour l'enlèvement de fibres d'amiante dans la source d'eau, mais peut également être la source d'aluminium dans l'eau distribuée si la coagulation n'est pas optimisée. Il faut réduire au minimum la concentration d'aluminium entrant dans le réseau de distribution à partir de la SPEP. Pour consulter une discussion plus détaillée, se reporter au document « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium » de Santé Canada (Santé Canada, 2021).

B.5.2 Traitement à l'échelle résidentielle

Dans les cas où l'on souhaite enlever les fibres d'amiante à l'échelle résidentielle, par exemple, lorsque l'eau potable d'une résidence provient d'un puits privé, un dispositif de traitement résidentiel peut être une option. Les certains dispositifs classés comme résidentiels peuvent avoir une capacité nominale supérieure à la capacité nécessaire pour une seule résidence. Par conséquent, ces systèmes peuvent également être utilisés dans des petits systèmes.

Avant d'installer un dispositif de traitement, il faudrait faire analyser l'eau pour en déterminer les caractéristiques chimiques générales, de même que la concentration de fibres d'amiante dans la source d'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. Les dispositifs peuvent perdre de leur capacité d'enlèvement avec le temps et à travers leur utilisation et il doivent être entretenus et/ou remplacer. 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. Le choix d'un système doté d'un avertisseur (par exemple, une alarme ou un voyant lumineux) indiquera quand l'entretien est nécessaire.

Santé Canada ne recommande aucune marque particulière de dispositif de traitement de l'eau potable. Cependant, il est fortement recommandé aux consommateurs d'utiliser des dispositifs certifiés par un organisme de certification accrédité. Cette certification assure que le dispositif de traitement de l'eau potable est conforme aux normes appropriées de NSF International/de l'American National Standards Institute (NSF/ANSI). Ces normes ont pour objet d'établir des exigences minimales relatives aux matériaux, à la conception et à la construction des dispositifs de traitement. Un tiers effectue la certification des unités de traitement. Cette certification assure que les matériaux du dispositif ne libèrent pas de contaminants dans l'eau potable (c'est-à-dire innocuité des matériaux). De plus, les normes comprennent des exigences de performance qui précisent le degré d'enlèvement qui doit être assuré pour certains

contaminants (c'est-à-dire déclaration de réduction) qui peuvent être présents dans les approvisionnement en.

Les organismes de certification (c'est-à-dire des parties tierces), qui doivent être accrédités par le Conseil canadien des normes, offrent l'assurance qu'un produit est conforme aux normes en vigueur. Les organismes suivants ont été accrédités au Canada (CCN, 2025) :

- [Groupe CSA](#)
- [NSF International](#)
- [Water Quality Association](#)
- [UL Solutions](#)
- [Bureau de normalisation du Québec \(en français seulement\)](#)
- [International Association of Plumbing and Mechanical Officials](#)
- [ALS Laboratories \(anciennement Truesdail Laboratories Inc.\)](#)

Il est possible d'obtenir une liste à jour des organismes de certification accrédités auprès du [Conseil canadien des normes](#).

Il existe actuellement des dispositifs de traitement résidentiels certifiés pour l'enlèvement de fibres d'amiante dans l'eau potable.

Les normes 53 (Drinking Water Treatment Units – Health effects) et 58 (Reverse osmosis drinking water treatment systems) de la NSF/ANSI s'appliquent à l'enlèvement des fibres d'amiante dans l'eau potable. Pour qu'un dispositif de traitement de l'eau potable soit certifié conforme aux normes 53 et 58 pour l'enlèvement des fibres d'amiante, il doit pouvoir réduire une concentration moyenne dans l'affluent de 10^7 à 10^8 fibres par litre d'eau moins 99 %. La déclaration de réduction est basée sur des fibres d'une longueur supérieure à 10 µm, selon la méthode 100.1 de la U.S. EPA ou l'analyse des fibres d'amiante au moyen de la MET ou de la diffraction des rayons X. L'eau non traitée doit être composée d'un mélange 50/50 de chrysotile et d'amiante anthophyllite (NSF International, 2023a; 2023b).

L'eau traitée par OI et distillation est plus susceptible d'être corrosive pour les composants internes de la plomberie. De plus, comme il faut d'importantes quantités d'eau à traiter pour obtenir le volume requis d'eau traitée, ces dispositifs ne sont généralement pas pratiques à installer au point d'entrée. Par conséquent, il faudrait installer ces dispositifs uniquement au point d'utilisation.

B.5.3 Considérations relatives au réseau de distribution

Les réseaux de distribution sont complexes et les problèmes de qualité de l'eau qui y sont liés sont par nature difficiles à gérer. De l'information supplémentaire sur les défis liés aux réseaux de distribution ainsi que sur leur entretien peut être trouvée ailleurs (Santé Canada, 2022a; 2022b). Les tuyaux en A-C peuvent se détériorer après une exposition prolongée à de l'eau aggressive (comme de l'eau douce avec une teneur très faible en ions), en raison de la dissolution

de la chaux et d'autres composés solubles, ou de l'attaque chimique par des ions, comme des concentrations élevées de sulfate, qui peuvent réagir avec de la chaux libre et de l'aluminate de calcium hydraté pour former du sulfate de calcium (gypse) et du calcium (Leroy et coll., 1996; Chowdhury et coll., 2012; Hu et Hubble, 2005; 2007). Ces facteurs peuvent contribuer à la défaillance structurelle possible des tuyaux en A-C. L'âge, le diamètre, le type de sol présent autour des tuyaux et les méthodes d'entretien utilisées peuvent aussi influencer sur les ruptures des tuyaux en A-C (Chowdhury et coll., 2012; Hu et Hubble, 2005; 2007).

B.5.3.1 Facteurs ayant une influence sur la détérioration des tuyaux A-C

Les conduites principales en A-C peuvent se détériorer, et certaines données probantes révèlent que l'érosion du matériel des tuyaux peut mener à la libération des fibres d'amiante (Toft et coll., 1981; Webber et coll., 1989). Les fibres d'amiante provenant des tuyaux en A-C ont tendance à être plus longues que celles provenant naturellement de l'érosion dans l'environnement et possiblement présentes dans la source d'eau (Millette et coll., 1980). Dans certains systèmes d'approvisionnement en eau potable, Toft et coll. (1981) ont observé une différence significative dans les concentrations de fibres d'amiante entre les échantillons recueillis dans l'eau traitée et dans les réseaux de distribution. Dans un réseau de distribution à Winnipeg, au Manitoba, on a observé une augmentation progressive des fibres d'amiante au fur et à mesure que l'eau circulait dans le réseau de distribution. La concentration de fibres d'amiante dans l'eau traitée se situait entre 0,5 et 1,3 MFL, mais passait à 6,5 MFL dans le réseau de distribution. Les auteurs ont suggéré que l'érosion des tuyaux en A-C était la source de fibres d'amiante. Webber et coll. (1989) ont constaté que des tuyaux en A-C détériorés contribuaient à des concentrations de fibres d'amiante allant jusqu'à 1 850 MFL dans le réseau de distribution de Woodstock, à New York. Les auteurs ont suggéré que l'eau souterraine corrosive aurait pu avoir détérioré les tuyaux en A-C.

Mager et coll. (2022) ont observé la détérioration de tuyaux en A-C qui avaient été installés à Christchurch, en Nouvelle-Zélande. Un taux moyen de corrosion de 0,20 mm par an a été observé, ainsi que le relargage des fibres d'amiante, qu'on a expliqué par une eau distribuée douce et très agressive. Pour les fibres d'une longueur supérieure à 10 µm, on a relevé des concentrations inférieures à la limite de détection à 3,7 MFL aux bouches d'eau, et des concentrations inférieures à la limite de détection à 6 MFL aux robinets résidentiels ou publics. Les auteurs ont expliqué la différence dans les concentrations entre les bouches d'eau et les résidences par le taux d'écoulement élevé lors du rinçage des bouches d'eau avant le prélèvement des échantillons, qui peut mobiliser les fibres d'amiante. Ces résultats limités semblent indiquer que le prélèvement d'échantillons au robinet n'est pas nécessairement un bon indicateur de la détérioration des tuyaux en A-C.

Corrosion des tuyaux en A-C

La corrosion, ou la dissolution, des tuyaux en A-C dépend de facteurs de solubilité. La matrice des tuyaux en A-C est prédominée par trois phases : silicate tricalcique (Ca_3SiO_5), silicate dicalcique (Ca_2SiO_4) et aluminate tricalcique ($\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{O}_6$) (Schock et Buelow, 1981; Schock et coll., 1981). On trouve également de la chaux libre ou de l'hydroxyde de calcium [$\text{Ca}(\text{OH})_2$] dans la matrice. L'eau ayant un faible pH (pH inférieur à environ 7,5 ou 8,0, à moins qu'elle contienne

des concentrations élevées de calcium et d'alcalinité), et des concentrations très élevées de sulfates et de polyphosphates sont particulièrement corrosives pour les tuyaux en A-C (Leroy et coll., 1996).

Les eaux dures sont généralement moins corrosives que les eaux douces. Des concentrations élevées de calcium aident à stabiliser les phases de silicate de calcium dans les tuyaux en A-C et favorisent la formation de carbonate de calcium pour bloquer la libération de chaux libre (hydroxyde de calcium) (Leroy et coll., 1996). Dans les eaux douces à faible teneur en minéraux, l'hydroxyde de calcium est d'abord libéré du tuyau par dissolution. Soit le carbonate de calcium est dissous soit il ne se forme pas, selon la teneur en acide de l'eau. Les silicates de calcium hydratés sont ensuite convertis en carbonate de calcium (Leroy et coll., 1996). Lorsqu'il y a relargage du calcium des tuyaux en A-C, les fibres d'amiante peuvent être libérées dans l'eau (Zavasnik et coll., 2022).

La dissolution des tuyaux en A-C peut avoir l'effet suivant sur l'eau distribuée (Leroy et coll., 1996) :

- augmentation des concentrations de calcium, d'aluminium et d'espèces silicatées en solution
- augmentation du pH en raison de plusieurs réactions de dissolution et des dissociations d'acide silicique; la dissolution de l'hydroxyde de calcium libère aussi de l' OH^-
- augmentation de l'alcalinité de l'eau dans le réseau de distribution, puisque l'augmentation du pH favorise la formation d'ions bicarbonate et carbonate
 - d'autres ions, comme OH^- , SiO(OH)^{3-} et $\text{Si}_2\text{O}_2(\text{OH})_2^{2-}$ contribuent aussi directement à l'alcalinité

Il peut y avoir une perte de la stabilité mécanique des tuyaux en A-C lorsque la paroi intérieure des tuyaux se détériore (Zavasnik et coll., 2022). Cela peut entraîner des fissures et des fuites dans les tuyaux en A-C (Slaats et coll., 2004). Les micro-organismes peuvent aussi causer des dommages structurels aux tuyaux en A-C en générant des acides organiques favorisant le relargage de la chaux libre et la dissolution du calcium (Wang et coll., 2011).

Réactions de précipitation dans les réseaux de distribution

Il peut être difficile de prévoir les effets des réactions de précipitation dans les réseaux de distribution. Le pouvoir tampon de l'eau peut également atténuer le changement de pH dans l'eau distribuée. Des augmentations très importantes et localisées du pH peuvent causer le dépôt de CaCO_3 , ce qui aurait un effet protecteur sur le tuyau en A-C. Néanmoins, si le pH et le calcium dans l'eau distribuée augmentent plus on s'éloigne de la SPEP, c'est une bonne indication de la dissolution des tuyaux en A-C. La matrice des tuyaux en A-C peut également se stabiliser, car les dépôts de carbonate de calcium peuvent protéger le matériau cimentaire, et rendre les changements au pH et à la concentration de calcium moins importants (Leroy et coll., 1996). Les changements du pH et de la concentration de calcium dans l'eau distribuée peuvent indiquer une dissolution des tuyaux en A-C, mais les changements ne sont pas un indicateur direct de la libération de fibres d'amiante et doivent être interprétés avec prudence (Leroy et coll., 1996).

Considérations liées à l'âge et au débit des tuyaux en A-C

Lors de l'évaluation de la détérioration des tuyaux en A-C, il faut tenir compte de l'âge des tuyaux et du débit dans le réseau de distribution. En particulier, même dans une eau non agressive, il peut y avoir détérioration des conduites principales lorsqu'elles sont situées dans des culs-de-sac et s'il y a de longs temps de séjour (Webber et Covey, 1991). Les fibres d'amiante qui s'accumulent dans les culs-de-sac des réseaux de distribution peuvent aussi être libérées pendant le rinçage des conduites principales (Logsdon, 1983; Webber et coll., 1989).

Des débits d'eau élevés peuvent aussi mener à un grand nombre de fibres d'amiante dans les réseaux de distribution, jusqu'à 100 fois les concentrations normales. Par conséquent, il faut effectuer le rinçage des conduites principales d'eau potable d'une manière qui enlève complètement les débris, et qui ne fait pas que remuer les sédiments (Logsdon, 1983). Webber et Covey (1991) mentionnent que le rinçage des tuyaux en amiante-ciment qui sont déjà détériorés peut augmenter la présence de fibres d'amiante. Les auteurs recommandent d'éliminer des tuyaux en A-C détériorés comme source de fibres d'amiante avant de mettre en place un programme de rinçage pour un réseau de distribution qui contient des tuyaux en A-C. Si on observe une détérioration importante des tuyaux en A-C, l'inversion du sens d'écoulement ou un débit d'eau élevé peut déloger les fibres d'amiante et n'est généralement pas recommandé.

B.5.3.2 Indices

Lorsque les tuyaux en A-C sont exposés à de l'eau de différentes chimies, il n'existe pas d'indice simple permettant de prédire leur comportement (Leroy et coll., 1996). Néanmoins, la prédiction du seuil de formation du carbonate de calcium est importante. Lorsque l'eau atteignait les niveaux de saturation en calcite, on a observé un maintien de l'intégrité des tuyaux en A-C (Schock et Buelow, 1981).

L'indice de saturation Langelier (LSI) est basé sur l'effet du pH sur la solubilité du CaCO₃ à l'équilibre. Le pH auquel une eau est saturée en CaCO₃ est appelé le pH de saturation (pHs). Au pHs (LSI égal à 0), on ne s'attend pas à ce qu'une échelle de CaCO₃ soit déposée ou dissoute. Il a également été déterminé que le pH de saturation peut être inadéquat lorsque les concentrations de calcium et l'alcalinité sont faibles (Buelow et coll., 1980).

Le LSI est défini par l'équation suivante :

$$\text{LSI} = \text{pH} - \text{pHs}$$

LSI supérieur à 0 : L'eau est sursaturée et peut précipiter une couche d'incrustations de CaCO₃.
LSI égal à 0 : L'eau est saturée (en équilibre) de CaCO₃ et aucune couche d'incrustations n'est précipitée ou dissoute.

LSI inférieur à 0 : L'eau est sous-saturée et peut dissoudre le CaCO₃ solide (Schock et Lytle, 2011).

L'indice d'agressivité (IA) est utilisé comme indicateur de la corrosivité de l'eau, mais ne prédit pas nécessairement la libération de fibres d'amiante (Millette et coll., 1984) ni le comportement des tuyaux en A-C (Buelow et coll., 1980). Le but initial de l'indice d'agressivité était de décrire les conditions de qualité de l'eau pouvant provoquer des défaillances structurelles (Hu et Hubble, 2007; Schock et coll., 1981). Schock et coll. (1981) ont également déterminé que l'indice d'agressivité avait tendance à être trop prudent dans sa prédiction de la corrosivité de l'eau. Les lacunes de l'indice d'agressivité comprennent (Schock et Buelow, 1981) :

- la dépendance de la constante de solubilité de la calcite à la température
- l'hypothèse selon laquelle la dissolution du ciment Portland, qui est siliceux, peut être représentée avec précision par la calcite est possiblement fausse
- il ne tient pas compte des réactions de complexation (c'est-à-dire avec les additifs de polyphosphate) qui peuvent limiter les activités d'ions libres des ions de calcium et de carbonate
- il ne tient pas compte de la formation de précipités protecteurs
- il ne tient pas compte de l'effet des revêtements de tuyaux

B.5.3.3 Passivation des tuyaux en A-C

Les tuyaux en A-C peuvent être protégés contre la dissolution par la formation d'un film de passivation recouvrant l'intérieur du tuyau. Le carbonate de calcium peut être déposé à la surface de la paroi du tuyau, ce qui peut réduire le relargage de chaux libre du tuyau en A-C. Le dépôt de carbonate de calcium dépend du pH, de la dureté et de l'alcalinité de l'eau distribuée; un pouvoir tampon et une alcalinité élevés favorisent les dépôts (Leroy et coll., 1996). Leroy et coll. (1996) ont également résumé plusieurs études sur la corrosion interne des tuyaux en A-C et ont souligné que les différents types de dépôts contenant du fer, du manganèse, du magnésium, du carbonate de calcium, du zinc et de la matière humique colloïdale peuvent agir comme barrière pour l'enlèvement du calcium. Par exemple, ajouter des chlorures, des sulfates ou des sels d'orthophosphate de zinc peut fournir un revêtement protecteur de zinc à l'intérieur des tuyaux en A-C lorsqu'ils sont ajoutés à l'eau à la bonne concentration et dans la plage de pH appropriée, et lorsque ces conditions chimiques sont maintenues dans tout le réseau de distribution. Le précipité de zinc-hydroxy-carbonate qui se forme à la surface du tuyau peut le protéger et empêcher la libération de fibres d'amiante (Schock et Buelow, 1981). Albertin et coll. (1992) ont observé que les tuyaux en A-C recouverts de dépôts inorganiques, composés de carbonates, de sulfates et de silicates, libéraient des quantités significatives de fibres d'amiante au contact des eaux agressives.

B.5.3.4 Réparations du réseau de distribution

Des travaux physiques sur les tuyaux en A-C peuvent libérer des fibres d'amiante dans l'eau distribuée, par exemple, si les opérations de taraudage ou de découpe ne sont pas effectuées correctement. Les opérations de taraudage de tuyaux en A-C dégradés ont été associées à une augmentation des fibres d'amiante dans les réseaux de distribution (Webber et coll., 1989). La vibration mécanique des tuyaux en A-C, causée par la circulation, la construction ou d'autres sources, peut aussi affecter la libération des fibres d'amiante dans l'eau distribuée en dégradant les dépôts de calcium et la composante structurelle des tuyaux (Zavasnik et coll., 2022). Le

rinçage des conduites principales peut habituellement enlever les fibres qui ont été libérées (Logsdon, 1983; Webber et Covey, 1991).

B.5.4 Gestion des résidus

Les technologies de traitement peuvent produire divers résidus contenant de l'amiante (par exemple, eau de lavage à contre-courant, eau/concentré de rejet, déchets de milieu filtrant). On devrait consulter les autorités appropriées pour s'assurer que l'enlèvement des résidus liquides et solides provenant de la production d'eau potable est conforme à la réglementation applicable. Des conseils sur la gestion des résidus sont disponibles ailleurs (CCME, 2003; 2007).

B.6 Stratégies de gestion

Une CMA n'est pas recommandée, mais compte tenu des préoccupations du public et l'objectif de minimiser la charge de particules dans l'eau potable traitée, afin d'assurer l'opération efficace du réseau de distribution, il est recommandé de mettre en œuvre des pratiques exemplaires pour réduire au minimum les concentrations de fibres d'amiante dans l'eau potable. De manière générale, tous les SPEP devraient mettre en œuvre un plan de gestion des risques pour la salubrité de l'eau complet et à jour ou tout autre cadre de gestion de l'eau « de la source au robinet » fondé sur les risques (CCME, 2004; OMS, 2012, 2017). Cette approche exige 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 et/ou de gestion sont institués (par exemple, procédures opérationnelles standardisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). La détermination de la surveillance de la conformité et la mise en œuvre d'autres protocoles pour valider le plan de salubrité de l'eau (par exemple, la tenue de dossiers, la satisfaction des consommateurs) ont ensuite lieu. Les opérateurs doivent aussi recevoir une formation pour assurer l'efficacité du plan de salubrité de l'eau (Smeets et coll., 2009).

B.6.1 Stratégies de contrôle

Pour les sources d'eau ayant des concentrations élevées de fibres d'amiante, on peut implémenter le procédé conventionnel et l'optimiser pour l'enlèvement des fibres d'amiante. On peut également envisager des options autres que le traitement de l'eau, comme l'utilisation d'autres sources d'approvisionnement en eau potable. Lorsque l'option d'une technologie de traitement est retenue, il est recommandé réaliser des essais pilotes pour s'assurer que la source d'eau peut être traitée avec succès et que la conception du procédé est établie. Il faut accorder une attention particulière à la qualité globale 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 agressive, elle peut entraîner un relargage du plomb ou du cuivre dans le réseau de distribution.

En général, il faudrait gérer le réseau de distribution de manière à ce que l'eau potable se rende de la SPEP au point de consommation avec le moins de perte de qualité possible. Étant donné

que les sources d'approvisionnement en eau potable, SPEP et les réseaux de distribution peuvent différer considérablement, une stratégie de contrôle propre au réseau sera nécessaire.

S'il y a des tuyaux en A-C dans le réseau de distribution, la qualité de l'eau distribuée devrait assurer une protection contre leur dissolution et le relargage subséquent des fibres d'amiante dans l'eau distribuée (Logsdon, 1983). Il faut modifier l'eau ayant un faible pH et une faible alcalinité pour s'assurer qu'elle n'est pas agressive pour les tuyaux en A-C. De plus, les parois de tuyaux peuvent être passivées par précipitation chimique, ou un revêtement de mortier de ciment peut être appliqué sur la paroi du tuyau pour sceller les fibres d'amiante contre l'érosion (Leroy et coll., 1996; Logsdon, 1983). Dans le réseau de distribution de Woodstock, à New York, le retrait des tuyaux en A-C détériorés a réduit les concentrations de fibres d'amiante là où des concentrations élevées avaient été mesurées (Webber et coll., 1989).

Le rinçage de la conduite principale peut généralement enlever les fibres qui ont été libérées dans l'eau distribuée, par exemple par la découpe d'un tuyau en A-C ou le piquage inapproprié (Logsdon, 1983; Webber et Covey, 1991). Avant de lancer un programme de rinçage dans un réseau de distribution avec des tuyaux en A-C, les SPEP doivent déterminer si les tuyaux sont une source de fibres d'amiante. Le rinçage devrait enlever les débris sans remuer les sédiments. Il n'est habituellement pas recommandé d'inverser le sens d'écoulement ou d'avoir un débit d'eau élevé s'il y a une détérioration importante des tuyaux en A-C.

Il faut respecter tous les règlements pertinents en matière de santé et de sécurité lors du retrait des tuyaux en A-C afin de garantir la sécurité des travailleurs. Les pratiques exemplaires comprennent réduire au minimum la libération de fibres d'amiante lors de la coupe des tuyaux afin de protéger les travailleurs contre le risque d'inhalation.

B.6.2 Surveillance

B.6.2.1 Source d'approvisionnement en eau potable

Il faut effectuer une analyse des sources d'eau pour déterminer si elles contiennent des fibres d'amiante, surtout si elles sont situées près des endroits où on sait, ou on soupçonne, que l'amiante est présente au niveau géologique.

La surveillance de la source d'eau doit être effectuée tous les ans. Les autorités peuvent envisager une surveillance réduite lorsqu'il a été démontré que l'amiante n'est pas présent et/ou qu'un traitement approprié est en place.

B.6.2.2 Surveillance opérationnelle ou du traitement

Lorsqu'un traitement est nécessaire pour enlever les fibres d'amiante, une surveillance opérationnelle doit être mise en place pour confirmer que le procédé de traitement fonctionne comme prévu (par exemple, 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.

B.6.2.3 Réseau de distribution

L'information tirée de la surveillance des fibres d'amiante dans l'eau potable peut éclairer des décisions concernant les plans de remplacement des infrastructures et appuyer la communication avec les clients sur la qualité de l'eau.

La plupart des tuyaux en A-C ont été installés il y a plusieurs décennies (des années 1940 jusqu'à la fin des années 1970), et sont à la fin de leur durée de vie utile, ou près de l'être (Chu et coll., 2008). Par conséquent, il faut que les responsables des réseaux de distribution fassent les travaux nécessaires pour déterminer où se situent les tuyaux en A-C, et évaluer leur état, afin d'orienter l'élaboration d'un calendrier de remplacement des infrastructures. Comme les fibres d'amiante peuvent être libérées des tuyaux en A-C qu'on trouve dans les réseaux de distribution, il faut aussi exercer une surveillance dans les réseaux de distribution aux endroits où la présence de tuyaux en A-C est connue. Cela est particulièrement important dans les systèmes avec une qualité d'eau agressive (comme un faible pH), comme l'eau agressive pourrait nuire à l'intégrité des tuyaux. Il faut également effectuer de la surveillance lorsqu'il y a des fibres d'amiante dans la source et au point d'entrée du réseau de distribution, ou encore dans l'eau distribuée. Les SPEP qui ont des données de base qui indiquent qu'il n'y a pas de fibres d'amiante dans le réseau de distribution peuvent effectuer une surveillance moins fréquente.

Les programmes de surveillance doivent être conçus en fonction de chaque réseau particulier, afin qu'il soit possible de vérifier que les stratégies de surveillance fonctionnent comme prévu et prennent en compte les facteurs de risque de concentration élevée de fibres d'amiante dans le réseau de distribution. Les facteurs qui influencent la libération de fibres d'amiante, comme les changements aux propriétés chimiques de l'eau, et les perturbations physiques/hydrauliques ou les ruptures de tuyau dans le réseau de distribution, pourraient servir d'indicateurs de la fréquence de surveillance des libérations de fibres, ainsi que des endroits où exercer une telle surveillance.

Contrôler la présence de fibres d'amiante dans le cadre de la surveillance de l'eau aux conduites principales des bouches d'eau peut donner une bonne indication de la dégradation des tuyaux (Mager et coll., 2022). Si la concentration de calcium et de pH augmente avec l'augmentation de la distance parcourue dans les réseaux de distribution, cela peut être un indicateur de la détérioration des tuyaux en A-C (Leroy et coll., 1996). Toutefois, d'autres réactions dans l'eau peuvent avoir une influence sur le pH dans l'eau, et cette augmentation n'indique pas nécessairement la libération de fibres d'amiante (Leroy et coll., 1996). Les résultats pour les fibres d'amiante obtenus à partir des conduites principales des bouches d'eau, combinés aux résultats sur la qualité de l'eau (comme le pH et le calcium) pourraient être utilisés pour établir la priorité et planifier le remplacement des tuyaux en A-C (Leroy et coll., 1996; Mager et coll., 2022).

On peut également surveiller l'intégrité structurelle des conduites principales. On peut retirer une section des tuyaux en A-C pour déterminer le niveau de détérioration et différents tests peuvent être effectués (Hu et coll., 2008), bien que ce type de test soit destructif. On peut

examiner visuellement l'état général et les anomalies. Un essai de rayage peut être effectué pour évaluer le ramollissement de l'intérieur des tuyaux en A-C (Buelow et coll., 1980). Le test de dureté de Barcol comprend une mesure de dureté et des lectures du duromètre qui fournissent des renseignements au sujet de la profondeur à laquelle le calcium a été perdu à la surface du tuyau (Hu et coll., 2008; Millette et coll., 1984). On peut aussi évaluer l'état des tuyaux en A-C au moyen du test de phénolphthaléine, qui fournit des renseignements sur le relargage de la chaux (Leroy et coll., 1996). L'analyse élémentaire de l'intérieur des parois des tuyaux peut aussi donner de l'information sur le relargage de la chaux et la présence de calcium (Hu et coll., 2008). Un test de force des tuyaux peut donner de l'information sur leurs résistances résiduelles, et on peut faire la comparaison avec les normes (Hu et coll., 2008).

On peut également effectuer des tests non destructifs pour évaluer l'ampleur de la détérioration des tuyaux en A-C, comme la technique géoradar (Slaats et coll., 2004). Les conduites principales peuvent demeurer en opération pendant ces tests, mais elles doivent être découvertes (Hu et coll., 2008).

Des modèles ont été développés pour prédire les ruptures des conduites principales à partir de renseignements historiques. Ces modèles peuvent être une solution de rechange pour relever les sections des conduites principales du réseau de distribution qui auraient pu se détériorer (Hu et coll., 2008; Kleiner et Rajani, 2001).

B.6.2.4 Résidentielle

Les propriétaires qui possèdent des puits privés peuvent décider de faire vérifier leur eau afin de déterminer si elle contient de l'amiante. Si l'eau contient des fibres d'amiante et qu'ils veulent les enlever, il y a des dispositifs de traitement certifiés comme pouvant enlever les fibres d'amiante de l'eau potable. Les filtres au charbon et les systèmes de traitement par OI font partie des technologies certifiées conformes aux normes NSF.

Il n'existe pas de CMA pour l'amiante, mais si on en détecte, les propriétaires de puits pourraient préférer, pour des raisons personnelles, prendre des mesures d'atténuation, comme l'installation d'un dispositif de traitement.

B.7 Considérations internationales

L'U.S. EPA a établi un «maximum contaminant level » (MCL) de 7 MFL d'eau pour les fibres supérieures à 10 µm. Ce MCL a été établi en considérant que ce niveau de protection n'augmenterait pas le risque de développer des polypes intestinaux bénins. Ce MCL a également été établi à 7 MFL, puisqu'il s'agissait de la concentration la plus faible à laquelle il était raisonnable d'exiger des réseaux de distribution qu'ils enlèvent l'amiante de l'eau potable en utilisant les technologies et les ressources disponibles à cette époque (US EPA, 1995).

L'OMS n'a pas établi de valeur recommandée pour les fibres d'amiante dans l'eau potable, car les études épidémiologiques actuellement disponibles présentent des limites qui les rendent inadéquates pour établir une telle valeur. Toutefois, compte tenu des incertitudes dans les

données, l'OMS recommande de réduire autant que possible les concentrations de fibres d'amiante dans l'eau potable. Lorsque des matériaux en A-C sont utilisés, comme dans des tuyaux et des contenants d'entreposage, il faut réduire au minimum la dégradation et la libération de fibres dans l'eau potable en contrôlant la corrosivité de l'eau ou en recouvrant les tuyaux en A-C avec des revêtements structurels appropriés. Si ces matériaux sont en train de céder ou se détériorent grandement, ils doivent être remplacés par de nouveaux matériaux sans amiante. L'OMS recommande également que, en raison des données limitées disponibles sur la présence d'amiante dans l'eau potable, une surveillance et enquête soient envisagées, afin de fournir des informations supplémentaires sur la contribution des anciens tuyaux en A-C au nombre, aux types, à la taille et à la forme des fibres présentes dans l'eau potable (OMS, 2021).

L'Australie n'a pas établi de recommandations pour l'amiante dans l'eau potable, comme les données ne sont pas suffisantes pour déterminer une valeur de recommandation, et il est peu probable que le nombre de fibres d'amiante présentes dans la plupart des approvisionnements en eau potable soit un problème pour la santé. De plus, le poids de la preuve indique que l'amiante ingéré n'est pas dangereux pour la santé. La Australian Asbestos Safety and Eradication Agency indique que la gestion des tuyaux vieillissants en A-C est un problème continu pour de nombreuses agences de l'eau australiennes. Les facteurs à considérer pour décider comment éliminer ou réduire au minimum les risques d'exposition à l'amiante comprennent l'emplacement et l'état des tuyaux en A-C, l'aspect pratique des différentes méthodes de gestion, ainsi que la disponibilité d'entreprises de désamiantage et d'installations d'élimination de l'amiante (NHMRC et NRMMC, 2011).

L'Union européenne (UE), suivant les recommandations de l'OMS, a déterminé qu'il n'était pas nécessaire d'inclure les fibres d'amiante dans l'annexe I de la Directive sur l'eau potable. L'UE recommande que les tuyaux en A-C ne soient plus utilisés ou approuvés pour l'eau potable, et qu'un plan exhaustif de rénovation et d'enlèvement de l'amiante soit mis en place pour les réseaux de distribution dans les nations européennes. On encourage les États membres à effectuer une surveillance régulière de la qualité de la source d'eau (UE, 2021).

Partie C. Références, abréviations et annexes

C.1 Références

- Ahmad, T., Shaban, I. A. et Zayed, T. (2023). A review of climatic impacts on water main deterioration. *Urban Clim.* 49:101552.
- Albertin, P., Bixio, V., Navazio, G. et Simioni F. (1992). Water aggressiveness and hydrodynamic effects on the fibres release in asbestos-cement pipes for public water supply. *Int J Environ Pollut.* 2(1-2):122-133.
- ALS Laboratory Group. (2023). TEM Report CG2304329. Ville de Medicine Hat, Alberta.
- Amacher, D. E., Alarif, A. et Epstein, S. S. (1974). Effects of ingested chrysotile on DNA synthesis in the gastrointestinal tract and liver of the rat. *Environ Health Perspect.* 9:319-324.
- Amacher, D. E., Alarif, A. et Epstein, S. S. (1975). The dose-dependent effects of ingested chrysotile on DNA synthesis in the gastrointestinal tract, liver, and pancreas of the rat. *Environ Res.* 10(2):208-216.
- Amacher, D. E., Alarif, A. et Epstein, S. S. (1974). Effects of ingested chrysotile on DNA synthesis in the gastrointestinal tract and liver of the rat. *Environmental Health Perspectives*, 9, 319-324. doi:10.1289/ehp.749319
- Amacher, D. E., Alarif, A. et Epstein, S. S. (1975). The dose-dependent effects of ingested chrysotile on DNA synthesis in the gastrointestinal tract, liver, and pancreas of the rat. *Environmental Research*, 10(2):208-216. doi:10.1016/0013-9351(75)90084-5
- Andersen, A., Glattre, E. et Johansen, B. V. (1993). Incidence of cancer among lighthouse keepers exposed to asbestos in drinking water. *American Journal of Epidemiology*, 138(9), 682-687. Disponible à : <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med3&NEWS=N&AN=8237983>
- ANSES. (2021). Revue systématique de la littérature visant à dresser un état des lieux des connaissances actuelles sur la caractérisation du danger lié à l'ingestion d'amiante (2018-SA0001). Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maisons-Alfort, 340 p.
- APHA, AWWA et WEF. (2018). 2570 Asbestos. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater 23rd edition (version en ligne). The American Public Health Association, the American Water Works Association and the Water Environment Federation.
- ATSDR. (2001). Toxicological Profile for Asbestos (TP-61). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, Georgia: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Disponible à : <https://www.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=30&tid=4>
- Aust, A. E., Cook, P. M. et Dodson, R. F. (2011). Morphological and chemical mechanisms of elongated mineral particle toxicities. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 14(1-4):40-75. doi:10.1080/10937404.2011.556046
- Avataneo, C., Petriglieri, J. R., Capella, S., Tomatis, M., Luiso, M., Marangoni, G., Lazzari, E., Tinazzi, S., Lasagna, M., De Luca, D. E., Bergamini, M., Belluso, E et Turci, F. (2022). Chrysotile asbestos migration in air from contaminated water: An experimental simulation. *Journal of Hazardous Materials*, 424(424) doi:10.1016/j.jhazmat.2021.127528
- Bacon, D. W., Coomes, O. T., Marsan, A. A. et Rowlands, N. (1986). Assessing potential sources of asbestos fibers in water supplies of S.E. Quebec. *Water Resources Bulletin*, American Water Resources Association. 22(1):29-38.
- Bales, R. C., Morgan, J. J. (1985). Surface charge and adsorption properties of chrysotile asbestos in natural waters. *Environ Sci Technol.* 19(12):1213-1219.
- Bales, R. C., Newkirk, D. D. et Hayward, S. B. (1984). Chrysotile asbestos in California surface waters: From upstream rivers through water treatment. *J Am Water Works Assoc.* 76(5):66-74.

Both, K., Henderson, D. W. et Turner, D. R. (1994). Asbestos and erionite fibres can induce mutations in human lymphocytes that result in loss of heterozygosity. International Journal of Cancer, 59, 538-542. Disponible à : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ijc.2910590417>

Both, K., Turner, D. R. et Henderson, D. W. (1995). Loss of heterozygosity in asbestos-induced mutations in a human mesothelioma cell line. Environmental and Molecular Mutagenesis, 26(1):1-93. Disponible à : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/em.2850260110>

Brandi, G. et Tavolari, S. (2020). Asbestos and intrahepatic cholangiosarcoma. Cells, 9(2):421. <https://doi.org/10.3390/cells9020421>

British Columbia Ministry of Health. (2023). Communication personnelle avec D. Fishwick.

Browne, M. L., Varadarajulu, D., Lewis-Michl, E. et Fitzgerald, E. F. (2005). Cancer incidence and asbestos in drinking water, town of Woodstock, New York, 1980-1998. Environmental Research, 98(2):224-232. Disponible à : <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med6&NEWS=N&AN=15820729>

Buelow, R. W., Millette, J. R., McFarren, E. F. et Symons, J. M. (1980). The behaviour of asbestos-cement pipe under various water quality conditions: a processes report. J Am Water Works Assoc. 72(2):91-102.

Buelow, R. W., Millette, J. R., McFarren, E. F., Symons, J. M. (1980). The behaviour of asbestos-cement pipe under various water quality conditions: A processes report. Journal of the American Waterworks Association, 72(2):91-102. doi:10.1002/j.1551-8833.1980.tb04474.x

CCME. (2003). Guide pour l'application spécifique au site des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau : Procédure d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau. Winnipeg, Manitoba : Conseil canadien des ministres de l'environnement.

CCME. (2004). De la source au robinet : Guide sur l'approche à barrières multiples pour une eau potable salubre. Winnipeg, Manitoba : Conseil canadien des ministres de l'environnement.

CCME. (2007). Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique. Winnipeg, Manitoba : Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Chao, C. C. et Aust, A. E. (1994). Effect of long-term removal of iron from asbestos by desferrioxamine B on subsequent mobilization by other chelators and induction of DNA single-strand breaks. Arch. Biochem. Biophys. 308(1):64-69.

Chatfield, E. J. et Dillon, M. J. (1979). Enquête nationale sur les fibres d'amiante dans les réseaux canadiens d'eau potable. Ottawa, Ontario : Direction de la santé environnementale, Direction générale de la protection de la santé, Ministre de la Santé nationale et du Bien-être social. Rapport no 79-EHD-34.

Chatfield, E. J., Glass, R. W. et Dillon, M. J. (1978). Preparation of water samples for asbestos fiber counting by electron microscopy. Athens, Georgia: Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. No. EPA-600/4-78-011.

Chatfield, E. J. et Dillon, M. J. (1979) Enquête nationale sur les fibres d'amiante dans les réseaux canadiens d'eau potable. Ottawa, Ontario : Direction de la santé environnementale, Direction générale de la protection de la santé, Ministre de la Santé nationale et du Bien-être social. Rapport no 79-EHD-34.

Cheng, T. J., More, S. L., Maddaloni, M. A. et Fung, E. S. (2021). Evaluation of potential gastrointestinal carcinogenicity associated with the ingestion of asbestos. Reviews on Environmental Health, 36(1):15-26.

Chowdhury, R., Hu, Y. et Wang, D. (2012). Condition evaluation of asbestos cement water mains. No. 0784-412480.

City of Medicine Hat (2023). Water test results show no asbestos fibres in Medicine Hat water system. 24 avril 2023. Relations avec les médias, Medicine Hat, Alberta. Disponible à :

<https://www.medicinehat.ca/en/news/water-test-results-show-no-asbestos-fibres-in-medicine-hat-water-system.aspx>

City of Regina. (2023). Communication personnelle avec S. Wellman.

CIRC. (2012). Arsenic, métaux, fibres et poussières - Revue des agents cancérogènes pour l'homme. Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme, Volume 100C, Centre international de recherche sur le cancer, Organisation mondiale de la Santé, Lyon, France. p. 219-309.

Code canadien du travail. (1986). Règlement canadien sur la santé et la sécurité au travail : DORS/86-304. Gazette du Canada, Partie II, volume 120, no 6. Disponible dans les archives de la Gazette du Canada : https://recherche-collection-search.bac-lac.gc.ca/fra/accueil/notice?app=cangaz&IdNumber=14146&ecopy=cgc_p2-0_v120_n006_t000_000_19860319_p00264

Cook, P. M., Glass, G. E. et Tucker, J. H. (1974). Asbestiform amphibole minerals: Detection and measurement of high concentrations in municipal water supplies. *Science*. 185(4154):853-855.

Cook, P. M. (1983). Review of published studies on gut penetration by ingested asbestos fibers. *Environmental Health Perspectives*, 53:121-130.

Cook, P. M. et Olson, G. F. (1979). Ingested mineral fibers: elimination in human urine. *Science*. 204(4389):195-198.

Cunningham, H. M. et Pontefract, R. (1971). Asbestos Fibres in Beverages and Drinking Water. *Nature*. 232(5309):332-333.

DiPaolo, J. A., DeMarinis, A. J., Doniger, J. (1983). Asbestos and benzo(a)pyrene synergism in the transformation of syrian hamster embryo cells. *Pharmacology* 27(2):65-73.

Donham, K. J., Berg, J. W., Will, L. A. et Leininger, J. R. (1980). The effects of long-term ingestion of asbestos on the colon of F344 rats. *Cancer*, 45(suppl. 5):1073-1084. doi:10.1002/1097-0142(19800315)45:5

Dopp, E. et Schiffmann, D. (1998). Analysis of chromosomal alterations induced by asbestos and ceramic fibers. *Toxicology Letters*, 96-97:155-162. Disponible à : <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0031690962&origin=resultslist&sort=plf-f&src=s&sid=8f7beb8b65750492ffcc4256d754ad0e&sot=b&sdt=cl&s=FIRSTAUTH%28Dopp%29&sl=15&sessionSeachId=8f7beb8b65750492ffcc4256d754ad0e&relpos=9>

Dopp, E., Schuler, M., Schiffmann, D. et Eastmond, D. A. (1997). Induction of micronuclei, hyperdiploidy and chromosomal breakage affecting the centric/pericentric regions of chromosomes 1 and 9 in human amniotic fluid cells after treatment with asbestos and ceramic fibers. *Mutation Research*, 377(1):77-87. doi:10.1016/s0027-5107(97)00062-6

Duncan, Kelly E., Ghio, Andrew J., Dailey, Lisa A., Bern, Amy M., Gibbs-Flournoy, Eugene A., Padilla-Carlin, Danielle J., Roggli, Victor L., Devlin et Robert B. (2010). Effect of size fractionation on the toxicity of amosite and libby amphibole asbestos. *Toxicological Sciences*, 118(2):420-434. doi:10.1093/toxsci/kfq281

Emerit, I., Jaurand, M. C., Saint-Etienne, L. et Levy, A. (1991). Formation of a clastogenic factor by asbestos-treated rat pleural mesothelial cells. *Agents and Actions*, 34(3-4):410-415. doi:10.1007/BF01988737

Epstein, S. S. et Varnes, M. (1976). The short-term effects of ingested chrysotile asbestos on DNA synthesis in the pancreas and other organs of a primate. *Experientia*, 32(5):602-604. doi:10.1007/BF01990187

Fenton, S., Rydz, E., Demers, P. A. et Peters, C. E. (2023). Prevalence and level of occupational exposure to asbestos in Canada in 2016. *Annals of Work Exposures and Health*, 67:536-545.
doi:<https://doi.org/10.1093/annweh/wxac077>

Ghio, A. J., LeFurgey, A. et Roggli, V. L. (1997). In vivo accumulation of iron on crocidolite is associated with decrements in oxidant generation by the fiber. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 50(2):125-142.

Go, J., Farhat, N., Leingartner, K., Insel, E. I., Momoli, F., Carrier, R. et Krewski, D. (2024). Review of epidemiological and toxicological studies on health effects from ingestion of asbestos in drinking water. *Critical Reviews in Toxicology*, 1–39. <https://doi.org/10.1080/10408444.2024.2399840>

Gross, P., Harley, R. A., Swinburne, L. M., Davis, J. M. et Greene, W. B. (1974). Ingested mineral fibers. do they penetrate tissue or cause cancer? *Archives of Environmental Health*, 29(6):341-347. doi:10.1080/00039896.1974.10666612

Haque, A. K., Ali, I., Vrazel, D. M. et Uchida, T. (2001). Chrysotile asbestos fibers detected in the newborn pups following gavage feeding of pregnant mice. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A*, 62(1):23-31. Disponible à : <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med4&NEWS=N&AN=11205533>

Hardy, R. J., Highsmith, V. R., Costa, D. L. et Krewer, J. A. (1992). Indoor asbestos concentrations associated with the use of asbestos- contaminated tap water in portable home humidifiers. *Environmental Science and Technology*, 26(4):680-689. doi:10.1021/es00028a004

Hasanoglu, H. C., Bayram, E., Hasanoglu, A. et Demirag, F. (2008). Orally ingested chrysotile asbestos affects rat lungs and pleura. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 63(2):71-75. doi:10.3200/AEOH.63.2.71-75

Hong, Y. C. et Choi, S. S. (1997). Cytotoxicity and multinucleate giant cell formation in chinese hamster lung fibroblast caused by crocidolite and chrysotile. *Journal of Korean Medical Science*, 12(2):99-104. doi:10.3346/jkms.1997.12.2.99

Houle, D., Marty, C., Agustin, F., Dermont, G. et Gagnon, C. (2020). Impact of climate change on soil hydro-climatic conditions and base cations weathering rates in forested watersheds in Eastern Canada. *Front For Global Change*. 3:535397.

Hu, Y. et Hubble, D. W. (2005). Failure conditions of asbestos cement water mains in Regina. Actes de la 33ème conférence annuelle de la Canadian Society of Civil Engineering (CSCE), Toronto, Ontario, 2 juin 2005. Date de publication : 2005-2001, p. 2001-2010.

Hu, Y. et Hubble, D. W. (2007). Factors contributing to the failure of asbestos cement water mains. *Revue canadienne de génie civil*. 34(5):608-621.

Hu ,Y., Wang, D. L. et Cossitt, K. (2008). Asbestos cement water mains: history, current state, and future planning. Actes de la 60ème conférence annuelle de la Western Canada Water and Wastewater Association, Regina, Saskatchewan, 23 septembre 2008. Date de publication : 2008-2023, p. 2001-2013.

Hu, Y., Wang, Wang, D. L. et Cossitt, K. (2008). Asbestos cement water mains: history, current state, and future planning. Actes de la 60ème conférence annuelle de la Western Canada Water and Wastewater Association, Regina, Saskatchewan, 23 septembre 2008. Date de publication : 2008-2023. p. 1-13.

Hudak, P. F., Sadler, B. et Hunter, B. A. (1998). Analyzing underground water-pipe breaks in residual soils. *Water Engineering & Management*. 145(12):15-19.

Jacobs, R., Dodgson, K. S. et Richards, R. J. (1977). A preliminary study of biochemical changes in the rat small intestine following long-term ingestion of chrysotile asbestos. *Br J Exp Pathol*. 58(5):541-548.

Jacobs, R., Weinzweig, M., Dodgson, K. S. et Richards, R. J. (1978). Nucleic acid metabolism in the rat following short-term and prolonged ingestion of chrysotile asbestos or cigarette-smoke condensate. *Br J Exp Pathol*. 59(6):594-600.

Jacobs, R., Dodgson, K. S. et Richards, R. J. (1977). A preliminary study of biochemical changes in the rat small intestine following long-term ingestion of chrysotile asbestos. *British Journal of Experimental Pathology*, 58(5):541-548.

Jacobs, R., Humphrys, J., Dodgson, K. S. et Richards, R. J. (1978). Light and electron microscope studies of the rat digestive tract following prolonged and short-term ingestion of chrysotile asbestos. *British Journal of Experimental Pathology*, 59(5):443-453.

Jaurand, M. C., Kheuang, L., Magne, L. et Bignon, J. (1986). Chromosomal changes induced by chrysotile fibres or benzo-3,4-pyrene in rat pleural mesothelial cells. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, 169(3):141-148.

Khalilullin, T. O., Kisim, E. R., Guppi, S., Yanamala, N., Zhernovkov, V. et Shvedova, A. A. (2020). Differential responses of murine alveolar macrophages to elongate mineral particles of asbestos and non-asbestos varieties: Cytotoxicity, cytokine secretion and transcriptional changes. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 409:115302. doi:10.1016/j.taap.2020.115302

Kjaerheim, K., Ulvestad, B., Martinsen, J. I. et Andersen, A. (2005). Cancer of the gastrointestinal tract and exposure to asbestos in drinking water among lighthouse keepers (Norway). *Cancer Causes & Control: CCC*, 16(5):593-598. Disponible à :
<http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med6&NEWS=N&AN=15986115>

Kleiner, Y. et Rajani, B. (2001). Comprehensive review of structural deterioration of water mains: statistical models. *Urban water*. 3(3):131-150.

Korkina, L. G., Durnev, A. D., Suslova, T. B., Cheremisina, Z. P., Daugel-Dauge, N. O. et Afanas'ev, I. B. (1992). Oxygen radical-mediated mutagenic effect of asbestos on human lymphocytes: Suppression by oxygen radical scavengers. *Mutation Research*, 265(2):245-253. doi:10.1016/0027-5107(92)90053-5

Krewski, D., Al-Zoughool, M., Bird, M., Birkett, N., Billard, M., Milton, B., Rice, J., Cogliano, V., Hill, M., Little, J. et Zielinski, J. M. (2019). Chapitre 22. Analyse des principales caractéristiques des agents cancérogènes chez l'homme. Dans Baan, R., Stewart, B. et Straif, K. (dir. publ.), Correspondance entre les localisations tumorales et les mécanismes de cancérogenèse (Publications scientifiques du CIRC, no 165). Lyon, France : Centre international de recherche sur le cancer.

Lavappa, K. S., Fu, M. M. et Epstein, S. S. (1975). Cytogenetic studies on chrysotile asbestos. *Environmental Research*, 10(2):165-173. doi:10.1016/0013-9351(75)90080-8

Lawrence, J., Tosine, H. M., Zimmermann, H. W. et Pang, T. W. S. (1975). Removal of asbestos fibres from potable water by coagulation and filtration. *Water Res.* 9(4):397-400.

Lawrence, J. et Zimmermann, H. W. (1976). Potable water treatment for some asbestiform minerals: optimization and turbidity data. *Water Res.* 10(3):195-198.

Leroy, P., Schock, M.R., Wagner, I. et Holtschulte, H. (1996). Chapter 7: Cement-based materials. Internal corrosion of water distribution systems 2nd edition. Denver, Colorado: American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser.

LEX Scientific (2023). Technical memorandum, Asbestos in drinking water. Guelph, Ontario.

Logsdon, G. S., Evavold, G. L., Patton, J. L. et Watkins, J. (1983). Filter plant design for asbestos fibre removal. *J Environ Eng.* 109(4):900-914.

Logsdon, G. S., Symons, J. M. et Sorg, T. J. (1981). Monitoring water filter for asbestos removal. *Journal of the Environmental Engineering Division*. 107(6):1297-1315.

Logsdon, G. S. et Symons, J. M. (1977). Removal of asbestiform fibres by water filtration. *J Am Water Works Assoc.* 69(9):499-506.

Logsdon, G. S. (1979). Water filtration for asbestos removal. Cincinnati, Ohio: United States Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory. No. EPA-600/2-79-206.

- Logsdon, G. S. (1983). Engineering and operating approaches for controlling asbestos fibers in drinking water. *Environmental Health Perspectives*. 53:169-176.
- Mager, S., Knopick, M. et Oddy, G. (2022). The concentration and prevalence of asbestos fibres in Christchurch, New Zealand's drinking water supply. *Water Supply*. 22(4):4445-4456.
- McGuire, M. J., Bowers, A. E. et Bowers, D. A. (1983). Optimizing large-scale water treatment plants for asbestos-fiber removal. *J Am Water Works Assoc*. 75(7):364-370.
- Mi, J., Peng, W., Jia, X., Wei, B., Yang, L., Hu, L. et Lu, R. (2015). A case-control study on the relationship of crocidolite pollution in drinking water with the risk of gastrointestinal cancer in Dayao County. *Wei Sheng Yan Jiu*. 44(1):28-32.
- Millette, J. R., Clark, P. J., Pansing, M. F. et Twyman, J. D. (1980). Concentration and Size of Asbestos in Water Supplies. *Environ Health Perspect*. 34:13-24.
- Millette, J. R., Clark, P. J., Stober, J. et Rosenthal, M. (1983). Asbestos in Water Supplies of the United States. *Environ Health Perspect*. 53:45-48.
- Millette, J. R., Logsdon, G. S., Clark, P. J. et Kinman, R. N. (1984). Evaluating the condition of asbestos-cement pipe. *Mater Perform*. 23(12):20.
- Millette, J. R., Boone, R. L., Rosenthal, M. T. et McCabe, L. J. (1981). The need to control asbestos fibers in potable water supply systems. *The Science of the Total Environment*, 18:91-102. doi:10.1016/s0048-9697(81)80052-6
- Millette, J. R., Clark, P. J., Pansing, M. F. et Twyman, J. D. (1980). Concentration and size of asbestos in water supplies. *Environmental Health Perspectives*, 34:13-25. Disponible à : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1568536/>
- Millette, J. R., Craun, G. F., Stober, J. A., Kraemer, D. F., Tousignant, H. G., Hildago, E., Duboise, R. L. et Benedict, J. (1983). Epidemiology study of the use of asbestos-cement pipe for the distribution of drinking water in Escambia county, florida. *Environ Health Perspect*, 53:91-98. doi:10.1289/ehp.835391
- Ministère de la Santé du Nunavut (2023). Communication personnelle avec W. Joy.
- Ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador. (2012). Asbestos in public drinking water supplies in Newfoundland and Labrador.
- Ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador. (2023). Communication personnelle avec R. Harvey.
- Ministère de l'Environnement et du Changement climatique du Manitoba. (2023). Communication personnelle avec S. Janzen.
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec. (2023). Communication personnelle avec P. Cantin.
- Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse. (2023). Communication personnelle avec A. Polegato.
- Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario. (2023). Communication personnelle avec S. Deshpande.
- Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de l'Action climatique de l'Île-du-Prince-Édouard. (2023). Communication personnelle avec G. Somers.
- Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de l'Action climatique de l'Île-du-Prince-Édouard (2025). Communication personnelle avec B. Lanigan.

Ministère de l'Environnement des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick. (2023). Communication personnelle avec J. Bishop.

Ministère de la Santé et des Services sociaux des Territoires du Nord-Ouest. (2023). Communication personnelle avec C. Rohit.

Monaro, S., Landsberger, S. et Lecomte, R. (1983). Asbestos pollution levels in river water measured by proton-induced X-ray emission (PIXE) techniques. *Environ Pollut (Series B)*. 5:83-90.

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

NSF International. (2023a). NSF/ANSI Standard 53: Drinking water treatment units - Health effects. Ann Arbor, Michigan: NSF International/American National Standards Institute.

NSF International. (2023b). NSF/ANSI Standard 58: Reverse osmosis - Drinking water treatment systems. Ann Arbor, Michigan: NSF International/American National Standards Institute.

NTP. (1983). NTP lifetime carcinogenesis studies of amosite asbestos (CAS no. 12172-73-5) in syrian golden hamsters (feed studies). National Toxicology Program Technical Report Series, 249:1-81.

NTP. (1985). NTP toxicology and carcinogenesis studies of chrysotile asbestos (CAS no. 12001-29-5) in F344/N rats (feed studies). National Toxicology Program Technical Report Series, 295:1-390.

NTP. (1988). NTP toxicology and carcinogenesis studies of crocidolite asbestos (CAS no. 12001-28-4) in F344/N rats (feed studies). National Toxicology Program Technical Report Series, 280:1-178.

NTP. (1990a). NTP lifetime carcinogenesis studies of chrysotile asbestos (CAS no. 12001-29-5) in syrian golden hamsters (feed studies). National Toxicology Program Technical Report Series, 246:1-192.

NTP. (1990b). NTP toxicology and carcinogenesis studies of amosite asbestos (CAS no. 12172-73-5) in F344/N rats (feed studies). National Toxicology Program Technical Report Series, 279:1-341.

NTP. (1990c). NTP toxicology and carcinogenesis studies of tremolite (CAS no. 14567-73-8) in F344/N rats (feed studies). National Toxicology Program Technical Report Series, 277:1-183.

OCDE. (2018). Essai no 451 : Études de cancérogénicité. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, section 4. Organisation de coopération et de développement économiques. Paris : Éditions OCDE. Disponible à : <https://doi.org/10.1787/9789264071186-fr>

OEHHA. (2003). Public Health Goal for Asbestos in Drinking Water. Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency. Disponible à : <https://oehha.ca.gov/media/downloads/water/chemicals/phg/ph4asbestos92603.pdf>

Olmstead, S. M. (2014). Climate change adaptation and water resource management: A review of the literature. *Energy Econ.* 46:500-509.

Olofsson, K. et Mark, J. (1989). Specificity of asbestos-induced chromosomal aberrations in short-term cultured human mesothelial cells - ScienceDirect. *Cancer Genetics and Cytogenetics*, 41(1):33-39. Disponible à : [https://doi.org/10.1016/0165-4608\(89\)90105-2](https://doi.org/10.1016/0165-4608(89)90105-2)

OMS. (2012). Planification de la sécurité de l'eau pour les petites collectivités d'approvisionnement en eau. Genève, Suisse : Organisation mondiale de la Santé.

OMS. (2017). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Quatrième édition, incorporant le premier addendum. Genève, Suisse : Organisation mondiale de la Santé.

OMS. (2021). L'amiante dans l'eau de boisson : Document de référence pour l'élaboration des Directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson. Genève, Suisse : Organisation mondiale de la Santé. No WHO/HEP/ECH/WSH/2021.4.

Oshimura, M., Hesterberg, T. W., Tsutsui, T. et Barrett, J. C. (1984). Correlation of asbestos-induced cytogenetic effects with cell transformation of syrian hamster embryo cells in culture. *Cancer Research*, 44(11):5017-5022.

Palekar, L. D., Most, B. M. et Coffin, D. L. (1988). Significance of mass and number of fibers in the correlation of V79 cytotoxicity with tumorigenic potential of mineral fibers. *Environmental Research*, 46(2):142-152.
doi:10.1016/s0013-9351(88)80028-8

Pambianchi, E., Pecorelli, A. et Valacchi, G. (2022). Gastrointestinal tissue as a "new" target of pollution exposure. *IUBMB Life*, 74(1):62-73. doi:10.1002/iub.2530

Parks, G. A. (1967). Aqueous surface chemistry of oxides and complex oxide minerals: Isoelectric point and zero point of charge. *Equilibrium Concepts in Natural Water Systems*. Volume 67. p. 121-160.

Pelin, K., Hirvonen, A., Taavitsainen, M. et Linnainmaa, K. (1995). Cytogenetic response to asbestos fibers in cultured human primary mesothelial cells from 10 different donors. *Mutation Research*, 334(2):225-233.
doi:10.1016/0165-1161(95)90015-2

Pepelko, W. E. (1991). Effect of exposure route on potency of carcinogens. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*: RTP, 13(1):3-17. Disponible à :
<http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med3&NEWS=N&AN=2024044>

PISC. (1986). L'amiante et les autres fibres minérales naturelles. Critères d'hygiène de l'environnement, 53. Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Organisation mondiale de la Santé, Genève. Disponible à : <https://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc53f.htm>

Rita, P. et Reddy, P. P. (1986). Effect of chrysotile asbestos fibers on germ cells of mice. *Environmental Research*, 41(1):139-143. Disponible à :
<http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med2&NEWS=N&AN=3019656>

Roccaro, P. et Vagliasindi, F. G. A. (2018). Indoor release of asbestos fibers from naturally contaminated water and related health risk. *Chemosphere*, 202:76-84. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.03.040

Rowe, J. N. (1983). Relative source contributions of diet and air to ingested asbestos exposure. *Environmental health perspectives*, 53:115–120.

Santé Canada. (1989). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Amiante. Santé Canada. Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-qualite-eau-potable-canada-document-technique-amiante.html>

Santé Canada. (2015). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - pH. Ottawa, Ontario : 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. No H144-28/2016F-PDF.

Santé Canada. (2021). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Aluminium. Ottawa, Ontario : 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. No H144-13/18-2021F-PDF.

Santé Canada. (2022a). Lignes directrices sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution. Ottawa, Ontario : 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. No H144-96/2022F-PDF.

Santé Canada. (2022b). Lignes directrices sur l'échantillonnage et les mesures d'atténuation pour le contrôle de la corrosion due au plomb. Ottawa, Ontario : 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.

Saskatchewan Water Security Agency. (2025). Niveaux d'exposition à l'amiante dans l'eau potable municipale de la Saskatchewan. Saskatoon, Saskatchewan : Agence de la sécurité de l'eau de la Saskatchewan, Gouvernement de la Saskatchewan.

Schneider, U. et Maurer, R. R. (1977). Asbestos and embryonic development. *Teratology*, 15(3):273-279. doi:10.1002/tera.1420150309

Schock, M. R. et Buelow, R. W. (1981). The behavior of asbestos-cement pipe under various water quality conditions: Part 2, theoretical considerations. *J Am Water Works Assoc.* 73(12):636-651.

Schock, M. R., Logsdon, G. S. et Clark, P. J. (1981). Evaluation and control of asbestos-cement pipe corrosion. Dans : Proceedings of the International Corrosion Forum of the National Association of Corrosion Engineers, Toronto, Ontario, 6-10 avril. National Association of Corrosion Engineers.

Schock, M. R. et Lytle, D. A. (2011). Chapter 20: Internal corrosion and deposition control. Dans : Edzwald JK, editor. *Water quality and treatment:a handbook on drinking water*. 6e édition. Denver, Colorado: McGraw Hill and American Water Works Association.

Services aux Autochtones Canada. (2023). Communication personnelle avec D. Poulin.

Shelby, M. D. (1988). The genetic toxicity of human carcinogens and its implications. *Mutation Research*, 204(1):3-15. doi:10.1016/0165-1218(88)90113-9

Sincock, A. M., Delhanty, J. D. et Casey, G. (1982). A comparison of the cytogenetic response to asbestos and glass fibre in chinese hamster and human cell lines. Demonstration of growth inhibition in primary human fibroblasts. *Mutation Research*, 101(3):257-268. doi:10.1016/0165-1218(82)90157-4

Slaats, P. G. G., Mesman, G. A. M., Rosenthal, L. P. M. et Brink, H. (2004). Tools of monitor corrosion of cement-containing water mains. *Water Sci Technol.* 49(2):33-39.

Smeets, P., Medema, G. et Van Dijk, J. (2009). The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drinking Water Eng Sci.* 2(1):1-14.

Smith, W. E., Hubert, D. D., Sobel, H. J., Peters, E. T. et Doerfler, T. E. (1980). Health of experimental animals drinking water with and without amosite asbestos and other mineral particles. *Journal of Environmental Pathology and Toxicology*, 3(5-6):277-300.

Stanton, M. F., Laynard, M., Tegeris, A., Miller, E., May, M. et Kent, E. (1977). Carcinogenicity of fibrous glass: Pleural response in the rat in relation to fiber dimension. *Journal of the National Cancer Institute*, 58(3):587-603. doi:10.1093/jnci/58.3.587

Statistique Canada (2025). Source des données: Application personnalisée du tableau: Length of asbestos-cement water pipes, 2022. (disponible sur demande) et Tableau 34-10-0287-01, Stocks d'actif d'infrastructures publiques essentielles. Enquête sur les infrastructures publiques essentielles du Canada. Disponible à : https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3410028701&request_locale=fr

Stayner, L., Kuempel, E., Gilbert, S., Hein, M. et Dement, J. (2008). An epidemiological study of the role of chrysotile asbestos fibre dimensions in determining respiratory disease risk in exposed workers. *Occupational and Environmental Medicine*, 65(9):613-619. doi:10.1136/oem.2007.035584

Takeuchi, T., Nakajima, M. et Morimoto, K. (1999). A human cell system for detecting asbestos cytogenotoxicity in vitro. *Mutation Research*, 438(1):63-70. doi:10.1016/s1383-5718(98)00163-6

Toft, P., Wigle, D., Meranger, J.C. et Mao, Y. (1981). Asbestos and drinking water in Canada. *The Science of the Total Environment*. 18:77-89.

Toft, P., Meek, M. E., Wigle, D. T., Méranger, J. C. et Miller, A. B. (1984). Asbestos in drinking water. *Critical Reviews in Environmental Control*, 14(2):151-197. doi:10.1080/10643388409381716

Truhaut, R. et Chouroulinkov, I. (1989). Effect of long-term ingestion of asbestos fibres in rats. IARC Scientific Publications, (90):127-133. Disponible à :
<http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med3&NEWS=N&AN=2744821>

UE. (2021). Protection des travailleurs contre l'amiante. Résolution du Parlement européen du 20 octobre 2021 avec recommandations à la Commission sur la protection des travailleurs contre l'amiante (2019/2182(INL)). Union Européenne. Disponible à : https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2021-0427_FR.pdf

U.S. EPA. (1995). National Primary Drinking Water Regulations: Asbestos. United States Environmental Protection Agency. Disponible à : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100PO1W.PDF?Dockey=9100PO1W.PDF>

U.S. EPA. (2016). The analysis of regulated contaminant occurrence data from public water systems in support of the third six-year review of national primary drinking water regulations: Chemical phase rules and radionuclides rules. Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency. EPA-810-R-16-014.

U.S. EPA. (2018). 2018 edition of the drinking water standards and health advisories. Washington, D.C.: United States Environmental Protection Agency. EPA 822-F-18-001.

U.S. EPA. (1983). Method 100.1 Analytical method for determination of asbestos fibers in water. Athens, Georgia: Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA. (1994a). Method 100.2 Analytical method for determination of asbestos structures over 10 µm in length in drinking water. Cincinnati, Ohio: Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA. (1994b). Technical notes on drinking water methods. Cincinnati, Ohio : United States Environmental Protection Agency.

Valerio, F., De Ferrari, M., Ottaggio, L., Repetto, E. et Santi, L. (1980). Cytogenetic effects of rhodesian chrysotile on human lymphocytes in vitro. Publications scientifiques du Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), (30):485-489.

Varga, C., Horvath, G. et Timbrell, V. (1996a). In vivo studies on genotoxicity and cogenotoxicity of ingested UICC anthophyllite asbestos. Cancer Lett. 105(2):181-185.

Varga, C., Pocsai, Z., Horvath, G. et Timbrell, V. (1996b). Studies on genotoxicity of orally administered crocidolite asbestos in rats: implications for ingested asbestos induced carcinogenesis. Anticancer Res. 16(2):811-814.

Varga, C., Horváth, G. et Timbrell, V. (1996b). In vivo studies on genotoxicity and cogenotoxicity of ingested UICC anthophyllite asbestos. Cancer Letters, 105(2):181-185. doi:10.1016/0304-3835(96)04278-4

Varga, C., Pocsai, Z., Horvath, G. et Timbrell, V. (1996a). Studies on genotoxicity of orally administered crocidolite asbestos in rats: Implications for ingested asbestos induced carcinogenesis. Anticancer Research, 16(2):811-814. Disponible à : <http://ovidsp.ovid.com/ovidweb.cgi?T=JS&PAGE=reference&D=med4&NEWS=N&AN=8687133>

Virta, R. (2011). Asbestos. Kirk-othmer encyclopedia of chemical technology. p. 1-40.
doi:10.1002/0471238961.0119020510151209.a01.pub3

Wang, D., Cullimore, R., Hu et Y. Chowdhury, R. (2011). Biodeterioration of asbestos cement (AC) pipe in drinking water distribution systems. Int Biodeterior Biodegrad. 65(6):810-817.

Watkins, J. J., Ryder, R. A. et Persich, W. A. (1978). Investigation of turbidity, asbestos fibers and particle counting techniques as indices of treatability of a Cascade Mountain water source. Actes de la conférence annuelle de l'American Water Works Association Annual Conference, Atlantic City, New Jersey. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Webber, J. S., Covey, J. R. et King, M. V. (1989). Asbestos in drinking water supplied through grossly deteriorated A-C pipe. *J Am Water Works Assoc.* 81(2):80-85.

Webber, J. S. et Covey, J. R. (1991). Asbestos in water. *Critical reviews in environmental control.* 21(3-4):331-371.

Weiner, M. L. (1988). Intestinal transport of some macromolecules in food. *Food and Chemical Toxicology: An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association,* 26(10):867-880.
doi:10.1016/0278-6915(88)90028-2

Wigle, D. T. (1977). Cancer mortality in relation to asbestos in municipal water supplies. *Arch Environ Health.* 32(4):185-190.

Wigle, D. T., Mao, Y., Semenciw, R., Smith, M. H. et Toft, P. (1986). Contaminants in drinking water and cancer risks in Canadian cities. *Can J Public Health.* 77(5):335-42.

Wylie, A. G. et Korchevskiy, A. A. (2023). Dimensions of elongate mineral particles and cancer: A review. *Environ Res.* 230:114688. doi:10.1016/j.envres.2022.114688

Zavasnik, J., Sestan, A. et Skapin, S. (2022). Degradation of asbestos – Reinforced water supply cement pipes after a long-term operation. *Chemosphere.* 287:131977.

Zheng, B., Zang, L., Li, W., Li, H., Wang, H., Zhang, M. et Song, X. (2019). Quantitative analysis of asbestos in drinking water and its migration in mice using fourier-transform infrared spectroscopy and inductively coupled plasma optical emission spectrometry. *Analytica chimica acta,* 1058:29–38.

<https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.12.022>

C.2 Abréviations

A-C	amiante-ciment
ANSI	American National Standards Institute
ARN	acide ribonucléique
CCN	Conseil canadien des normes
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMA	concentration maximale acceptable
ERO	espèces réactives de l'oxygène
IA	indice d'agressivité
ISL	indice de saturation Langelier
LD	limite de détection
LDM	limite de détection de la méthode
MCL	« maximum contaminant level », concentration maximale du contaminant
MFL	millions de fibres par litre
NSF	NSF International
NTP	National Toxicology Program
Numéro CAS	numéro de registre du Chemical Abstracts Service
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OHAT	Office of Health Assessment and Translation
OI	osmose inverse
OMS	Organisation mondiale de la Santé
pHs	pH de saturation
PM	portée moyenne
SA	sensibilité analytique
SPEP	station(s) de production d'eau potable
TEM	microscopie électronique à transmission
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UE	Union européenne
UTN	unité de turbidité néphélémétrique

C.3 Annexe A

Tableau A1. Longueur des conduites d'eau en amiante-ciment, 2022 (adapté de Statistique Canada, 2025)

Géographie	Organismes des gouvernements locaux et régionaux ^a	Toutes les municipalités	Toutes les municipalités urbaines	Toutes les municipalités rurales
Nom	Kilomètres (qualité des données)	Kilomètres (qualité des données)	Kilomètres (qualité des données)	Kilomètres (qualité des données)
Canada	13 701.4 ^b (B)	10 684 ^b (A)	8 094.8 (A)	2 583.6 (B)
Terre-Neuve-et-Labrador	69.9 (E)	69.9 (E)	10.1 (B)	(F)
Île-du-Prince-Édouard	(F)	5.6 ^c	(F)	(F)
Nouvelle-Écosse	82.7 (D)	65.3 (D)	30.4 (E)	34.8 (D)
Nouveau-Brunswick	12.8 (B)	12.8 (B)	11.6 (A)	(F)
Québec	863.7 (B)	840.7 (B)	567 (B)	273.7 (B)
Ontario	1 258.5 (B)	937.6 (A)	659.2 (B)	278.5 (A)
Manitoba	1 005.7 (A)	989.8 (A)	924.2 (A)	65.6 (B)
Saskatchewan	2 757.3 (B)	2 757.3 (B)	1 662.3 (A)	1 095.1 (C)
Alberta	3 286.3 (E)	1 827.1 (A)	1 431.2 (A)	395.9 (B)
Colombie-Britannique	4 261.2 (B)	3 080.3 (B)	2 730.5 (B)	349.8 (A)
Yukon	(F)	(F)	(F)	(F)
Territoires du Nord-Ouest	(F)	(F)	0 (A)	(F)
Nunavut	0 (A)	0 (A)	0 (A)	0 (A)

^a Ce groupe est une extension des municipalités, puisque cet ordre de gouvernement peut posséder des infrastructures essentielles et fournir des services à plusieurs municipalités. Certaines des infrastructures essentielles les plus importantes que possède ce groupe comprennent des actifs liés au transport en commun, à l'eau potable, aux logements sociaux et abordables, à des installations culturelles, sportives et de loisirs, à des routes, à des ponts et à des tunnels.

^b Ce total tient compte des données communiquées séparément par l'Île-du-Prince-Édouard.

^c Données fournies par la Ministère de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard (2025).

A - qualité des données excellente; B - qualité des données : très bonne; C - qualité des données : bonne; D - qualité des données : acceptable; E - à utiliser avec prudence; F - trop peu fiable pour être publié