

Ébauche d'évaluation préalable

Le cuivre et ses composés

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Mai 2019

Résumé

En vertu des articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable du cuivre et de ses composés. L'évaluation de 26 de ces substances a été jugée prioritaire, car elles répondent aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE, ou en raison d'autres préoccupations concernant la santé humaine. Onze autres substances ont été retenues en vue d'un examen plus poussé à la suite de la priorisation de la Liste révisée des substances commercialisées. La présente ébauche d'évaluation préalable porte sur le groupement cuivre et couvre donc le cuivre élémentaire, les substances contenant du cuivre et le cuivre rejeté sous forme dissoute, solide ou particulaire. Par conséquent, la présente évaluation préalable tient compte des substances contenant du cuivre, en plus de celles dont l'évaluation est jugée prioritaire.

Le cuivre est présent à l'état naturel dans l'environnement et se déplace dans divers milieux par des cycles géochimiques et biogéochimiques. Les activités anthropiques peuvent contribuer à la présence de cuivre dans l'environnement par la production de cuivre métallique ou d'autres substances contenant du cuivre (p. ex., exploitation minière, extraction, traitement des minerais, fusion, affinage), par d'autres activités industrielles (p. ex., traitement des eaux usées) et par l'utilisation de produits contenant du cuivre. La présente évaluation tient compte de l'exposition combinée au groupement cuivre de sources naturelles ou anthropiques, qu'il soit présent dans les milieux environnementaux, les aliments ou les produits. Toutes les substances qui ont le potentiel de se dissoudre, de se dissocier ou de se dégrader pour libérer du cuivre par diverses voies de transformation peuvent contribuer à l'exposition des organismes vivants aux formes biodisponibles du cuivre.

Conformément aux avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE, des renseignements ont été déclarés pour 19 substances de cuivre qui ont été fabriquées ou importées au-delà du seuil de déclaration de 100 kg par année en 2011 ou entre 2012 et 2015. Aucun renseignement concernant des quantités supérieures au seuil de déclaration n'a été reçu pour 15 autres substances de cuivre qui étaient visées par l'enquête. Au total, plus de 10 000 000 kg ont été déclarés à titre de quantités fabriquées et importées. Ces substances sont utilisées dans une grande variété de produits et d'applications, notamment : matériaux d'art, d'artisanat et de passe-temps; entretien automobile; matériaux de construction; cosmétiques; jouets pour enfants; produits de nettoyage; utilisations électriques et électroniques; emballages alimentaires; encre, encre en poudre et colorants; produits de santé naturels et médicaments; produits agricoles (non pesticides); peintures et revêtements; substances antiparasitaires; plastiques; textiles; autres utilisations industrielles et commerciales.

L'évaluation de l'exposition environnementale vise les principaux secteurs d'activité auxquels sont associées les plus grandes quantités de cuivre rejeté dans

l'environnement. En d'autres mots, des scénarios d'exposition ont été élaborés pour les secteurs des mines de métaux, de la fusion des métaux communs et du traitement des eaux usées.

L'évaluation des effets environnementaux porte sur la fraction dissoute du cuivre, car elle est généralement mieux corrélée avec son écotoxicité. Dans la mesure du possible, les facteurs qui influent sur la toxicité (c.-à-d. la dureté, le pH, le carbone organique dissous et la température) ont été pris en compte, car la portion de cuivre dissous dépend de ces conditions chimiques de l'eau.

Les résultats de la caractérisation des risques environnementaux dans les secteurs des mines de métaux, de la fusion des métaux communs et du traitement des eaux usées indiquent qu'il y a des risques pour le milieu aquatique. Pour ce faire, on a utilisé une approche fondée sur le poids de la preuve, y compris la comparaison des concentrations environnementales estimées (CEE) et des concentrations estimées sans effet (CESE), pour obtenir des quotients de risque (QR), et on a évalué la fréquence et la grandeur des QR ayant une valeur supérieure à 1.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, le cuivre et ses composés présentent un risque d'effets nocifs pour l'environnement. Il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Le cuivre est un élément essentiel pour la santé humaine, mais un apport élevé peut avoir des effets nocifs sur la santé. Dans le cas d'ingestion chronique excessive de cuivre par voie orale, les lésions hépatiques sont le principal effet observé sur la santé. Il existe donc des recommandations visant à limiter l'apport excessif de cuivre dans la population générale. Dans une étude menée chez des volontaires humains, aucun effet n'a été observé jusqu'à des doses de 10 mg par jour pendant 12 semaines. Cette étude a servi de base pour établir l'apport maximal tolérable (AMT) établi par l'Institute of Medicine (IOM) pour les populations nord-américaines. L'AMT de l'IOM constitue également la base pour établir les concentrations limites de cuivre dans les suppléments multivitaminés/minéraux et les aliments enrichis, et aussi pour établir les recommandations concernant la qualité des sols pour le cuivre, ainsi que les valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui ont été élaborées par Santé Canada dans le cadre du Programme d'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux. En ce qui concerne l'exposition par inhalation, on a constaté des effets respiratoires aigus chez des animaux de laboratoire après l'inhalation d'une seule dose élevée de cuivre.

Les doses répétées ont entraîné des signes d'inflammation des poumons; cependant, tous les effets étaient réversibles une fois terminée l'administration de la dose.

Tous les Canadiens peuvent être exposés au cuivre par l'intermédiaire des milieux naturels, des aliments, de l'eau potable et des produits de consommation. La nourriture est la principale source d'apport, et les concentrations sont maximales chez les tout-petits lorsque cet apport est normalisé en fonction du poids corporel. Pour caractériser le risque, on a estimé l'exposition quotidienne due aux milieux naturels, aux aliments et à l'eau potable pour la population générale et les personnes vivant près des sources ponctuelles de rejet (p. ex., mines, fonderies, affineries). Ces estimations ont été comparées à l'AMT de l'IOM et il n'y a eu aucun dépassement pour les deux groupes. On a également estimé l'exposition de la population générale d'après les données sur l'utilisation des produits de consommation. Selon les estimations, l'exposition orale au cuivre due à l'utilisation de produits pour arts et artisanat, de jouets pour enfants, de cosmétiques et de produits de santé naturels n'a pas dépassé l'AMT de l'IOM.

L'exposition par inhalation au cuivre contenu dans les particules en suspension dans l'air présente également des risques pour la population générale et pour les personnes vivant à proximité de sources ponctuelles de rejet. Les concentrations mesurées dans l'air ont été comparées aux concentrations auxquelles des effets spécifiques sur la santé, dus à l'exposition par inhalation, ont été observés, et les marges d'exposition ont été jugées adéquates pour le cuivre dans la matière particulaire. Des scénarios d'exposition par inhalation, résultant de l'utilisation de produits de consommation, ont également été établis. Les marges d'exposition pour l'inhalation de cuivre par les produits de nettoyage, les cosmétiques et les peintures en aérosol ont été jugées adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Il est également proposé de conclure que le cuivre et ses composés répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Table des matières

Résumé	ii
1. Introduction	1
2. Identité des substances	3
3. Propriétés physico-chimiques	3
4. Sources et utilisations	4
4.1 Sources naturelles	4
4.2 Sources anthropiques	5
5. Rejets dans l'environnement	7
6. Devenir et comportement dans l'environnement	9
6.1 Distribution dans l'environnement	9
6.2 Persistance dans l'environnement	11
6.3 Potentiel de bioaccumulation	11
7. Risque d'effets nocifs sur l'environnement	13
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement	13
7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	15
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	26
8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	37
8.1 Caractère essentiel	37
8.2 Évaluation des effets sur la santé	38
8.3 Évaluation de l'exposition	44
8.4 Caractérisation du risque pour la santé humaine	53
8.5 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	56
9. Conclusion	57
Références	58
Annexes	75
Annexe A. Données sur l'identité des substances	75
Annexe B. Quantités, activités et utilisations des substances contenant du cuivre pour lesquelles des renseignements ont été reçus conformément à la mise à jour de l'inventaire de la LIS, phase II	78
Annexe C. Rejets déclarés à l'INRP pour les années 2011 à 2015 pour le cuivre et ses composés	81
Annexe D. Propriétés physico-chimiques et devenir dans l'environnement	83
Annexe E. Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité	86
Annexe F. Exposition par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable	90
Annexe G. Estimations de l'exposition résultant de l'utilisation de produits	92

Liste des tableaux et des figures

Figure 7.1. Diagrammes de quartiles pour le Cu_T dans les eaux de surface pour les zones exposées et de contrôle/de référence déclarées par 10 installations choisies assujetties au REMMMD, 2011 à 2015 (ESEE 2016).....	20
Figure 7-2. Diagrammes de quartiles du Cu_T dans les eaux de surface pour les zones exposées et de contrôle/de référence, déclarés par les fonderies de métaux communs assujetties au REMMMD, 2011 à 2015, et de Cu_D pour une fonderie qui n'est pas assujettie au REMMMD, 2011 à 2013 (ESEE 2016; EEC Ltd & LAC Ltd 2014).	24
Figure 7-3. Diagrammes de quartiles des quotients de risque, dans le secteur des mines de métaux, pour 10 installations assujetties au REMMMD, 2011 à 2015 (ESEE 2016).	29
Figure 7-4. Diagrammes de quartiles des quotients de risque pour cinq installations dans le secteur de la fusion des métaux communs, assujetties au REMMMD, 2011 à 2015, et pour une fonderie non assujettie au REMMMD, 2011 à 2013 (ESEE 2016; EEC Ltd & LAC Ltd 2014).	31
Figure 7-5. Diagrammes des quartiles illustrant les quotients de risque pour 21 installations du secteur du traitement des eaux usées rejetant leurs effluents dans les eaux douces de surface, de 2009 à 2012 (EC 2013).	33
Tableau 4-1. Utilisations additionnelles du cuivre et de ses composés au Canada	6
Tableau 5-1. Quantité annuelle totale de cuivre déclarée à l'INRP dans les trois milieux environnementaux (air, eau, sol) de 2011 à 2015	7
Tableau 7-5. Valeurs CEE calculées pour le Cu_T pour le secteur du traitement des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents de 21 STEU au Canada, 2009 à 2012 (EC 2013)	26
Tableau 7-6. Éléments de preuve pondérés pris en compte pour déterminer le risque potentiel du cuivre et de ses composés pour l'environnement au Canada	36
Tableau 8-1. Niveaux d'apport maximal tolérable (AMT) de l'IOM pour différents groupes d'âge (IOM 2001).....	44
Tableau 8-2. Exposition estimée potentielle intentionnelle et accidentelle par voie orale due à l'utilisation de produits de consommation contenant du cuivre	53

Tableau 8-3. Estimation des concentrations atmosphériques potentielles dues à l'utilisation de produits contenant du cuivre	54
Tableau 8-4. Estimations de l'apport quotidien moyen et estimations des risques pour les Canadiens dus à l'exposition par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable	55
Tableau 8-5. Estimations de l'exposition sentinelle orale et estimations des risques dus aux produits de consommation contenant du cuivre	56
Tableau 8-6. Valeurs pertinentes de l'exposition par inhalation et des effets sur la santé pour le cuivre, et marges d'exposition, aux fins de détermination du risque	57
Tableau 8-7. Sources d'incertitude dans la caractérisation des risques	58
Tableau A-1. Identité des substances – cuivre et ses composés	76
Tableau B-1. Résumé des renseignements sur les substances contenant du cuivre fabriquées et importées au Canada déclarées par les industries conformément à la phase 2 (2011) et à la phase 3 (2012 à 2015) de l'UI de la LIS, en vertu de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2017a)	79
Tableau B-2. Principales activités ou utilisations au Canada de substances contenant du cuivre pour l'année de déclaration 2011	80
Tableau B-3. Substances contenant du cuivre pour lesquelles aucun renseignement n'a été reçu pour les années de déclaration 2011 et 2012 à 2015	81
Tableau C-1. Quinze principales plages de rejets déclarés ^a à l'Inventaire national des rejets de polluants pour le cuivre et ses composés, de 2011 à 2015 (en tonnes) ^b ...	82
Tableau D-1. Propriétés physico-chimiques du cuivre et de ses composés	83
Tableau D-2. Coefficients de partage pour le cuivre	86
Tableau E-1. Concentrations totales de cuivre dans les écozones canadiennes et les Grands Lacs	86
Tableau E-2. Facteurs modifiant la toxicité pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs, utilisés pour le calcul des CESE	86
Tableau E-3. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour 10 installations assujetties au REMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016; tableau D-2)	87

Tableau E-4. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour les fonderies et affineries de métaux communs (ESEE 2016, EEC Ltd & LAC Ltd 2014; tableau D-2).....	88
Tableau E-5. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour le secteur du traitement des eaux usées (tableau D-2).....	89
Tableau F-1. Apport quotidien moyen estimé de cuivre pour la population générale au Canada par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable	90
Tableau F-2. Apports alimentaires moyens sur cinq ans, provenant de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (ECAT) pour les années 2003 à 2007	91
Tableau F-3. Estimations de l'apport quotidien moyen pour les collectivités d'intérêt, par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable	91
Tableau G-1. Estimations de l'exposition orale au cuivre présent dans les produits d'arts et d'artisanat, les cosmétiques et les produits de santé naturels.....	92
Tableau G-2. Exposition orale des enfants au cuivre par les activités de mise à la bouche.....	94
Tableau G-3. Facteurs d'exposition pour l'estimation des concentrations dans l'air dues à l'utilisation de produits en aérosol (ConsExpo Web 2016, RIVM [modifié 2018]) ...	94

1. Introduction

En vertu des articles 68 ou 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) (LCPE) (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable du cuivre et de ses composés pour déterminer si ces substances présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement et la santé humaine. L'évaluation de 26 substances (énumérées à l'annexe A) a été jugée prioritaire, parce qu'elles répondent aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE ou en raison d'autres préoccupations concernant la santé humaine (ECCC, SC [modifié 2017]). Onze autres substances ont été identifiées en vue d'un examen plus approfondi à la suite de l'établissement des priorités pour la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)¹ (Santé Canada [modifié 2017]).

La présente ébauche d'évaluation préalable porte sur le groupement cuivre² et couvre donc le cuivre élémentaire, les substances contenant du cuivre et le cuivre rejeté sous forme dissoute, solide ou particulaire. Cette évaluation tient compte également de toutes les substances qui peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader pour libérer du cuivre par diverses voies de transformation et qui peuvent contribuer à l'exposition combinée des humains et des récepteurs écologiques du cuivre. Dans les pages qui suivent, le groupement cuivre est appelé « cuivre » pour plus de simplicité. Les substances spécifiques contenant du cuivre seront identifiées par leur nom ou par leur numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS), le cas échéant. En raison de l'existence de plusieurs voies d'entrée du cuivre dans l'organisme, toutes les formes de cuivre peuvent contribuer à l'exposition, qu'elles soient solubles ou non. La présente évaluation préalable tient donc compte de toutes les substances contenant du cuivre et ne se limite pas aux 37 substances énumérées à l'annexe A.

La présente évaluation ne tient compte que des effets associés au cuivre et ne porte pas sur d'autres éléments ou groupements qui peuvent être présents dans certaines substances contenant du cuivre (p. ex., le cyanure ou l'iode). Certains de ces autres éléments ou groupements ont déjà fait l'objet d'évaluations dans le cadre du programme de la Liste des substances d'intérêt prioritaire en vertu de la LCPE, ou dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC). Les nanomatériaux manufacturés contenant du cuivre ne sont pas explicitement pris en compte dans les

¹ La Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) est une liste de substances dont l'utilisation commerciale a été autorisée au Canada entre 1987 et 2001. Comme ces substances sont présentes au Canada, le gouvernement en évalue l'effet potentiel sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer les risques potentiels associés aux substances, s'il y a lieu.

² Aux fins du présent document, le terme « groupement » désigne une partie d'une molécule, c'est-à-dire une entité chimique distincte, nommée d'après un composé parent ou son produit de transformation, et qui est susceptible d'avoir une importance toxicologique.

scénarios d'exposition présentés dans l'évaluation, mais les concentrations mesurées de cuivre dans l'environnement pourraient inclure des nanomatériaux manufacturés et contenant du cuivre, ou encore du cuivre provenant de ces sources. Toutefois, les effets sur la santé associés au cuivre à l'échelle nanométrique ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation préalable. Le cuivre est un nutriment essentiel pour la santé humaine. La présente évaluation évalue les dommages que pourrait causer une exposition élevée au cuivre, plutôt que les effets d'une carence ou de son caractère essentiel.

Pour la présente ébauche d'évaluation préalable, nous avons pris en compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et les expositions, y compris d'autres renseignements présentés par des parties intéressées. Des données pertinentes ont été relevées jusqu'en janvier 2018. Des données additionnelles ont été présentées par les parties intéressées jusqu'en février 2018. Des données empiriques tirées d'études clés ainsi que les résultats de modélisations ont servi à formuler les conclusions proposées. Lorsqu'ils étaient pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations effectuées par d'autres instances ont été utilisés.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada; elle inclut des données provenant d'autres programmes de ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable portant sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'examens ou de consultations externes. Des commentaires concernant les parties techniques pertinentes pour l'environnement ont été reçus de Peter Campbell (Institut national de la recherche scientifique, INRS), James McGeer (Université Wilfrid Laurier) et Kevin Wilkinson (Université de Montréal). Des commentaires concernant les aspects techniques pertinents pour la santé humaine ont été reçus de Richard Manderville (Université de Guelph), Bonnie Stern (consultante) et Carl Keen (Université de la Californie). Bien que les commentaires externes aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument l'entière responsabilité du contenu final et des conclusions de la présente évaluation préalable.

La présente ébauche d'évaluation préalable repose sur des renseignements permettant de déterminer si les substances satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. À cette fin, nous avons examiné les renseignements scientifiques et suivi une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution³. L'ébauche de l'évaluation

³ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ces expositions découlent de la présence des substances notamment dans l'air ambiant, dont l'air intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Une conclusion établie aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de danger prévus au

préalable contient les renseignements et les facteurs critiques sur lesquels se fondent les conclusions proposées.

2. Identité des substances

Les substances contenant du cuivre dans le commerce ou produites de façon indirecte appartiennent à diverses catégories, notamment le cuivre élémentaire, les composés métalliques inorganiques, les sels organométalliques, les composés organométalliques, les substances de composition inconnue ou variable, ainsi que les produits de réaction complexe ou matières organiques (UVCB). Les sels métalliques organiques ou les substances organométalliques contenant du cuivre peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader complètement ou partiellement pour libérer des produits de transformation organiques ou organométalliques et du cuivre. L'annexe A présente, pour les 37 substances jugées prioritaires aux fins de l'évaluation, leurs numéros de registre du Chemical Abstracts Service (n^{os} CAS⁴), leurs noms sur la Liste intérieure des substances (LIS) ou la LRSC, leurs noms communs et leurs catégories.

3. Propriétés physico-chimiques

Le cuivre est un métal non magnétique, chalcophile et mou (Reimann et de Caritat 1998). Le cuivre a quatre états d'oxydation principaux: le Cu(0) (c.-à-d. le cuivre élémentaire), le Cu (I) (c.-à-d. l'ion cuivre, Cu⁺), le Cu (II) (c.-à-d. l'ion cuivrique, Cu²⁺) et le Cu (III) (Georgopoulos et coll. 2002). Il existe à l'état naturel sous sa forme élémentaire et en tant que constituant de nombreux composés. Le cuivre (II) est l'état d'oxydation le plus stable dans les eaux oxiques typiques (Nordberg et coll. 2015). Le cuivre (II) forme généralement des sels, surtout avec l'hydroxyde dans l'eau douce (p. ex., hydroxyde de cuivre, Cu(OH)₂) et avec le chlorure dans l'eau saline (p. ex., chlorure de cuivre (II), CuCl₂) (OMS 1998). Il peut également être un constituant de

Règlement sur les produits dangereux, lequel fait partie du cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail et vise les produits dangereux destinés à être utilisés au travail, ni n'empêche une telle évaluation. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

⁴ Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre à des exigences réglementaires ou si elle est nécessaire à des rapports destinés au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society

divers composés organométalliques (p. ex., gluconate de cuivre) et de substances UVCB (p. ex., vert pigmentaire 7).

Le cuivre peut être rejeté par la dissolution ou la dissociation de substances contenant du cuivre, que l'on peut caractériser à partir des données de solubilité dans l'eau des substances ou de la constante de dissociation acide (K_a) du composant organique des sels organométalliques. Les valeurs propres à ces substances pour ces propriétés sont présentées au tableau D-1 de l'annexe D, lorsqu'elles sont disponibles. Les valeurs présentées pour les masses molaires des sous forme d'UVCB (sels organométalliques et composés organiques-métaux) sont des approximations, basées sur la simple addition des valeurs pour les composants figurant dans le nom de la substance. Certains coefficients de partage propres au cuivre sous forme d'ion (par rapport au cuivre lié à l'intérieur d'une substance) sont présentés dans le tableau D-2 de l'annexe D, et sont examinés dans la section sur le devenir dans l'environnement.

Les valeurs de la solubilité dans l'eau des substances contenant du cuivre, lorsqu'elles étaient disponibles, variaient grandement, allant d'une très faible solubilité à une solubilité très élevée (c.-à-d. supérieure à $1,0 \times 10^6$ mg/L) (tableau D-1). Des données sur la pression de vapeur étaient disponibles pour deux substances contenant du cuivre; la volatilité est négligeable pour le sulfate de cuivre, tandis que le cuivre élémentaire est non volatil (Boone et coll. 2012; CET 2006; ATSDR 2004).

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

Le cuivre est un élément naturel de la croûte terrestre. Les concentrations de cuivre dans la croûte continentale supérieure ont été établies à une moyenne d'environ 22 mg/kg et entre 2 et 90 mg/kg (Reimann et de Caritat 1998; Rauch et Pacyna 2009). Le cuivre existe naturellement sous sa forme élémentaire (métallique) et dans de nombreux minéraux, dont la chalcopryrite (CuFeS_2), la bornite (Cu_5FeS_4), la chalcosite (Cu_2S), la malachite ($\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$), la covellite (CuS), la digénite (Cu_9S_5) et la tétraédrite ($\text{Cu}_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$) (Reimann et de Caritat 1998).

Les sources naturelles d'émissions de cuivre dans l'atmosphère comprennent les particules du sol soufflées par le vent, les embruns salins, les volcans, les feux de forêt et de broussailles, la poussière météoritique et les sources provenant de processus biogéniques (p. ex., exsudats végétaux volatils). Richardson et coll. (2001) ont estimé les émissions naturelles de cuivre dans l'atmosphère provenant des sources susmentionnées, à l'exception de celles provenant de processus biogéniques en raison de l'insuffisance de données. Pour le Canada, le taux d'émissions naturelles médian estimé était de 2 600 tonnes (t) de cuivre par année, ce qui représente moins de 6 % et moins de 1 % de la fraction des émissions nord-américaines ($5,0 \times 10^4$ t) et mondiales

($2,0 \times 10^6$ t) estimées, respectivement. On a constaté que les rejets naturels proviennent en grande partie du flux de particules du sol et, dans une moindre mesure, des embruns salins, des volcans, des incendies et, de façon négligeable, de la poussière météoritique. Les dépôts atmosphériques et l'introduction de cuivre dans les eaux de surface et les sols à partir de sources naturelles se reflètent dans les concentrations de fond géochimiques dans ces milieux environnementaux. Les concentrations de fond sont prises en compte dans l'estimation de l'exposition au cuivre des récepteurs écologiques, décrite à la section 7.2.

4.2 Sources anthropiques

4.2.1 Production de cuivre

Le cuivre se trouve dans les gisements de sulfure (p. ex., sous forme de chalcopryrite), de carbonate (p. ex., sous forme d'azurite), de silicate (p. ex., sous forme de chrysocolle) et dans le cuivre élémentaire (ICSG 2017). Le minerai de cuivre a été produit dans les provinces et territoires suivants au Canada en 2015 (par ordre décroissant de quantité produite) : Colombie-Britannique, Ontario, Terre-Neuve et Labrador, Québec, Manitoba, Yukon, Saskatchewan et les Territoires du Nord-Ouest (RNCan 2017). Selon la même source, le Canada a produit 697 322 t de cuivre en 2015.

En 2016, au Canada, les fonderies ont produit environ 340 900 t de cuivre, et les affineries ont produit environ 304 300 t de cuivre et de composés contenant du cuivre (ICSG 2017). Toujours en 2016, on comptait sept fonderies et affineries en activité produisant du cuivre (à titre de métal primaire ou secondaire) au Canada, soit à Terre-Neuve et Labrador, au Québec, en Ontario, au Manitoba et en Alberta (MAC 2017).

4.2.2 Fabrication et importations

Des 37 substances dont l'évaluation est jugée prioritaire, 34 étaient visées par les enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE pour les années de déclaration 2011 et 2012 à 2015 (Canada 2012; Canada 2017). Des réponses ont été reçues pour 19 des substances visées par l'enquête (ces substances sont indiquées dans le tableau B-1 de l'annexe B). Aucun renseignement portant sur des quantités supérieures au seuil de déclaration n'a été reçu pour les 15 autres substances. Les trois autres substances (n^{os} CAS 7440-50-8, 26317-27-1, 28302-36-5) n'étaient pas visées par l'enquête. Les résultats de l'enquête pour les 19 substances pour lesquelles des réponses ont été reçues indiquaient que 8 ont été fabriquées au Canada par 6 entreprises et 18 composés du cuivre ont été importés au Canada par 61 entreprises (tableau B-1, annexe B) (Environnement Canada 2013; ECCC 2017). Pour l'ensemble des substances contenant du cuivre fabriquées ou importées et dont les quantités ont été déclarées pour l'année 2011, six ont été fabriquées ou importées en quantités supérieures à 100 000 kg (tableau B-1, annexe B) (Environnement Canada 2013).

4.2.3 Utilisations

Le tableau B-2 (annexe B) présente les trois activités ou utilisations pour lesquelles les quantités les plus élevées ont été déclarées pour chaque substance commercialisée en 2011 et de 2012 à 2015 (Environnement Canada 2013; ECCC 2017). Les quantités déclarées les plus élevées dans le commerce étaient pour les activités ou utilisations suivantes : la production indirecte à titre de sous-produit, les substances de laboratoire, les additifs pour peinture et revêtement, les pigments et les substances antiparasitaires. D'autres activités ou utilisations ont été déclarées en quantités de l'ordre de quelques dizaines de tonnes, comme les adhésifs et les produits d'étanchéité, les auxiliaires technologiques pour la production pétrolière, ainsi que les substances agricoles (non pesticides). Selon le Groupe d'étude international du cuivre (2017), le cuivre élémentaire est transporté aux fabricants principalement sous forme de cathodes, de fil machine, de billettes, de gâteaux (plaques) ou de lingots. Les fabricants produisent des fils, des barres, des tubes, des tôles, des plaques, des bandes, des pièces moulées, des poudres et d'autres formes de cuivre élémentaire par extrusion, étirage, laminage, forgeage, fusion, électrolyse ou pulvérisation. De façon plus générale, le cuivre est principalement utilisé dans l'industrie électrique (câbles et fils), la tuyauterie pour l'eau, les toitures, les pigments et colorants, les alliages et les pièces de monnaie (Reimann et de Caritat 1998; Nordberg et coll. 2015; CDA 2017).

Les substances pour lesquelles aucune quantité n'a été déclarée pour les années de déclaration 2011 et 2012 à 2015 sont énumérées dans le tableau B-3 de l'annexe B.

Le cuivre est présent dans des milliers de produits de consommation, notamment les produits ménagers, les textiles, les peintures, les adhésifs et les jouets pour enfants (Guney et coll. 2014; CPID [modifié 2018]). D'autres utilisations du cuivre au Canada sont indiquées dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1. Utilisations additionnelles du cuivre et de ses composés au Canada

Utilisation	Cuivre (et ses composés)
Additif alimentaire ^a	O
Matériaux d'emballage alimentaire ^a	O
Additifs indirects ^b	O
Éléments nutritifs minéraux ajoutés aux aliments, y compris les aliments enrichis ^c	O
Ingrédient médicinal ou non médicinal dans les désinfectants, les médicaments pour usage humain et vétérinaire ^d	O
Ingrédient médicinal ou non médicinal dans les produits de santé naturels homologués ^e	O

Utilisation	Cuivre (et ses composés)
Utilisations dans les cosmétiques dont la présence est déclarée en vertu du <i>Règlement sur les cosmétiques</i> ^f	O
Principe actif ou produit de formulation dans les produits antiparasitaires homologués ^g	O

^a Santé Canada [modifié 2017]; chlorophylline de cuivre sodique utilisée comme colorant autorisé; gluconate de cuivre, sulfate de cuivre, chlorophylline de cuivre et de potassium sodique comme additifs autorisés avec d'autres utilisations acceptées; communications personnelles de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 14 mars 2016; sans référence.

^b Bien qu'ils ne soient pas définis dans la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD), les additifs indirects peuvent être considérés, à des fins administratives, comme des substances utilisées dans les usines de transformation des aliments et susceptibles de devenir des résidus fortuits dans les aliments (p. ex., nettoyeurs, agents assainissants). Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 14 mars 2016; sans référence.

^c Il est permis d'ajouter du cuivre, à titre de supplément minéral, aux aliments au Canada (Santé Canada [modifié 2016]).

^d Base de données internes sur les produits pharmaceutiques [modifié 2017]; communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 28 avril 2017; sans référence.

^e Base de données sur les produits de santé naturels homologués [modifié 2019] et Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels [modifié 2019]; communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, 10 avril 2017; sans référence.

^f Communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 mai 2017; sans référence.

^g Communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 7 mars 2017; sans référence.

5. Rejets dans l'environnement

Selon Nriagu (1979), les rejets anthropiques de cuivre dans le monde étaient presque aussi importants que les rejets naturels (rapport de 0,93 à 1), en termes de quantité. Selon Pacyna et Pacyna (2001), la production de métaux non ferreux est la plus importante source du cuivre émis dans l'atmosphère à l'échelle mondiale, représentant 70 % des émissions totales, les 30 % restants provenant principalement de la combustion de combustibles fossiles fixes.

Le cuivre et ses composés doivent être déclarés à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP)⁵ (ECCC 2016). Les données de l'INRP indiquent que, de 2011 à 2015, les rejets annuels totaux de cuivre et de ses composés, par toutes les installations

⁵ La déclaration à l'INRP est obligatoire pour ces substances si elles sont fabriquées, traitées ou utilisées d'une autre manière dans une installation à une concentration supérieure à 1 % en poids (sauf pour les sous-produits et les résidus miniers) et en une quantité de 10 tonnes ou plus, et si les employés ont travaillé 20 000 heures ou plus dans une installation.

canadiennes, dans les trois milieux environnementaux (air, sol et eau) variaient de 450 à 1 400 tonnes (tableau 5-1).

Tableau 5-1. Quantité annuelle totale de cuivre déclarée à l'INRP dans les trois milieux environnementaux (air, eau, sol) de 2011 à 2015

Année ^a	Air (t)	Eau (t)	Terre (t)	Tous les types (< 1 t)	Total annuel (t)
2011	330	71	220	1	620
2012	1 100	60	280	15	1 400
2013	230	60 ^b	280	2	570 ^b
2014	250	51 ^c	210	9	520 ^c
2015	230	33	170	9	450

^a Les données utilisées pour ce tableau étaient à jour en date du 14 septembre 2017. Les installations peuvent périodiquement mettre à jour les renseignements qu'ils déclarent à l'INRP. Des analyses répétées faites avec des données extraites à un moment différent peuvent donc produire des résultats différents. La déclaration des données à l'INRP est assez complexe, notamment en ce qui concerne le respect des seuils de déclaration et l'utilisation de diverses méthodes et sources de données acceptables. Par conséquent, il subsiste des incertitudes concernant les quantités déclarées (pour de plus amples renseignements, voir le document d'orientation pour les déclarations à l'INRP : ECCC 2016).

^b La valeur totale omet le déversement de 1,0 tonne de cuivre dans l'eau dû à la rupture de la digue de la mine Obed Mountain en 2013.

^c La valeur totale omet le déversement de 20 724 tonnes de cuivre dans l'eau en raison de la rupture de la digue de retenue des résidus de la mine Mount Polley en 2014.

Les rejets déclarés à l'INRP étaient dans divers secteurs industriels. Les secteurs présentant les rejets totaux de cuivre les plus importants étaient la production et la transformation des métaux non ferreux; l'extraction des minerais métalliques; l'eau, les eaux usées et autres systèmes; les usines de pâte, papier et carton; les mines de charbon; les usines sidérurgiques et les aciéries, et la fabrication de ferro-alliages. L'information sur les secteurs présentant les rejets les plus élevés figure dans le tableau C-1 de l'annexe C.

Les secteurs qui rejetaient le plus de cuivre dans l'atmosphère étaient la production et la transformation des métaux non ferreux; l'extraction des minerais métalliques et les usines de pâte, papier et carton. Les secteurs qui ont rejeté le plus de cuivre dans le sol étaient les mines de minerais métalliques; les mines de charbon et les usines de pâte, papier et carton. Les secteurs qui ont rejeté le plus de cuivre dans l'eau étaient les réseaux d'aqueduc et d'égouts et autres réseaux; les mines de minerais métalliques; la production et la transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium); la production, le transport et la distribution d'électricité; les usines sidérurgiques et aciéries, ainsi que la fabrication de ferro-alliages. Le rejet de cuivre (et de ses composés) dans l'eau le plus important, et de loin, au cours de cette période a été causé par la brèche dans la digue de retenue des résidus de la mine Mount Polley en 2014 (BC MOE 2017), 20 724 tonnes ayant été déclarées pour cet événement.

Les rejets par les autres secteurs étaient moins importants comparativement à ceux des secteurs énumérés ci-dessus et ne sont donc pas expressément pris en compte dans l'évaluation environnementale. Des rejets ont également été signalés par les fonderies. La majeure partie des rejets de cuivre dans les fonderies était due à la fonderie Horne et sont donc déclarés dans les activités de fusion. Par conséquent, les rejets de cette installation ont été pris en compte dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux communs (FAMC).

D'autres sources de rejets anthropiques de cuivre dans l'environnement qui ne sont pas déclarées à l'INRP peuvent comprendre les rejets pendant la durée de vie utile de certains produits et l'utilisation de certains engrais organiques ou minéraux et aliments dans les produits destinés à l'alimentation des animaux (ECI 2008). En outre, certaines utilisations pesticides importantes, comme les algicides pour piscines et le traitement antifongique du bois, peuvent entraîner des rejets de cuivre. Ces utilisations à des fins pesticides sont réglementées par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Distribution dans l'environnement

Le cuivre peut être présent sous diverses formes (p. ex., ions libres, complexes, colloïdes, particules, aérosols) dans l'air ambiant, les eaux de surface, les sédiments, les sols et les eaux souterraines. La solubilité dans l'eau influe grandement sur le devenir et le partage du cuivre dans les milieux naturels. Le devenir des ions de cuivre dissous par rapport au milieu aquatique peut généralement être caractérisé par les coefficients de partage, notamment sol-eau (K_{se}), particules en suspension-eau (K_{pse}) et sédiments-eau (K_{sde}) (annexe D, tableau D-2). Le devenir des formes particulières de cuivre (p. ex., cuivre élémentaire et composés à très faible solubilité comme l'oxyde de cuivre) peut être contrôlé par leurs propriétés physiques (p. ex., densité, taille des particules), plutôt que chimiques.

6.1.1 Air

Le cuivre est un élément non gazeux et a donc une pression de vapeur négligeable. Il est émis dans l'air principalement sous forme de matière particulaire (MP) fine. Selon la taille de la MP à laquelle le cuivre est associé, il sera transporté sur une certaine distance dans l'air avant de se déposer dans des milieux aquatiques ou terrestres. Le potentiel de transport à grande distance n'a pas été quantifié dans la présente évaluation préalable, car les substances contenant du cuivre ou des rejets indirects ne devraient pas se déplacer sur de très longues distances et contribuer de façon significative aux concentrations environnementales dans les régions éloignées (p. ex., l'Arctique). Les concentrations environnementales (dans l'eau, le sol ou les sédiments)

près des principales sources de rejets ont été prises en compte et pourraient comprendre le cuivre déposé à partir des rejets atmosphériques (voir la section Évaluation de l'exposition environnementale).

6.1.2 Eaux douces et sédiments

La solubilité dans l'eau des substances contenant du cuivre est très variable (annexe D, tableau D-1). Par conséquent, si elles sont rejetées dans les plans d'eau, certaines substances libèrent des ions cuivre plus facilement que d'autres. Dans des conditions environnementales typiques de pH et de E_h (potentiel d'oxydo-réduction), l'état d'oxydation du cuivre (II) est plus stable que celui du cuivre (I) ou du cuivre (III) (Nordberg et coll. 2015). Cependant, le cuivre (I) peut être plus stable thermodynamiquement dans certaines conditions environnementales, notamment un pH élevé et un E_h faible (Brookins 1988) ou dans des zones suboxiques, y compris les sédiments. Dans les conditions courantes des eaux douces oxiques (c.-à-d. pH entre 5 et 9; E_h entre 0,5 et 1 V), le cuivre existe principalement sous forme de Cu^{2+} , CuO^0 ou $CuOH^+$ (Brookins 1988; Takeno 2005).

Le cuivre devrait être plus mobile dans des conditions oxydantes que dans des conditions réductrices (Garrett 2005), dans lesquelles il est principalement associé à la phase solide, incluant les particules. De plus, la mobilité environnementale sera plus élevée dans des conditions acides (Reimann et de Caritat 1998; Garrett 2005), parce que le cuivre a tendance à se désorber de la phase particulaire à un pH acide, en raison de la concurrence avec les ions hydronium.

Dans les milieux aquatiques, le cuivre a tendance à adsorber de préférence les particules solides, et une proportion importante des formes dissoutes du cuivre finira dans les sédiments par adsorption, les particules suspendues s'y déposant (Harvey et coll. 2007). On s'attend à ce que le cuivre reste surtout dans les sédiments de fond, mais les particules peuvent être remises en suspension par bioturbation, dragage, inondations saisonnières ou mélange par des phénomènes de renouvellement. En outre, le cloisonnement du cuivre dépend fortement des conditions du système. Les variations du pH ou des conditions d'oxydo-réduction peuvent également provoquer une remobilisation (Heijerick et coll. 2005).

Les grosses particules de cuivre élémentaire et de composés ayant une très faible solubilité (p. ex., oxyde de cuivre) ne devraient pas se trouver en quantités importantes dans la colonne d'eau. Une partie de ces composés peut se retrouver dans des sédiments ou dans le sol s'ils sont rejetés dans ce milieu sous forme solide, non dissoute.

Les sédiments servent de puits pour les métaux trace dans les systèmes aquatiques (Horowitz 1981). Le cuivre peut se trouver dans diverses fractions du milieu sédimentaire : dissous dans l'eau interstitielle; présent dans des fractions échangeables

d'argiles, d'oxydes hydratés de fer et de manganèse et d'acides humiques; lié aux carbonates; lié aux oxydes de fer et de manganèse; lié aux matières organiques particulaires; complexé avec les sulfures et comprenant des formes volatiles acides; et enfin dans le réseau cristallin des minéraux primaires et secondaires (Tessier et coll. 1979; Förstner et Wittmann 1981; Di Toro et coll. 1992). Le cuivre peut être redistribué périodiquement dans la colonne d'eau lors des épisodes de mélange printanier et automnal (p. ex., dans les lacs), et être remobilisé dans des conditions physico-chimiques différentes, par exemple lors d'une diminution de l'oxygène dissous, du pH et du potentiel redox, et des augmentations de la minéralisation et des matières organiques dissoutes (Linnik et Zubenko 2000).

6.1.3 Sols

Comme pour les sédiments, les sols représentent des puits importants pour les métaux rejetés dans l'air à partir de sources naturelles ou anthropiques. Le comportement du cuivre dans les sols est lié aux propriétés chimiques et physiques du sol (p. ex., pH, capacité d'échange cationique (CEC), matières organiques du sol, teneur en argile) (ARCHE Consulting 2017), et du composé particulier contenant le cuivre (p. ex., solubilité dans l'eau) entrant dans ce milieu. Une plus grande solubilité dans l'eau interstitielle est associée à un plus grand potentiel de mobilité et une plus grande bioaccessibilité. Une augmentation des facteurs mentionnés ci-dessus (à l'exception des matières organiques dans le sol) aura tendance à diminuer la concentration dans l'eau interstitielle. De plus, en raison du vieillissement, qui désigne généralement les réactions qui, au fil du temps, transfèrent les métaux des gisements labiles vers des gisements relativement insolubles (Smolders et coll. 2007), la quantité de cuivre sous formes mobile et bioaccessible aura tendance à diminuer avec le temps.

6.2 Persistance dans l'environnement

Le cuivre est jugé persistant parce qu'il ne peut pas être dégradé davantage par quelque processus que ce soit (p. ex., photodégradation, biodégradation), bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques ou se répartir parmi différentes phases dans un milieu environnemental donné. Certains sels métalliques organiques et composés organométalliques peuvent être photodégradés ou biodégradés dans certaines conditions (OCDE 2014). La persistance des sels organométalliques et des composés organométalliques parents et de leurs contre-ions organiques ou de leurs produits de transformation organiques possibles n'a pas été évaluée individuellement dans le présent rapport.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

Les études qui portent sur la biodisponibilité et la bioaccumulation du cuivre sont habituellement menées avec une variété de substances inorganiques solubles

contenant du cuivre qui se dissocient facilement pour libérer le groupement cuivre. Pour ce qui est de l'exposition dans l'eau, la biodisponibilité, l'absorption et la bioaccumulation du cuivre sont liées à l'activité des ions cuivre libres (p. ex., concentration de Cu^{2+} à une force ionique spécifique), qui représente une fraction du cuivre total dans l'eau (Campbell 1995; Kim et coll. 1999). La quantité de cuivre libre dépend de la capacité de complexation de l'eau, laquelle dépend à son tour de la dureté, du pH et surtout de la quantité de carbone organique dissous (COD) (ECI 2008). Le modèle du ligand biotique (MLB) a été mis au point afin de prévoir l'absorption biologique des métaux, compte tenu du fait que la biodisponibilité et la bioréactivité des métaux contrôlent leur potentiel de causer des effets indésirables chez les organismes (ECCC 2019b). Voir la section 7 (Risques d'effets nocifs sur l'environnement) et ECCC (2017b) pour plus de détails.

Le cuivre peut se trouver sous diverses formes dans les sédiments, allant de formes faiblement liées (p. ex., à des fractions échangeables d'argiles) à fortement liées (p. ex., cuivre complexé avec des sulfures). La biodisponibilité du cuivre pour les organismes benthiques est contrôlée par divers facteurs clés, dont le pH, le carbone organique, les sulfures et les concentrations dans l'argile (CCME 1999a). Il a été démontré qu'en tenant compte du pH et de la liaison du cuivre aux oxydes de fer amorphes, la concentration de cuivre dissous dans l'eau interstitielle peut être estimée (Campbell et Tessier 1996) et la fraction biodisponible peut être évaluée.

Dans le cas des sols, un calculateur Excel des concentrations estimées sans effet (CESE), mis au point par ARCHE Consulting (2017), indique que les facteurs les plus influents pour le comportement et la biodisponibilité du cuivre dans les sols comprennent la CEC, le pH, la teneur en carbone organique et la teneur du sol en argiles. Une augmentation d'une ou plusieurs de ces valeurs diminue généralement la biodisponibilité du cuivre en diminuant la concentration de cuivre libre dans l'eau interstitielle.

Les approches visant à déterminer le facteur de bioconcentration (FBC) et le facteur de bioaccumulation (FBA) pour les métaux ont été contestées parce que l'utilité de ces ratios est jugée limitée pour prévoir l'accumulation des métaux (McGeer et coll. 2003; Schlekot et coll. 2007). Une relation inverse entre les concentrations de cuivre dans l'eau et les ratios FBC/FBA pour le cuivre dans le biote aquatique a été démontrée (DeForest et coll. 2007). Ainsi, les valeurs FBC/FBA ne figurent pas dans la présente évaluation, car elles sont moins significatives pour le cuivre, qui est physiologiquement régulé et nutritionnellement requis (Couillard et coll. 2008; Norwood et coll. 2007). L'ECI (2008) a conclu que le cuivre ne se bioamplifie pas par la chaîne trophique. L'absence de bioamplification du cuivre a été démontrée dans des études de chaînes alimentaires sur le terrain, ainsi que dans des réseaux trophiques terrestres (Barwick et Maher 2003; Farag et coll. 1998; Hunter et Johnson 1982, cité dans ECI 2008; Laskowski 1991; Quinn et coll. 2003; Wang 2002).

Le cuivre est bien régulé dans les organismes aquatiques et terrestres et il n'y a pas de bioamplification par les chaînes alimentaires.

7. Risque d'effets nocifs sur l'environnement

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Caractère essentiel

Le cuivre est un élément essentiel nécessaire à une croissance optimale et au développement des micro-organismes, des plantes et des animaux. Il participe à de nombreux processus physiologiques et enzymatiques chez l'animal et une carence en cuivre a été observée chez les poissons, les cultures et les animaux de ferme (OMS 1998). L'absorption du cuivre se fait principalement par les systèmes de transport facilités et se limite généralement à des organes spécialisés, comme les branchies pour l'absorption dans l'eau et le tube digestif pour l'absorption alimentaire (ECI 2008). Chez tous les organismes vivants, le cuivre est régulé à l'interne par des mécanismes homéostatiques afin de maintenir des niveaux appropriés dans les tissus pour répondre aux besoins métaboliques (ECI 2008).

7.1.2 Mécanismes d'action toxique

Le cuivre est nécessaire au fonctionnement normal des enzymes et des protéines requises pour divers processus métaboliques (ECCC 2019b). Cependant, le cuivre qui dépasse une plage optimale définie par son caractère essentiel peut être préjudiciable aux organismes. Pour les plantes et les algues, l'exposition au cuivre peut nuire à la croissance et à la division cellulaire, à la photosynthèse, à la respiration et à la fixation de l'azote selon l'espèce concernée (Foster 1977; Rosko et Rachlin 1977; Laube et coll. 1980; Stauber et Florence 1987). Chez les poissons, l'effet du cuivre sur l'absorption du sodium est associé à l'inhibition de la Na^+/K^+ -ATPase basolatérale, ce qui perturbe l'équilibre ionique de l'organisme et peut entraîner une toxicité (Grosell et Wood 2002; Morgan et coll. 2004). Pour ce qui est de la vie microbienne du sol, l'excès de cuivre est associé à des effets nocifs sur la biomasse, la diversité et la décomposition de la matière organique, en plus d'une perturbation du cycle du carbone par inhibition de l'activité enzymatique de la déshydrogénase (Princz et coll. 2016).

7.1.3 Effets sur les organismes aquatiques

De nombreuses études empiriques sont disponibles concernant la toxicité chronique du cuivre et de ses composés pour les organismes aquatiques tels que les algues, les plantes, les invertébrés et les poissons. Une ébauche de recommandation fédérale sur la qualité de l'eau (RFQE) pour le cuivre (ECCC 2019b) a été établie à partir de données d'évaluation des effets toxicologiques du cuivre sur les organismes

aquatiques, selon le protocole décrit par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME 2007). Dans la présente évaluation, nous avons sélectionné cette RFQE comme valeur CESE pour l'eau douce, pour le cuivre et ses composés pour plusieurs raisons : elle est basée sur des études scientifiques récentes, elle intègre des facteurs modifiant la toxicité (FMT) et elle emploie des données toxicité chronique qui sont un indicateur du potentiel d'effets nocifs dus à une exposition prolongée au cuivre. On trouvera plus de renseignements sur l'établissement de la RFQE dans ECCC (2017b).

La RFQE est basée sur des données de toxicité publiées jusqu'en janvier 2017 et comprend des ensembles de données de l'Union européenne (ECI 2008), de l'EPA des É.-U. (non publiées 2015) et du ministère de l'Environnement de la C.-B. (non publiées 2017). Sur les 422 critères d'effet toxicologique contenus dans la base de données, 98 critères pour 46 espèces répondaient aux critères énoncés dans CCME (2007). L'ensemble de données toxicologiques acceptable comprenait 22 critères d'effet pour 19 espèces de poissons, 44 critères d'effet pour 22 espèces d'invertébrés et 32 critères d'effet pour 5 espèces de plantes ou d'algues.

Nous avons calculé une moyenne géométrique pour les espèces présentant des critères d'effet multiples et de durée similaires, et nous avons choisi le critère d'effet traduisant la plus grande sensibilité pour chaque espèce afin de l'inclure dans la distribution de sensibilité des espèces (DSE). Le 5^e centile de la DSE normalisée a ensuite été défini comme étant la RFQE. Dans la présente évaluation, des CESE propres aux sites et tenant compte des principaux FMT, y compris le COD, le pH, la dureté et la température. Entre autres, la CESE est la plus sensible à la concentration de COD. En utilisant les tendances centrales des FMT pour toutes les écorégions et les Grands Lacs (voir la section 7.2 et le tableau D-2), la CESE aquatique pour le cuivre varie de 0,6 à 18,8 µg/L. En moyenne, les plantes et les algues constituaient le groupe d'organismes aquatiques le plus sensible, suivi des invertébrés et des poissons.

7.1.4 Effets sur les organismes benthiques

Un examen de la toxicité du cuivre pour les organismes benthiques a été effectué (CCME 1999a; Environnement Canada 1999) afin d'établir une recommandation provisoire pour la qualité des sédiments (RPQS) et un niveau d'effet probable (NEP) pour les milieux d'eau douce et estuarienne/marins. Le cuivre est associé à différentes fractions sédimentaires de biodisponibilité variable, et des changements dans les conditions ambiantes (p. ex., perturbation des sédiments, diminution du pH, etc.) peuvent accroître la biodisponibilité du cuivre associée à certaines de ces fractions (CCME 1999a). Les organismes benthiques sont exposés au cuivre particulaire et dissous dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'au cuivre lié aux sédiments par contact en surface et par ingestion des sédiments (CCME 1999a). La majorité des données utilisées pour calculer la RPQS et le NEP proviennent de la Base de données sur les effets biologiques des sédiments (BEDS) (Environnement Canada 1999). Les

effets biologiques nocifs du cuivre, selon la BEDS, comprennent une diminution de la diversité des invertébrés benthiques, une abondance réduite, une mortalité accrue et des changements de comportement (Environnement Canada 1999). On a déterminé que la RPQS et le NEP pour l'eau douce étaient de 35,7 mg Cu/kg et 197 mg Cu/kg poids sec (p.s.), respectivement (CCME 1999a).

7.1.5 Effets sur les organismes vivant dans le sol

Il existe des études empiriques sur la toxicité chronique du cuivre et de ses composés pour les organismes vivant dans le sol, notamment les plantes et les invertébrés. Des recommandations canadiennes sur la qualité du sol pour le cuivre ont été établies pour différentes utilisations du sol, selon différents récepteurs et scénarios d'exposition pour chaque type d'utilisation : agricole, résidentielle/parc, commerciale et industrielle (CCME 1999b; CCME 1997). La recommandation pour la qualité du sol, pour ce qui est du contact avec le sol, s'appuie sur les données toxicologiques pour 19 espèces de plantes vasculaires et 7 espèces d'invertébrés (CCME 1997), et a été fixée à 63 mg Cu/kg sol (poids sec), valeur qui a été adoptée comme recommandation pour la qualité du sol pour les utilisations agricoles et résidentielles/parcs. Toutefois, la recommandation du CCME ne tient pas compte des différences de biodisponibilité en raison des différentes conditions du sol (c.-à-d. les FMT).

Le calculateur des valeurs CESE pour le sol, un logiciel basé sur Excel mis au point par ARCHE Consulting (2017), s'appuie sur les FMT et les facteurs de transfert du laboratoire au champ qui tiennent compte du vieillissement et du lessivage pour déterminer les CESE de cuivre dans divers types de sols. Les FMT pour le cuivre comprennent la capacité d'échange cationique efficace, le pourcentage de carbone organique, le pourcentage d'argiles et le pH. En utilisant les dossiers d'enregistrement de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) pour les substances contenant du cuivre, nous avons examiné les données obtenues pour 9 espèces végétales, 10 espèces d'invertébrés et 9 procédés microbiens, ce qui a donné 67, 108 et 77 valeurs de toxicité, respectivement. Les CESE calculées (basées sur la base du cuivre total) pour six types de sol européens standards varient de 25,7 mg Cu/kg pour un sol arable sableux acide (plus grande biodisponibilité) à 176,4 mg Cu/kg pour un sol tourbeux (biodisponibilité la plus faible).

7.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

7.2.1 Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité

Le cuivre est omniprésent dans l'environnement et, dans certaines régions du Canada qui ne sont pas touchées par les activités anthropiques (c.-à-d. des régions représentatives des conditions naturelles de fond), les concentrations de cuivre peuvent être naturellement élevées. Dans d'autres régions, les activités anthropiques font en sorte que les concentrations de cuivre sont supérieures aux concentrations de fond.

Kilgour & Associates Ltd. (2016) ont estimé les concentrations médianes de fond du cuivre total (Cu_T) dans les eaux de surface des écozones canadiennes. Pour calculer ces médianes, on a utilisé des échantillons présumés dans des conditions de référence, selon l'approche décrite dans Kilgour & Associates Ltd. (2016) et Proulx et coll. (2018). Les données provenant de divers programmes fédéraux et provinciaux de surveillance de la qualité des eaux de surface et d'autres dépôts de données ont été utilisés pour ces calculs (tableau E-1 de l'annexe E)⁶. Les concentrations médianes de Cu_T ont également été calculées pour le lac Érié, le lac Ontario et le lac Supérieur, à l'aide de mesures effectuées entre 2005 et 2015⁷. Dans tous les cas, les occurrences de non-détection de cuivre ont été remplacées par la moitié de la limite de détection déclarée.

La RFQE basée sur le MLB chronique pour le cuivre dissous nécessite des données pour les quatre principaux FMT, à savoir la dureté totale, le pH, le COD et la température. Par conséquent, des données représentatives des FMT ont également été établies pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs (tableau E-2 de l'annexe E). Les tendances centrales des FMT élaborées pour les écozones étaient fondées sur des données jugées représentatives des conditions de référence, selon l'approche de Proulx et coll. (2018). Les ensembles de données proviennent de divers programmes fédéraux et provinciaux de surveillance de la qualité des eaux de surface et de dépôts de données couvrant la période de 2005 à 2015⁸. Les moyennes géométriques pour la dureté totale et le COD ont été retenues de préférence, car ces paramètres suivent généralement une distribution log-normale dans l'environnement alors que les moyennes ont été utilisées pour le pH. Les tendances centrales des FMT ont également été calculées pour certains Grands Lacs à partir de données recueillies entre 2005 et 2015⁹. Les moyennes géométriques de la dureté ont été calculées à partir des mesures du calcium et du magnésium dissous (U.S. EPA 2015), les mesures

⁶ BQMA 2015; SQES 2014; SQES 2016; PNSLTQE 2016; PWQMN 2015; RAMP 2016; communication personnelle, données préparées par la Water Stewardship Division, province du Manitoba, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 24 février 2016; sans référence; communication personnelle, données préparées par l'Environmental and Municipal Management Services, Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 25 février 2016; sans référence.

⁷ Communication personnelle, données fournies par la Division du contrôle et de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 20 juin 2017; sans référence

⁸ BQMA 2015; SQES 2016; PNSLTQE 2016; RPCQE 2015; RAMP 2016; communication personnelle, données préparées par la Water Stewardship Division, province du Manitoba, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 24 février 2016; sans référence; communication personnelle, données préparées par l'Environmental and Municipal Management Services, Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 25 février 2016; sans référence.

⁹ Communication personnelle, données fournies par la Division du contrôle et de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 20 juin 2017; sans référence.

directes n'étant pas disponibles¹⁰. Dans tous les cas, les occurrences de non-détection de cuivre ont été remplacées par la moitié de la limite de détection déclarée. Lorsqu'on ne disposait pas de données mesurées sur le milieu récepteur des effluents, on a utilisé comme substitut les tendances centrales des FMT.

Pour les sols, McKeague et coll. (1979) ont fait état d'une moyenne de 22 mg Cu/kg dans les sols canadiens. Par région, la concentration moyenne de cuivre était de 11 mg/kg dans le sol du Bouclier canadien; de 17 mg/kg dans les Appalaches; de 19 mg/kg dans les Basses-Terres du Saint-Laurent; de 21 mg/kg dans les Plaines intérieures; et de 46 mg/kg dans la Région de la Cordillère. Selon CCME (1997), la concentration moyenne de cuivre dans les sols canadiens était estimée à 20 mg/kg, avec une fourchette de 2 à 100 mg/kg. D'autres publications ont fait état de concentrations de cuivre dans le sol au Manitoba et à Ottawa qui se situaient dans cette fourchette (Rasmussen et coll. 2001; Haluschak et coll. 1998).

7.2.2 Approche pour la caractérisation de l'exposition

Des scénarios d'exposition détaillés ont été élaborés pour trois activités industrielles pour lesquelles on avait déclaré les plus importants rejets de cuivre dans tous les milieux : les mines de métaux, la fusion et l'affinage des métaux communs, et le traitement des eaux usées, selon les données de l'INRP (section 5). Il est à noter que d'autres secteurs d'activité peuvent être des sources de cuivre pour l'environnement. Toutefois, les scénarios d'exposition préliminaires établis à l'aide de concentrations dans l'environnement ou dans les effluents, lorsqu'elles étaient disponibles, indiquent que certaines de ces autres activités seraient moins préoccupantes.

Pour chaque scénario, les concentrations environnementales estimées (CEE), exprimées sous forme de concentrations de cuivre élémentaire, ont été établies pour le milieu aquatique d'après les concentrations mesurées de cuivre dans l'eau douce de surface lorsqu'elles étaient disponibles (de préférence le cuivre dissous, Cu_D , sinon le cuivre total, Cu_T). Bien que ces valeurs soient fondées sur les concentrations mesurées, elles sont néanmoins considérées comme prédictives vu l'importance de leur variation spatiale et temporelle.

Lorsqu'on ne disposait pas de concentrations mesurées dans l'environnement, on a estimé les CEE en additionnant la concentration de fond médiane appropriée de Cu_T (tableau E-1 de l'annexe E) aux concentrations de cuivre estimées dans le milieu aquatique (CEA) dans le milieu récepteur (c.-à-d. $CEE = CEA + \text{concentration de fond}$

¹⁰ Communication personnelle, données fournies par la Division du contrôle et de la surveillance de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour la Division de l'évaluation écologique, ECCC, 27 juillet 2017; sans référence.

médiane). On a déterminé les valeurs CEA en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations des effluents pour refléter les conditions près du point de rejet.

Dans la présente évaluation, la caractérisation de l'exposition au cuivre en milieu aquatique nécessite un minimum de données pour les quatre principaux FMT (c.-à-d. la dureté totale, le pH, le COD et la température) pour établir des CESE propres aux sites (section 7.3.1). Pour certains secteurs, on dispose de données mesurées pour les FMT dans leur milieu récepteur (p. ex., données obtenues par les études de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux, en vertu du *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamant* (REMMMD)). Pour les secteurs pour lesquels on ne dispose pas de données sur le milieu récepteur, des données représentatives des FMT ont été établies à partir de données pour des écozones applicables et des Grands Lacs (tableau E-2 de l'annexe E).

Des diagrammes de quartiles (« boîtes de Tukey ») ont été générés pour chaque installation dans un secteur donné afin de représenter la distribution des concentrations de cuivre (Cu_D ou Cu_T). Ils sont interprétés comme suit : les bords inférieur et supérieur de la boîte représentent les premier et troisième quartiles (Q_1 et Q_3), qui sont les 25^e et 75^e centiles, respectivement, tandis que la ligne horizontale noire dans la boîte représente le deuxième quartile, ou le 50^e centile (médiane). La distance entre le 25^e et le 75^e centile s'appelle écart interquartile (IE). La moustache inférieure représente les données les plus faibles qui se situent à l'intérieur du seuil $Q_1 - 1,5 \times IE$, et la moustache supérieure représente les données les plus élevées qui se trouvent à l'intérieur du seuil $Q_3 + 1,5 \times IE$. Les données dépassant ces seuils apparaissent sous forme de cercles. Cependant, si le minimum et le maximum se situent à l'intérieur de ces seuils, ils représentent les moustaches inférieure et supérieure et aucune valeur aberrante n'est présente. Le 95^e centile est également indiqué (ligne bleue). La taille de l'échantillon (n) et la fréquence de détection (c.-à-d. le pourcentage d'échantillons au-dessus de la limite de détection de la méthode) sont également indiquées au-dessus de chaque boîte.

7.2.3 Mines de métaux

Au Canada, les minerais contenant du cuivre sont extraits de mines souterraines et en surface (Environnement Canada 2009). Par la suite, les minerais extraits sont concassés, broyés dans des usines et concentrés par flottation différentielle pour produire des concentrés de cuivre (Environnement Canada 2009). L'extraction et la concentration des minerais génèrent des poussières qui peuvent s'échapper, se déposer à proximité et produire des effluents, lesquels peuvent être stockés dans des bassins de résidus ou traités et rejetés dans les eaux de surface. Les poussières générées, les lixiviats potentiels des bassins de résidus et les rejets d'effluents dans les eaux de surface sont tous des voies par lesquelles le cuivre peut être rejeté dans l'environnement (Rashed 2010). De 2011 à 2015, les rejets annuels de cuivre et de ses composés dans l'eau, déclarés à l'INRP par le secteur des mines de métaux, variaient

de 5 à 11 t (ou étaient de 20 724 t si l'on tient compte du déversement à la mine Mount Polley en 2014, voir la section 5.0).

Les mines de métaux canadiennes qui rejettent en tout temps des effluents dans l'eau à un débit supérieur à 50 m³/j sont assujetties au REMMMD (anciennement le *Règlement sur les effluents des mines de métaux*) (Canada 2018) pris en vertu de la *Loi sur les pêches*. L'Annexe 4 du REMMMD prescrit des limites de concentration dans les effluents pour certains paramètres, y compris le cuivre. La concentration mensuelle moyenne maximale autorisée de cuivre total (Cu_T) dans les effluents est de 0,30 mg/L. En outre, la concentration maximale autorisée est de 0,45 mg/L Cu_T dans un échantillon composite et de 0,60 mg/L Cu_T dans un échantillon instantané. Les exigences analytiques pour les effluents des mines de métaux en vertu de l'Annexe 3 du REMMMD (en ce qui concerne les données soumises en vertu de l'article 12, Conditions portant sur le suivi de l'effluent) prescrivent une valeur maximale de la limite de détection de la méthode (LDM) de 0,0010 mg Cu_T/L (en date de juin 2018; auparavant, elle était de 0,010 mg Cu_T/L). Les installations sont également tenues d'effectuer des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) conformément à l'Annexe 5, en vertu de laquelle la surveillance de la qualité de l'eau, y compris l'analyse du cuivre total, doit être effectuée dans les zones exposées entourant le point d'entrée des effluents dans les plans d'eau à partir de chaque point de rejet final et de zones de référence connexes. Les concentrations de Cu_T mesurées dans les échantillons d'eaux de surface provenant des zones exposées et des zones de référence, et soumises à Environnement et Changement climatique Canada dans le cadre du REMMMD et du programme ESEE entre 2011 et 2015, ont été analysées. Au cours de cette période, 124 installations de mines de métaux ont soumis au moins une fois des données sur le cuivre dans les zones exposées et les zones de référence correspondant aux eaux douces de surface (ESEE 2016). Les occurrences de non-détection de cuivre ont été remplacées par la moitié de la limite de détection de la méthode (LDM) correspondante. Les valeurs vides et nulles sans LDM déclarée ont été retirées. Les LDM allaient de 0,002 à 2 000 µg Cu_T/L.

La figure 7-1 présente les diagrammes de quartiles des concentrations de Cu_T pour les zones exposées et les zones de référence de 10 installations. Ces 10 installations ont été choisies parmi les 124 installations en raison de leur statut opérationnel actuel (installations ouvertes), de l'ampleur de l'enrichissement en cuivre dans la ou les zones exposées et de la taille des échantillons ($n \geq 8$). Dans les sous-ensembles des 10 installations sélectionnées, certaines avaient plus d'une zone de référence, comme le montre le diagramme de quartiles (p. ex., Installation 3 : zone de référence 1, zone de référence 2). Les installations 6 et 7 combinent leurs effluents avec ceux des fonderies de métaux communs (c.-à-d. les installations FAMC 4 et 5, respectivement; voir la section 7.2.4).

Conformément au REMMMD, la « zone exposée » désigne les eaux et habitats des poissons qui sont exposés à un effluent, tandis que la « zone de référence » désigne

les eaux fréquentées par des poissons qui ne sont pas exposés à un effluent et qui présentent, dans la mesure du possible, les caractéristiques les plus semblables à celles de la zone exposée (Canada 2018). Par conséquent, les zones exposées et les zones de référence peuvent être situées sur les mêmes plans d'eau (installations 5, 8, 9 et 10) ou sur des plans d'eau différents (installations 1, 2, 3, 4, 6 et 7). Les installations 3 et 4 rejettent leurs effluents dans le même plan d'eau et utilisent les mêmes données de référence (en d'autres mots, les données pour l'installation 3 [zones de référence 1 et 2] et l'installation 4 [zones de référence 1 et 2], respectivement, sont identiques).

Les 10 installations présentent toutes des signes d'enrichissement en cuivre dans les zones exposées, avec des concentrations de cuivre de 5,0 à 66 fois plus élevées que dans les zones de référence par rapport aux concentrations médianes. L'observation de l'enrichissement en cuivre est corroborée par les données sur les concentrations dans les effluents de ces installations, qui ont toutes déclaré des concentrations de Cu_T pour la période de 2011 à 2015. Toutes les installations présentent des fréquences de détection élevées (c.-à-d. fréquences faibles de non-détection) dans les zones exposées ($\geq 95\%$) sauf pour la zone exposée de l'installation 10 (69 %), qui présentait également une faible fréquence de détection dans la zone de référence correspondante (c.-à-d. 7,7 %).

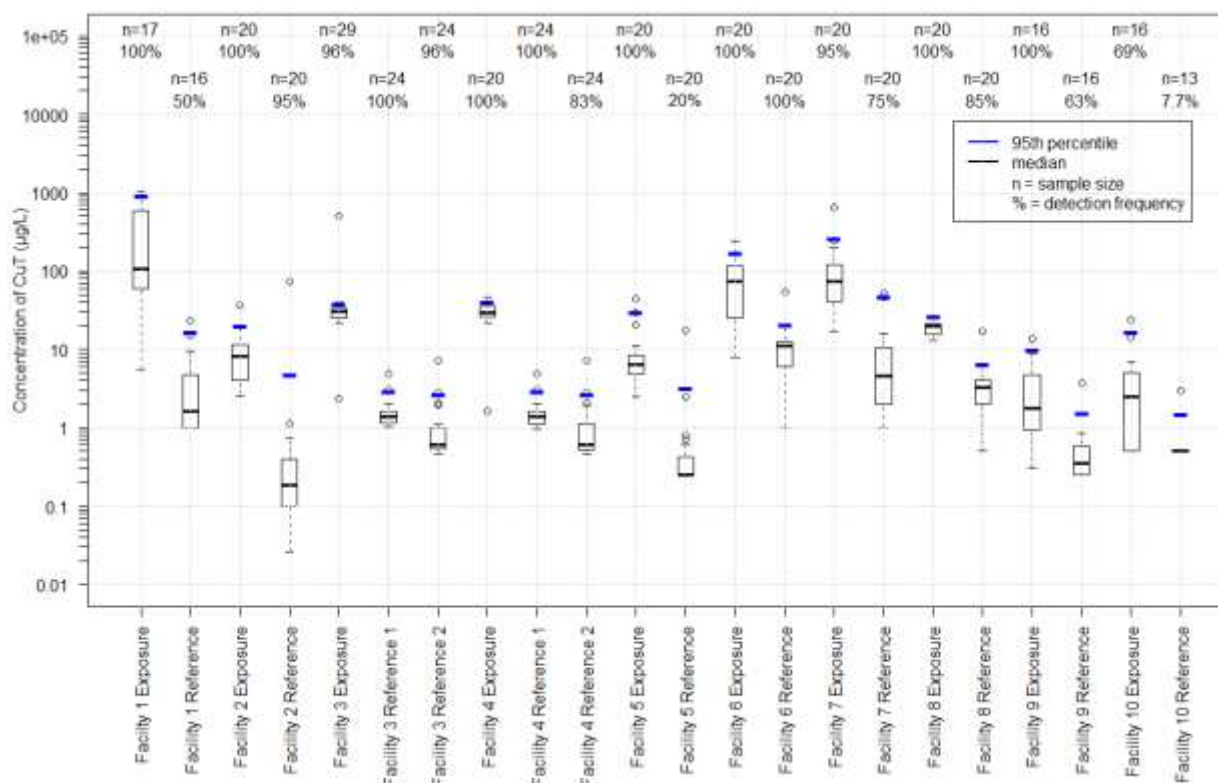


Figure 7.1. Diagrammes de quartiles pour le Cu_T dans les eaux de surface pour les zones exposées et les zones de référence déclarées par 10 installations choisies assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)

n=17	n = 17, etc.
100%	100 %, etc.
Concentration of Cu _T	Concentration de Cu _T
Facility 1 Exposure	Installation 1 – Exposition
Facility 1 Reference	Installation 1 – Référence
95 th percentile	95 ^e centile
median	médiane
n = sample size	n = taille de l'échantillon
% = detection frequency	% = fréquence de détection

En plus de l'analyse du Cu_T requise pour le programme ESEE du REMMMD, des mesures du pH, de la dureté totale et de la température dans les zones exposées et les zones de référence sont également requises. Le suivi du COD n'est pas requis. Cependant, certaines installations ont fourni des données à ce sujet. Les CESE propres aux sites ont été calculées pour les zones exposées et les zones de référence des installations d'après les données FMT mesurées, lorsqu'elles étaient disponibles, ou les données FMT estimées (tableau E-3 de l'annexe E). En l'absence de données mesurées pour la dureté totale, le pH, le COD ou la température pour un échantillon particulier, les moyennes géométriques (dureté totale, COD) ou les moyennes (pH, température) des données regroupées de tous les échantillons pour les zones exposées ou les zones de référence correspondantes ont été utilisées. Les moyennes mensuelles ont été calculées pour la température. Les CESE calculées pour les zones exposées et les zones de référence variaient de 0,20 à 72 µg/L et de 0,20 à 33 µg/L, respectivement (tableau E-3 à l'annexe E).

Pour certaines installations, les niveaux des FMT dans les zones exposées différaient des valeurs dans les zones de référence, notamment pour ce qui est de la dureté totale. Les niveaux de dureté peuvent être plus élevés dans les zones exposées que dans les zones de référence en raison de l'ajout de chaux pendant le traitement des effluents afin de précipiter les métaux dissous et de contrôler le pH (Lane and Associates Limited, 1990). Par conséquent, les CESE médianes propres aux sites dans les zones exposées sont généralement plus élevés que les CESE médianes propres aux sites calculées dans les zones de référence.

7.2.4 Fusion et affinage des métaux communs

Le Canada est un producteur de cuivre affiné et d'autres composés du cuivre (section 4.2.1). Il existe actuellement 12 grandes installations de fusion et d'affinage de métaux communs (FAMC) au Canada (Cheminfo 2013). Le secteur FAMC traite des concentrés provenant de mines et d'usines de métaux ainsi que d'autres matières premières (c.-à-d. matériaux recyclés, comme les produits électroniques et les piles) pour produire des métaux (Environnement Canada 2006), y compris le cuivre. De 2011 à 2015, les rejets annuels totaux de cuivre et de ses composés dans l'eau déclarés à

l'INRP par les installations du secteur FAMC variaient de 2,4 à 3,3 tonnes (tableau C-1, annexe C) (INRP 2015).

Les rejets des fonderies et affinerie de cuivre de première et de deuxième fusion et les rejets des fonderies et affinerie de zinc de première et de deuxième fusion ont été évalués en fonction de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) (EC, SC 2001). Les émissions atmosphériques de ces installations ont été jugées toxiques en vertu de la LCPE (EC, SC 2001), et les « particules qui contiennent des métaux et qui sont rejetées dans les émissions des fonderies ou des affinerie de cuivre, ou des deux », ainsi que les « particules qui contiennent des métaux et qui sont rejetées dans les émissions des fonderies ou des affinerie de zinc, ou des deux » étaient inscrites à l'annexe 1 depuis 2001. Toutes les installations du secteur FAMC au Canada ont par la suite fait l'objet d'un avis de planification de la prévention de la pollution publié dans la *Gazette du Canada* en 2006. Compte tenu de ces activités antérieures d'évaluation et de gestion des risques, les émissions atmosphériques de cuivre provenant de ces sources ne sont pas prises en compte. Toutefois, la présente évaluation tient compte des rejets de cuivre dans le milieu aquatique à la suite des rejets d'effluents provenant de ces sources, car ils n'ont pas été expressément pris en compte dans l'évaluation précédente.

De 2011 à 2015, cinq installations du secteur FAMC ont été assujetties au REMMMD en vertu de la *Loi sur les pêches* (article 7.2.3). Les concentrations de Cu_T mesurées dans les eaux de surface en aval des rejets d'effluents (c.-à-d. les zones exposées) et dans les zones de référence correspondantes sont donc disponibles dans le cadre du programme ESEE du REMMMD. Les données de surveillance des eaux de surface pour ces installations, de 2011 à 2015, sont résumées à la figure 7-2 (installations 1, 2, 3, 4 et 5). Il existe des preuves d'enrichissement en cuivre pour l'installation 4 dans les deux zones exposées (c.-à-d. Exposition 1 et Exposition 2), comparativement aux zones de référence correspondantes (c.-à-d. Référence 1 et Référence 2). Pour l'installation 1, on constate un léger enrichissement dans la zone exposée 1, tandis que pour les installations 2, 3 et 5, on constate des concentrations de Cu_T plus faibles dans les zones exposées par rapport aux zones de référence. Comme il est indiqué à la section 7.2.3 ci-dessus, la définition des termes « zone exposée » et « zone de référence » dans le REMMMD est spécifique et concerne l'habitat des poissons et leur exposition aux effluents. Un examen plus approfondi des zones exposées et des zones de référence de ces installations a révélé que toutes les zones exposées et les zones de référence jumelées sont situées sur des plans d'eau différents.

Les données sur l'exposition étaient disponibles pour deux autres installations non assujetties au REMMMD, y compris une installation en Colombie-Britannique et représentée par l'installation 6 sur la figure 7-2, et une en Ontario.

Pour l'installation 6 située en C.-B., les concentrations de Cu_T et de Cu_D dans les eaux de surface ont été mesurées à deux sites de référence en amont (1,9 et 9,7 km) et à

trois sites d'exposition en aval (0,2, 1,1 et 15,8 km) de 2011 à 2013 (EEC Ltd & LAC Ltd, 2014). Aux fins de la caractérisation de l'exposition, les concentrations de Cu_D pour le site de référence en amont le plus proche (Référence 1) et les deux sites d'exposition en aval les plus proches (Exposition 1, Exposition 2) ont été analysées. Les concentrations de Cu_T ont également été mesurées pour le milieu sédimentaire en 2012 dans trois zones de référence en amont et dans sept zones exposées en aval. Les concentrations moyennes en poids sec étaient de 5,4 mg/kg ($n = 3$) et 287 mg/kg ($n = 7$) pour les sites de référence et les sites exposés, respectivement, ce qui indique un enrichissement en cuivre dans les sédiments dans la zone exposée.

De plus, les CEE ont été modélisées à partir des concentrations dans les effluents disponibles pour l'installation en Ontario. En vertu du règlement ontarien *Effluent Monitoring and Effluent Limits – Metal Mining Sector Regulations* (Reg. O. 560/94) (gouvernement de l'Ontario [modifié 2017]), certaines installations du secteur FAMC qui rejettent des effluents dans l'environnement sont tenues de déclarer au ministère de l'Environnement, de la Conservation et des Parcs (gouvernement de l'Ontario [modifié 2017]) les rejets mensuels de cuivre (en charges de Cu_T) dans le milieu récepteur. Les charges de cuivre sont déclarées pour les effluents de traitement (gouvernement de l'Ontario [modifié 2017]). Les concentrations estimées dans le milieu aquatique (CEA) pour le Cu_T ont été calculées pour l'installation à partir des concentrations annuelles moyennes dans les effluents, à l'aide des données soumises trimestriellement de 2012 à 2014 (gouvernement de l'Ontario [modifié 2017]), et ensuite un facteur de dilution de 10 a été appliqué. On a ensuite calculé les CEE en additionnant les CEA et la concentration de fond médiane du Cu_T pour le lac Érié (tableau E-1). On a déterminé que les CEE se situaient entre 2,14 et 2,80 $\mu\text{g Cu/L}$ ($n = 3$).

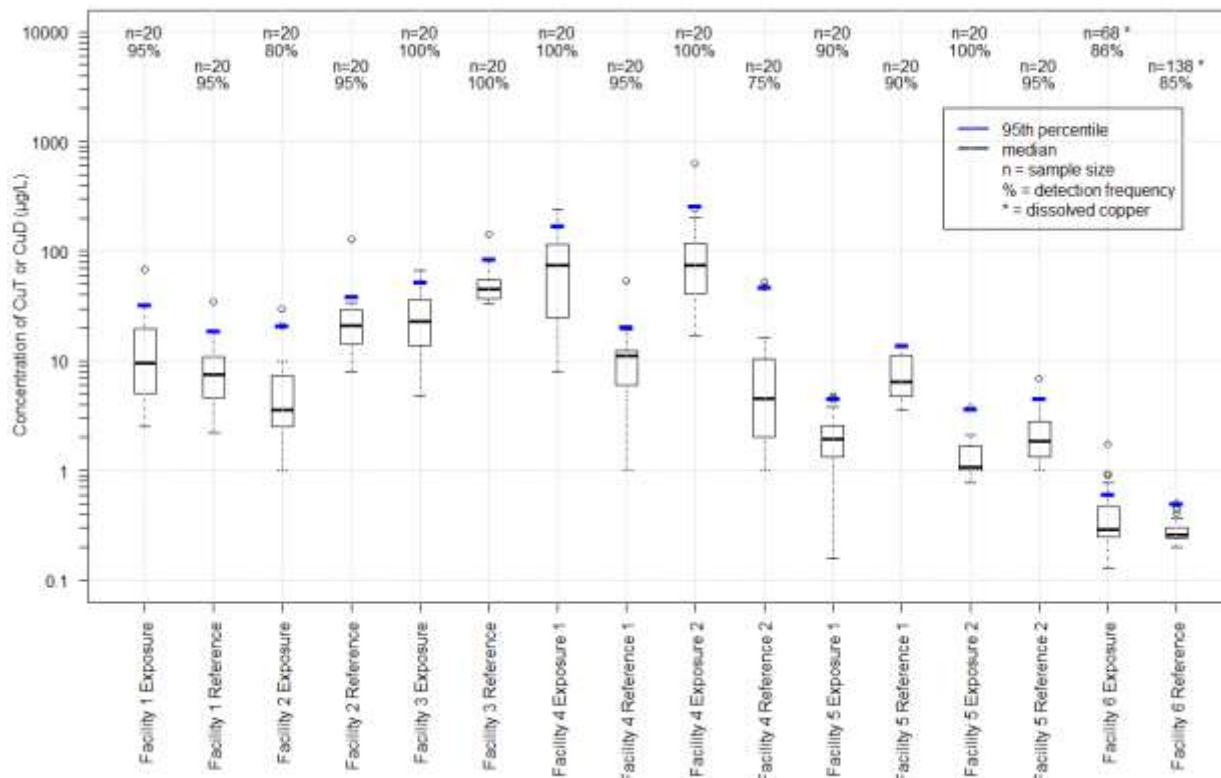


Figure 7-2. Diagrammes de quartiles pour le Cu_T dans les eaux de surface pour les zones exposées et les zones de référence, déclarés par les fonderies de métaux communs assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 , et pour le Cu_D pour une fonderie qui n'est pas assujettie au REMMMD, de 2011 à 2013 (ESEE 2016; EEC Ltd & LAC Ltd 2014)

n=20	n = 20, etc.
95%	95 %, etc.
Concentration of CuT or CuD	Concentration de CuT ou de CuD
Facility 1 Exposure	Installation 1 – Exposition
Facility 1 Reference	Installation 1 – Référence
95 th percentile	95 ^e centile
median	médiane
n = sample size	n = taille de l'échantillon
% = detection frequency	% = fréquence de détection
* = dissolved copper	* = cuivre dissous

Les valeurs FMT et les CESE calculées pour ce secteur sont présentées dans le tableau E-4 de l'annexe E. Les CESE calculées pour les zones exposées et les zones de référence des installations 1 à 6 vont de 0,58 à 53 µg/L et de 0,72 à 40 µg/L, respectivement.

7.2.5 Traitement des eaux usées

Les rejets d'effluents dans les eaux de surface provenant des systèmes de traitement des eaux usées (STEU) peuvent contenir du cuivre. Le cuivre contenu dans les influents des STEU, et donc dans les effluents, provient d'utilisations commerciales ou industrielles ou de produits de consommation. Les rejets de cuivre dans les eaux de surface déclarés à l'INRP par 12 STEU au cours de la période de 2011 à 2015 allaient de 25 à 51 tonnes (tableau C-1, annexe C).

Les données empiriques de surveillance ont été recueillies dans le cadre du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) auprès de 25 STEU municipaux partout au Canada entre février 2009 et mars 2012 (Environnement Canada 2013). En tout, 191 échantillons d'influents, 90 échantillons d'effluents primaires et 191 échantillons composites d'effluents finals sur 24 h ont été prélevés et analysés pour déterminer le cuivre total. Le cuivre était en concentrations supérieures à la limite de détection dans tous les échantillons, avec des concentrations médianes de 63,5 µg Cu/L pour les influents, 69,0 µg Cu/L pour les effluents primaires et 17,6 µg Cu/L pour les effluents finals. La valeur médiane d'élimination du cuivre des influents par rapport aux effluents finals était de 75,3 % (n = 191 échantillons d'influents et d'effluents appariés) (Environnement Canada 2013). Bien que les échantillons d'influents et d'effluents aient été recueillis sous forme de composites sur 24 h, ils ne représentent pas nécessairement avec précision le taux d'enlèvement du cuivre, car le temps de rétention hydraulique des installations n'a pas été pris en compte pendant l'échantillonnage (c.-à-d. le temps nécessaire pour que l'eau passe au travers d'un STEU donné).

Les CEE pour le secteur du traitement des eaux usées ont été calculées pour 21 STEU qui rejettent leurs effluents dans l'eau douce (tableau 7-5). On a calculé les CEE en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations finales des effluents et en ajoutant les concentrations de fond médianes de cuivre correspondant à l'écozone où l'installation est située (tableau 7-8). Les valeurs FMT utilisées pour chaque installation et les CESE qui en résultent sont présentées dans le tableau E-5 de l'annexe E. Les CESE calculées pour les zones exposées vont de 0,86 à 40 µg/L.

Tableau 7-5. Valeurs CEE calculées pour le Cu_T pour le secteur du traitement des eaux usées, d'après les concentrations dans les effluents de 21 STEU au Canada, de 2009 à 2012 (EC 2013)

Installation	Taille de l'échantillon	Plage de concentrations dans les effluents dilués (µg Cu _T /L)	Concentration de fond médiane (µgCu _T /L)	Plage des CEE (µgCu _T /L)	CEE médiane (µgCu _T /L)
1	5	3,09-3,80	1,05	4,1-4,8	4,7
2	12	0,275-2,42	0,82	1,1-3,2	1,5
3	6	0,761-1,25	0,50	1,3-1,8	1,3
4	6	0,195-2,26	0,82	1,0-3,1	1,9

5	12	0,112-7,04	1,9	2,0-9,0	2,7
6	6	0,277-1,76	0,82	1,1-2,6	1,8
7	6	0,387-1,59	1,0	1,4-2,6	1,9
8	6	0,470-4,11	1,1	1,6-5,2	1,9
9	6	1,48-6,61	0,82	2,3-7,4	2,8
10	12	2,34-4,88	0,82	3,2-5,7	3,5
11	6	3,05-5,35	0,79	3,8-6,1	4,4
12	6	2,25-9,69	0,50	2,8-10	3,7
13	12	0,570-5,70	0,76	1,3-6,5	2,5
14	6	1,55-4,35	0,80	2,4-5,2	3,1
15	6	1,37-4,78	0,82	2,2-5,6	2,5
16	6	0,178-2,17	0,80	1,0-3,0	1,7
17	12	0,805-4,15	0,80	1,6-5,0	2,4
18	6	0,894-3,07	0,80	1,7-3,9	2,6
19	6	1,07-2,78	1,9	3,0-4,7	4,2
20	12	0,327-3,22	1,9	2,3-5,2	2,8
21	6	1,37-3,00	0,51	1,9-3,5	2,3

7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée dans la présente ébauche d'évaluation préalable consistait à examiner les données d'évaluation et à proposer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Des données ont été obtenues pour déterminer le risque potentiel du cuivre pour l'environnement canadien. Les éléments de preuve examinés comprennent, notamment, ceux qui sont évalués dans la présente évaluation et qui soutiennent la caractérisation des risques pour l'environnement au Canada. Sont également pris en compte, lorsqu'il y en a, les éléments de preuves secondaires ou indirects, y compris les décisions réglementaires et la classification des dangers ou les caractéristiques du devenir déterminées par d'autres organismes de réglementation. Cette évaluation environnementale préalable du cuivre et de ses composés porte expressément sur le groupement cuivre.

7.3.1 Analyses des quotients de risque

Les analyses des quotients de risque ont consisté à comparer les différentes estimations de l'exposition (CEE; voir la section Évaluation de l'exposition environnementale) avec l'information sur l'écotoxicité (CESE; voir les sections Évaluation des effets environnementaux et Évaluation de l'exposition environnementale) pour déterminer si le cuivre peut être nocif pour l'environnement au Canada. Pour obtenir les quotients de risque (QR), on a divisé les valeurs CEE par les CESE pour les milieux environnementaux et les scénarios d'exposition connexes pertinents. Plus précisément, on a calculé des QR pour le milieu aquatique (c.-à-d. les eaux douces de surface) pour les scénarios d'exposition décrits à la section 7.2 pour trois secteurs : mines de métaux, fusion des métaux communs, traitement des eaux usées. Les CEE ont été établies principalement à partir des concentrations mesurées récentes de cuivre dans les eaux de surface (de préférence le Cu_D lorsque les données

étaient disponibles, sinon les données sur le Cu_T) ou ont été estimées. Les CESE ont été calculées à partir de la RFQE pour le cuivre dissous et les organismes aquatiques, basée sur le MLB chronique (ECCC 2019b), avec des données FMT propres à l'installation pour les plans d'eau exposés et de référence, lorsque les données étaient disponibles, ou d'après les données FMT pour l'écozone ou les Grands Lacs.

Selon la même approche utilisée pour la caractérisation de l'exposition environnementale (section 7.2.2), des diagrammes de quartiles ont été produits pour chaque installation d'un secteur donné, afin de représenter visuellement la distribution des QR. La section 7.2.2 explique comment sont construits les diagrammes de quartiles. Une ligne rouge supplémentaire a été ajoutée pour indiquer la valeur QR égale à 1.

La caractérisation des risques environnementaux pour le secteur des mines de métaux s'appuie sur des données brutes sur les eaux douces de surface soumises dans le cadre du programme ESEE du REMMMD entre 2011 et 2015 (ESEE 2016). Par conséquent, les CEE étaient constituées de données mesurées du Cu_T dans les milieux récepteurs des effluents (c.-à-d. les zones exposées) et les zones de référence correspondantes des installations de mines de métaux. Les valeurs CESE ont été modélisées à l'aide du MLB d'après les données mesurées dans la zone exposée et la zone de référence pour la dureté totale, le pH, le carbone organique dissous (COD) et la température. Le programme ESEE du REMMMD n'exige pas la mesure du COD, et par conséquent des données limitées à ce sujet ont été présentées. Dans de nombreux cas, la moyenne géométrique du COD a été utilisée. Les QR générés pour les 10 installations sélectionnés pour l'évaluation de l'exposition environnementale, à la section 7.2.3, sont présentés ici pour la caractérisation des risques environnementaux (figure 7-3). Pour plusieurs de ces mines de métaux, on constate des signes de risques environnementaux dus aux rejets d'effluents de cuivre.

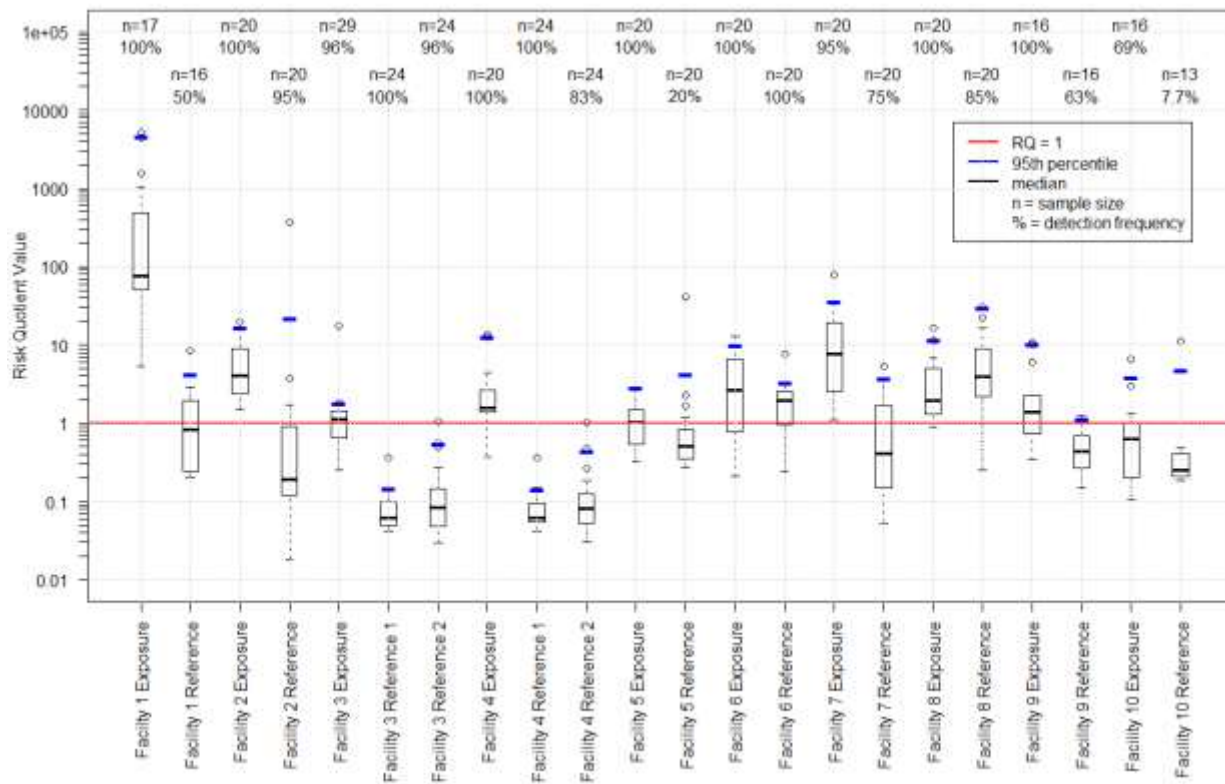


Figure 7-3. Diagrammes de quartiles des quotients de risque, dans le secteur des mines de métaux, pour 10 installations assujetties au REMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016)

n=17	n = 17, etc.
100%	100 %, etc.
Risk Quotient Value	Quotient de risque
Facility 1 Exposure	Installation 1 – Exposition
Facility 1 Reference	Installation 1 – Référence
RQ=1	QR = 1
95 th percentile	95 ^e centile
median	médiane
n = sample size	n = taille de l'échantillon
% = detection frequency	% = fréquence de détection

Certains des diagrammes de quartiles de la figure 7-3 indiquent des cas évidents de risques environnementaux en raison de la fréquence et de l'importance des QR supérieurs à 1 dans les zones exposées, surtout si on les compare aux zones de référence correspondantes. En outre, la fréquence de détection du Cu_T dans les zones exposées est élevée ($\geq 95\%$) pour la plupart des installations.

Les installations 3 et 4 ont des fréquences élevées de QR supérieurs à 1 dans les zones exposées et aucun QR supérieur à 1 dans les zones de référence correspondantes. D'autres cas de risques environnementaux sont illustrés, selon la grandeur relative des QR pour les zones exposées et les zones de référence, malgré le fait que diverses parties des QR des zones de référence dépassent la valeur de 1. En particulier, lorsqu'environ 50 % des QR de la zone de référence de l'installation 1 dépassent la valeur de 1, 100 % des QR de la zone exposée de l'installation 1 dépassent la valeur 1 et ont une valeur beaucoup plus grande (p. ex., le QR médian pour la zone exposée est environ 100 fois plus grand que celui de la zone de référence).

Malgré les preuves d'enrichissement en cuivre dans le milieu récepteur de l'installation 8 (figure 7-1), la distribution des QR dans la zone de référence est supérieure ou égale à la distribution des QR dans la zone exposée. Il est important de noter que l'installation 8 présente des valeurs élevées de dureté totale dans la zone exposée en raison des apports dans les effluents (la zone de référence est en amont du point de rejet, où la dureté totale mesurée était beaucoup plus faible). Comme une dureté élevée atténue la biodisponibilité du cuivre, les CESE modélisées pour la zone exposée étaient environ 2 à 10 fois plus élevées que celles de la zone de référence (la dureté totale et les plages des CESE sont présentées dans le tableau E-3).

La caractérisation des risques environnementaux dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux communs a également utilisé des données brutes sur les eaux douces de surface, y compris les données du programme ESEE du REMMD pour les cinq installations qui combinent leurs effluents avec ceux de mines de métaux pour la période de 2011 à 2015 (ESEE 2016), ainsi que les données d'un rapport pour une

installation non assujettie au REMMMD (EEC Ltd & LAC Ltd 2014). Dans le cas d'une autre installation, les CEE ont été modélisées à partir des concentrations dans les effluents visées par le règlement ontarien *Effluent Monitoring and Effluent Limits – Metal Mining Sector Regulations* (EMEL) (Reg. O. 560/94) (gouvernement de l'Ontario [modifié 2017]). Le rapport d'EEC Ltd & LAC Ltd 2014 ne contenait aucune donnée sur le COD, et on a donc utilisé la moyenne géométrique des écozones aux fins de modélisation. La figure 7-4 présente les QR calculés pour six des sept installations. La taille de l'échantillon pour l'installation 7 était trop faible pour pouvoir créer un diagramme de quartiles ($n = 3$) et est examinée ci-dessous. Une seule installation présente des signes de risques environnementaux dus à la fusion des métaux communs ou à l'apport de cuivre dans les effluents miniers, car les effluents de ces deux activités sont combinés sur ce site. Aucun signe de risque environnemental n'a été observé dans les deux installations qui ne combinent pas leurs effluents avec ceux d'une mine de métaux dans le milieu aquatique (installations 6 et 7). Toutefois, la concentration moyenne dans les sédiments (287 mg/kg p.s., $n = 7$) pour les zones exposées de l'installation 6 (Teck, voir la section 7.2.4) dépasse la RPQS pour les eaux douces (35,7 mg/kg p.s.) et le NEP (197 mg Cu/kg p.s.), ce qui indique un risque environnemental potentiel dans le milieu sédimentaire.

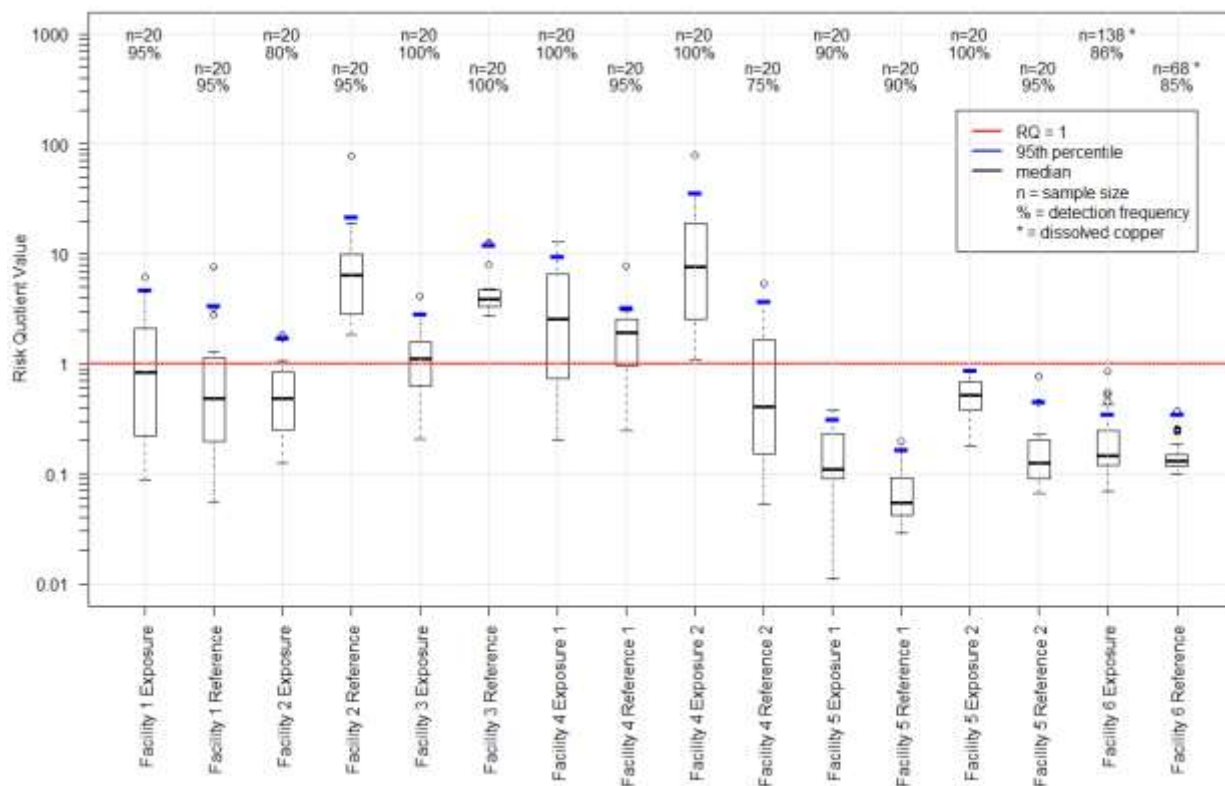


Figure 7-4. Diagrammes de quartiles pour les quotients de risque pour cinq installations dans le secteur de la fusion des métaux communs, assujetties au

REMMMD, de 2011 à 2015 , et pour une fonderie non assujettie au REMMMD, 2011 à 2013 (ESEE 2016; EEC Ltd & LAC Ltd 2014)

n=20	n = 20, etc.
95%	95 %,etc.
Risk Quotient Value	Quotient de risque
Facility 1 Exposure	Installation 1 – Exposition
Facility 1 Reference	Installation 1 – Référence
RQ=1	QR = 1
95 th percentile	95 ^e centile
median	médiane
n = sample size	n = taille de l'échantillon
% = detection frequency	% = fréquence de détection
* = dissolved copper	* = cuivre dissous

Comme on le voit dans les diagrammes de quartiles de la figure 7-4, l'installation 4 est la seule qui démontre un risque potentiel pour l'environnement attribuable aux apports dans les effluents. On voit le contraire pour les installations 2 et 3 : les zones exposées présentent des risques environnementaux moins fréquents et de moindre ampleur. Comme il est expliqué à la section 7.2.4, pour toutes ces installations, sauf l'installation 1, les zones exposées et les zones de référence sont situées sur des plans d'eau différents qui peuvent présenter des différences en termes de concentrations de Cu_T et de la chimie de l'eau (c.-à-d. les FMT). L'installation 1 présente un risque environnemental minimalement élevé dans la zone exposée. Dans ce cas, la zone exposée et la zone de référence sont situées en aval et en amont, respectivement, du point de rejet des effluents.

Les installations 6 et 7 sont deux installations qui ne sont pas assujetties au REMMMD. Le risque environnemental posé par ces installations est faible. Les QR de l'installation 7 (non illustrés dans la figure 7-4) variaient de 0,43 à 0,56 (n = 3).

La caractérisation des risques environnementaux posés par le secteur du traitement des eaux usées s'appuyait sur les CEE modélisées à partir des concentrations dans les effluents de 21 STEU qui rejettent leurs effluents dans les eaux douces, données recueillies de 2009 à 2012 par le Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement du PGPC (EC 2013), et des valeurs CESE établies à partir des tendances centrales des FMT des écozones ou des Grands Lacs (tableau E-2, annexe E), selon l'emplacement du STEU. Les diagrammes de quartiles pour les QR générés pour les 21 STEU sont illustrés à la figure 7-5.

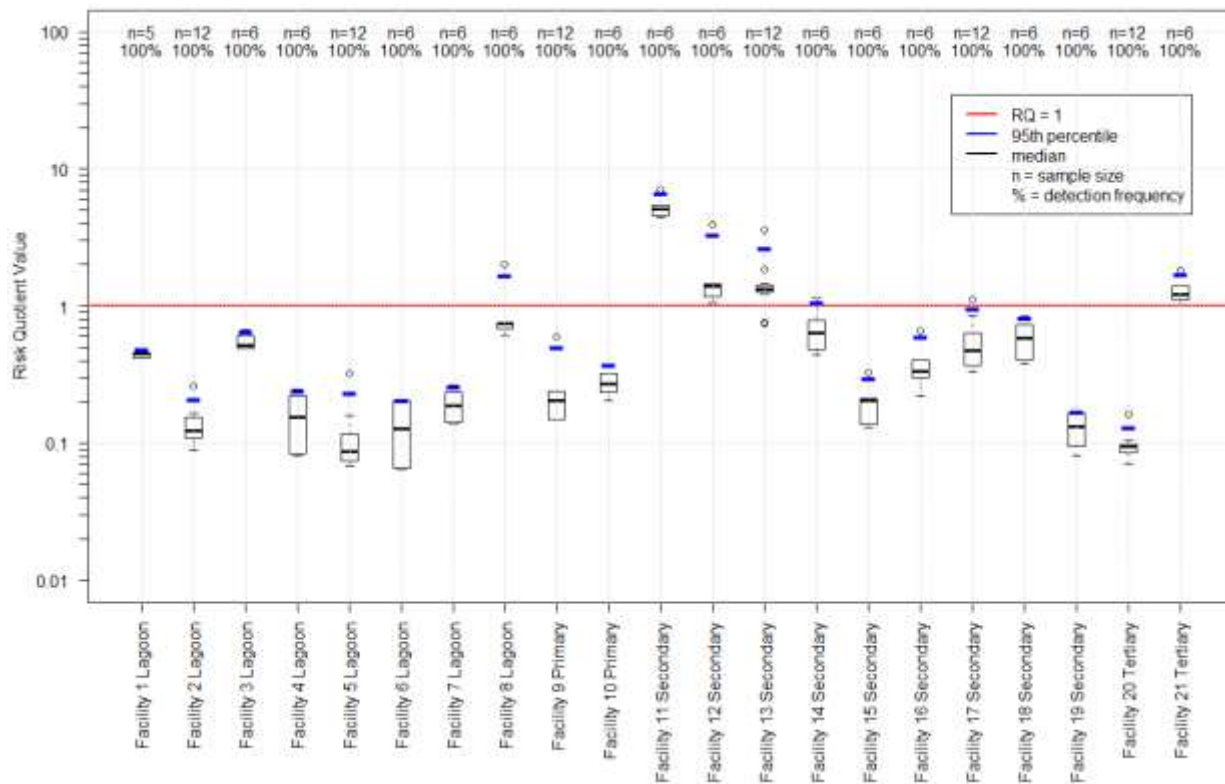


Figure 7-5. Diagrammes des quartiles pour les quotients de risque de 21 installations du secteur du traitement des eaux usées rejetant leurs effluents dans les eaux douces de surface, de 2009 à 2012 (EC 2013)

n=5	n = 5, etc.
100%	100 %,etc.
Risk Quotient Value	Quotient de risque
Facility 1 Lagoon	Installation 1 – Lagune
Facility 9 Primary	Installation 9 – Primaire
Facility 11 Secondary	Installation 11 – Secondaire
Facility 20 Tertiary	Installation 20 – Tertiaire
RQ=1	QR = 1
95 th percentile	95 ^e centile
median	médiane
n = sample size	n = taille de l'échantillon
% = detection frequency	% = fréquence de détection

Les diagrammes de quartiles de la figure 7-5 indiquent qu'environ 20 % des STEU présentent un risque pour l'environnement en raison de la fréquence et de l'ampleur des QR de valeur supérieure à 1. Trois STEU utilisent un traitement secondaire et un STEU utilise un traitement tertiaire, et a un QR médian supérieur à 1 (en d'autres mots, plus de 50 % de leurs valeurs QR sont plus grandes que 1). Entre autres, l'installation 11 présente des valeurs QR supérieures à 1 à une fréquence élevée et ces QR ont également une valeur élevée.

Comme il est mentionné à la section 7.2.2, d'autres scénarios d'exposition préliminaires pour d'autres secteurs ont également été caractérisés pour déterminer le risque environnemental. Aucun des renseignements disponibles pour ces secteurs (c.-à-d. les usines de pâte, papier et carton, la production d'électricité (à partir du charbon), les lixiviats des décharges et l'exploitation des sables bitumineux) n'indiquait un risque pour l'environnement.

7.3.2 Examen des éléments de preuve

Pour caractériser les risques environnementaux posés par le cuivre et ses composés, on a tenu compte des données techniques de diverses sources (comme il est discuté dans les sections pertinentes du présent rapport) et on les a pondérés qualitativement. Les principaux éléments de preuve qui sous-tendent la conclusion de l'évaluation sont présentés au tableau 7-6, accompagnés d'une analyse globale du poids de la preuve fournie à la section 7.3.3. Le niveau de confiance désigne l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute extrapolation requise dans l'élément de preuve. La pertinence indique dans quelle mesure un élément de preuve influe sur le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificatifs utilisés dans l'analyse allaient de faible à élevé, la pondération attribuée ayant cinq niveaux (c.-à-d. faible; faible à modéré; modéré; modéré à élevé; élevé).

Tableau 7-6. Éléments de preuve pondérés pris en compte pour déterminer le risque potentiel du cuivre et de ses composés pour l'environnement au Canada

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Pertinence pour l'évaluation ^b	Niveau de pondération ^c
Persistance dans l'environnement	Élevé	Modérée	Modéré à élevé
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques ou terrestres	Élevé	Faible	Modéré
CESE pour les organismes aquatiques dans les eaux de surface	Élevé	Élevée	Élevé
CESE pour les organismes benthiques dans les sédiments	Modéré	Faible	Faible à modéré
Facteurs modifiant la toxicité (données mesurées propres aux échantillons)	Élevé	Élevée	Élevé
Facteurs modifiant la toxicité (tendances centrales pour les écozones et les Grands Lacs)	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
Données de surveillance pour déterminer la concentration du cuivre dans les eaux douces de surface (CEE pour les mines de métaux, fusion des métaux communs)	Élevé	Élevée	Élevé
Données de surveillance pour déterminer les concentrations de cuivre dans les effluents (CEE modélisées pour la fusion des métaux communs, le traitement des eaux usées)	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
Valeurs QR pour les eaux douces de surface	Élevé	Élevée	Élevé

^a Le niveau de confiance est déterminé d'après les paramètres des données : qualité, variabilité, lacunes (en d'autres mots, les données sont-elles pertinentes pour les fins envisagées?).

^b La pertinence indique dans quelle mesure un élément de preuve est utile dans l'évaluation.

^c Une pondération est attribuée à chaque élément de preuve en fonction de la pondération globale combinée du niveau de confiance et de la pertinence pour l'évaluation.

7.3.3 Pondération et détermination du potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada

Une fois rejetés dans l'environnement, le cuivre et ses composés peuvent se dissoudre, se dissocier ou se dégrader pour libérer des formes biodisponibles de cuivre qui peuvent contribuer à l'exposition totale des organismes au cuivre. Le groupement cuivre est persistant et peut donc s'accumuler dans l'environnement et entraîner une exposition des organismes à long terme. Le cuivre est également un élément essentiel et peut s'accumuler dans certains organismes. Cependant, il n'y a aucune preuve de bioamplification dans les écosystèmes.

Dans le milieu aquatique, le cuivre se répartit entre la colonne d'eau et les sédiments et peut se retrouver sous forme particulière et dissoute. La spéciation du cuivre dans les eaux de surface dépend de la composition et de la qualité du plan d'eau. Les concentrations de Cu^{2+} et de certaines formes carbonate et hydroxyde (c.-à-d. $\text{Cu}(\text{OH})^+$; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{-2}$) sont prédominantes dans des conditions de pH faible, de faible alcalinité et d'absence de COD (carbone organique dissous) (ECCC 2019b). La

biodisponibilité, l'absorption et la bioaccumulation de cuivre dans les organismes aquatiques dépendent de l'activité des ions cuivre libres (p. ex., concentration de Cu^{2+} à une force ionique spécifique), qui est une fraction du cuivre total dans l'eau. Quatre principaux FMT du cuivre dans les eaux de surface, qui influent sur la spéciation du cuivre et sa concurrence pour la liaison aux sites biotiques sur les organismes, ont été pris en compte dans l'élaboration des CESE : la dureté, le pH, le COD et la température. À mesure que la dureté et les concentrations de COD augmentent, la biodisponibilité et la toxicité chronique du cuivre pour les organismes aquatiques diminuent. Pour ce qui est pH, il y a une concurrence entre les effets : lorsque le pH augmente, la complexation du cuivre augmente, mais comme la concentration en ions hydronium diminue, il y a moins de concurrence pour la liaison (effet protecteur). La CESE augmente très peu lorsque la température augmente.

Le cuivre est rejeté dans le milieu aquatique par de nombreuses industries. Les trois secteurs où les rejets déclarés sont les plus élevés sont les mines de métaux, la fusion des métaux communs et le traitement des eaux usées. Comme nous l'avons mentionné à la section 7.3.1, il existe des preuves de risques environnementaux dus aux rejets d'effluents dans les eaux de surface par ces trois secteurs. En particulier, les données disponibles pour certaines installations de mines de métaux présentées ici (notamment les installations 1, 2, 3, 4 et 7) et pour une installation du secteur FAMC qui combine ses effluents avec ceux d'une mine de métaux (installation 4, FAMC) donnent fortement à penser qu'il y a des risques environnementaux en raison de la fréquence et de l'ampleur des dépassements de la CESE dans les zones exposées. Les données de surveillance en aval des installations de fusion et d'affinage des métaux communs et qui ne combinent pas leurs effluents avec ceux des mines de métaux ne semblent pas indiquer de risques environnementaux potentiels pour le milieu aquatique. Cependant, les concentrations moyennes de cuivre dans les sédiments des zones exposées en aval de l'installation 7 dépassaient la RPQS et le NEP, indiquant la possibilité de risques environnementaux dans le milieu sédimentaire en raison de cette activité. Pour 20 % des 21 STEU, les concentrations modélisées dans le milieu récepteur aquatique présentaient des signes de risques environnementaux.

7.3.4 Sensibilité de la conclusion à l'égard des principales incertitudes

Des scénarios de caractérisation de l'exposition et des risques pour les eaux de surface ont été développés pour trois secteurs : mines de métaux, fusion et affinage des métaux communs et traitement des eaux usées. De nombreux autres secteurs ou utilisations peuvent rejeter du cuivre dans l'environnement. Toutefois, les secteurs susmentionnés ont déclaré des rejets directs de cuivre et de ses composés dans les eaux de surface à l'INRP et étaient donc les principaux secteurs d'intérêt, en raison de l'importance des rejets déclarés. Nous examinons ci-dessous les principales incertitudes associées aux CEE, aux CESE, aux QR, aux traitements sans détection, ainsi qu'aux secteurs.

La plupart des CEE sont établies d'après les concentrations de cuivre mesurées dans les zones exposées où il y a rejet d'effluents. Cependant, les CEE établies pour le secteur du traitement des eaux usées et, dans un cas, le secteur de la fusion des métaux communs (c.-à-d. l'installation 7), ont été modélisées à partir des concentrations dans les effluents, concentrations qui pourraient ou non constituer un facteur de dilution représentatif selon la profondeur, la rapidité du mélange ou d'autres facteurs propres au milieu récepteur. Cela pourrait entraîner une surestimation potentielle des risques environnementaux pour le secteur du traitement des eaux usées et l'installation FAMC. Cependant, on a trouvé que les risques environnementaux associés à l'installation 7 FAMC présentaient de faibles risques dans le milieu aquatique. Certains ensembles de données sur les CEE mesurées contenaient des occurrences de non-détection qui ont été remplacées par la moitié de la limite de détection (LD) déclarée. Une analyse de sensibilité a été réalisée pour déterminer si la valeur de remplacement choisie (1/2 LD) produisait des faux positifs dans les résultats concernant les risques environnementaux. Cependant, l'utilisation d'une valeur nulle au lieu de 1/2 LD a donné des résultats similaires, ce qui signifie que cette approche n'est pas susceptible d'affecter la conclusion de l'évaluation.

La majorité des CEE étaient des concentrations de cuivre total et peu de sources ont fourni des données sur le cuivre dissous, qui est la mesure privilégiée, car le MLB chronique a donné les CESE pour le cuivre dissous, et le cuivre dissous dans les eaux de surface représente toujours une fraction de la concentration totale. Par conséquent, dans certains cas, les QR peuvent être surestimés. Toutefois, lorsque les QR calculés à partir du cuivre total sont très élevés, les analyses avec le cuivre dissous peuvent également permettre de conclure à l'existence de risques pour l'environnement.

Les zones exposées et les zones de référence peuvent être en aval et en amont, respectivement, sur le même plan d'eau ou sur des plans d'eau différents (c.-à-d. qu'ils ne sont pas appariés en amont et en aval). Il s'ensuit que, dans certains cas, les concentrations de cuivre dans la zone de référence peuvent être tributaires de facteurs anthropiques naturels ou historiques qui mènent à des valeurs plus élevées que dans la zone exposée désignée. Bien que ce facteur de confusion potentielle ait pu être observé pour certaines installations, il n'était pas assez important pour influencer sur le poids de la preuve dans la caractérisation des risques, car le programme ESEE est basé sur l'absence d'effet dans les sites de référence (même si les concentrations de Cu sont élevées) et sur le fait que les sites exposés peuvent également dépendre des apports passés.

Les CESE pour les eaux de surface ont été calculées à l'aide de la RFQE pour le cuivre dissous, basée sur le MLB chronique, pour les organismes aquatiques et tenaient compte de données sur la dureté, le pH, le COD et la température pour l'eau aux stations de surveillance ou à des sites particuliers. On ne disposait pas toujours de données FMT mesurées et elles ont dû être estimées. La moyenne géométrique et la moyenne ont été choisies comme paramètres statiques, car elles ne représentent pas

les valeurs extrêmes et fournissent donc des valeurs réalistes pour les FMT qui ne sont pas susceptibles de sous-estimer ou de surestimer les risques environnementaux.

Le modèle du ligand biotique (MLB) pour le cuivre prévoit la bioabsorption du métal, car il reconnaît que la biodisponibilité et la bioréactivité des métaux contrôlent leur potentiel de causer des effets nocifs chez les organismes (ECCC 2019b). Cependant, les organismes peuvent être exposés à d'autres formes de cuivre par d'autres voies, comme l'ingestion ou le transfert maternel, ce qui peut également avoir des effets nocifs (Smith et coll. 2015) qui ne sont pas pris en compte dans le MLB pour le cuivre. Toutefois, cela pourrait être partiellement compensé par l'approche prudente visant à utiliser les concentrations totales pour caractériser ces secteurs en l'absence de concentrations de cuivre dissous.

Enfin, certaines installations de mines de métaux et du secteur FAMC combinent leurs effluents en vue de leur traitement, et donc certaines installations FAMC sont assujetties au REMMMD. Plus précisément, les installations qui combinent leurs effluents comprennent les mines de métaux 6 et 7 (qui combinent leurs effluents avec ceux de l'installation 4 du secteur FAMC), et les installations 1 à 5 du secteur FAMC. Comme les effluents des mines de métaux et du secteur FAMC sont combinés, il est impossible de déterminer quelle part des risques environnementaux observés pour ces installations est attribuable aux mines de métaux, aux installations FAMC ou aux deux. Cependant, les installations FAMC qui ne combinent pas leurs effluents avec ceux des mines de métaux (c.-à-d. les installations 6 et 7 du secteur FAMC) présentaient un certain potentiel de risques environnementaux pour le milieu aquatique, mais ces résultats s'accompagnent d'une grande incertitude. Un risque environnemental potentiel a également été relevé pour le milieu sédimentaire en aval de l'installation 6 du secteur FAMC, mais le degré d'incertitude est élevé en raison de la taille relativement petite de l'échantillon.

8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

8.1 Caractère essentiel

Le cuivre est un élément essentiel pour la santé humaine et il est nécessaire à de nombreux processus biochimiques, dont la formation d'hémoglobine, le métabolisme du fer, le métabolisme des glucides, la biosynthèse du tissu conjonctif, la maturation des neutrophiles, la neurotransmission et la défense antioxydante (ATSDR 2004; OMS 1998; SARA 2008). En outre, le cuivre est nécessaire à la maturation des neutrophiles et joue un rôle important dans la régulation de la transcription génétique (SARA 2008). Les ions cuivre sont d'importants cofacteurs catalytiques pour les réactions enzymatiques d'oxydoréduction. Le superoxyde dismutase à cuivre et à zinc joue un rôle essentiel dans la défense cellulaire contre les espèces réactives de l'oxygène (ERO), qui se forment normalement pendant le métabolisme cellulaire (OMS 1998). Comme pour les autres nutriments essentiels, les concentrations de

cuivre dans l'organisme sont régulées de façon homéostatique afin qu'il y ait suffisamment d'apport de cuivre pour répondre aux exigences physiologiques, tout en évitant un apport excessif de cuivre qui pourrait entraîner une toxicité (OMS 2004).

Dans l'ensemble, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a conclu, à partir de données disponibles sur l'exposition humaine dans le monde, qu'il existe un risque plus élevé d'effets sur la santé dus à une carence en cuivre que dus à une surconsommation de cuivre (OMS 1996, 1998). L'Institute of Medicine (IOM) a établi des apports nutritionnels de référence pour le cuivre afin d'assurer l'adéquation nutritionnelle des populations américaine et canadienne (IOM 2001). Le besoin moyen estimatif (BME) est l'apport nutritionnel nécessaire pour assurer l'adéquation nutritionnelle de 50 % de la population générale. L'apport nutritionnel recommandé (ANR) est dérivé du BME pour assurer des apports nutritionnels quotidiens moyens suffisants pour 97-98 % des individus. Le BME et l'ANR pour les adultes sont fixés à 0,7 et 0,9 mg/j, respectivement. Le BME et l'ANR pour les femmes enceintes et allaitantes sont légèrement plus élevés entre 0,8 et 1 mg/j (femmes enceintes) et entre 1 et 1,3 mg/j (femmes allaitantes) afin de fournir suffisamment de cuivre au fœtus en développement et au nourrisson en croissance. L'apport maximal tolérable (AMT), qui est l'apport nutritionnel quotidien maximal susceptible de ne présenter aucun risque d'effets nocifs pour la santé pour presque tous les individus, est fixé à 10 mg/j pour les adultes (IOM 2001).

8.2 Évaluation des effets sur la santé

Plusieurs organisations internationales ont étudié le cuivre. L'OMS (2004) a établi une recommandation sanitaire pour l'eau potable de 2 mg/L sur la base d'études par Araya et coll. (2001, 2003), Olivares et coll. (1998, 2001), Pizarro et coll. (1999a, 1999b, 2001) et Zeitz et coll. (2003). L'EPA a fixé un objectif de concentration maximale de contaminants (MCLG) et une concentration maximale de contaminants (MCL) pour le cuivre dans l'eau potable à 1,3 mg/L, sur la base d'une étude réalisée en 1957 par Wyllie (Wyllie 1957; U.S. EPA 1994). L'IOM (2001) a fixé un AMT de 10 mg/j pour les adultes, d'après une étude menée chez des volontaires humains (Pratt et coll. 1985).

Les évaluations existantes de Santé Canada ont été utilisées pour rédiger la section traitant des effets sur la santé, dans la présente évaluation. Santé Canada a examiné le cuivre dans le cadre des apports nutritionnels de référence recommandés pour les Canadiens (Santé Canada [modifié 2006]), et afin de fixer les limites à la quantité de cuivre permise dans les multivitamines et les suppléments minéraux (Santé Canada [modifié 2018b]) et dans les aliments enrichis (Santé Canada [modifié 2016]). Dans chacun des cas ci-dessus, Santé Canada a choisi l'AMT de l'IOM comme base de ses recommandations. Santé Canada a également utilisé l'AMT de l'IOM comme base pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols (CCME 1997) et des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour le cuivre dans le cadre du Programme d'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux (Santé Canada [modifié 2013]). Le document technique pour consultation sur le cuivre dans l'eau

potable, publié par Santé Canada (Santé Canada [modifié 2018a]), proposait une concentration maximale acceptable (CMA) de 2 mg/L, d'après une étude chez des nourrissons réalisée par Olivares et coll. (1998). La section suivante, qui traite des effets sur la santé humaine, décrit la toxicocinétique du cuivre et les effets critiques pour la santé liés à une exposition excessive au cuivre. La présente évaluation ne porte pas sur le risque d'effets nocifs pour la santé associés à une carence en cuivre. Une recherche dans la littérature a été effectuée entre l'année précédant le rapport de l'IOM de 2001 jusqu'au 1^{er} janvier 2018.

8.2.1 Toxicocinétique

Le cuivre est absorbé principalement dans le tractus gastro-intestinal supérieur (principalement le duodénum). Le taux d'absorption du cuivre dans une personne dépend de plusieurs facteurs, dont l'état du cuivre nutritionnel, l'âge de la personne, la quantité de cuivre dans son alimentation, la présence d'autres métaux dans son alimentation (comme le zinc) et la solubilité des composés du cuivre ingérés (IOM 2006; Turnlund et coll. 1989). Dans deux études chez les adultes, Harvey et coll. (2003; 2005) ont montré qu'en apportant une correction pour tenir compte de l'excrétion fécale du cuivre absorbé, l'absorption réelle variait de 45 à 49 % pour des apports alimentaires de cuivre de l'ordre de 0,6 à 6 mg/j. L'IOM (2006) a rapporté une absorption de 35 % à partir d'un régime alimentaire contenant 2 mg de cuivre par jour, ce qui est considéré comme l'apport alimentaire moyen des Canadiens. Il a été démontré que beaucoup moins de cuivre est absorbé que la quantité ingérée (Turnlund et coll. 1989, 2005; OCDE 2014).

L'absorption cutanée pour le cuivre soluble et insoluble est considérée comme étant $\leq 0,3$ % (OCDE 2014). Aucune étude sur les humains n'a examiné ce taux ou l'importance de l'absorption après une exposition au cuivre par inhalation (ATSDR 2004).

Une fois absorbé par voie orale, le cuivre est transporté vers le foie et les reins (ATSDR 2004). Environ 40 % du cuivre est absorbé par le foie au premier passage. Dans le foie, le cuivre est stocké et lié à la métallothionéine ou incorporé à la céruloplasmine (une protéine plasmatique) et libéré dans le système sanguin pour être distribué à d'autres organes et tissus ou excrété dans la bile (EFSA 2015). Environ les deux tiers du cuivre total dans l'organisme se trouvent dans les os et les muscles. Le cerveau est également un site important de stockage du cuivre (IOM 2006).

Environ 95 % du cuivre dans le plasma est lié à la céruloplasmine, qui peut fonctionner comme une ferroxidase (Danzeisen et coll. 2007). Les 5 % de cuivre restants dans le plasma se trouvent principalement sous forme de cuivre lié à l'histidine ou à l'albumine (EFSA 2015). La concentration de cuivre dans le plasma est étroitement régulée par des mécanismes homéostatiques impliquant l'absorption gastro-intestinale et l'excrétion biliaire (Danzeisen et coll. 2007; ATSDR 2004; EFSA 2015).

Pendant la grossesse, le cuivre est transféré au fœtus par le placenta (EFSA 2015). Environ la moitié du cuivre d'un fœtus en développement est stockée dans le foie, principalement lié à la métallothionéine.

Le métabolisme du cuivre consiste principalement en son transfert vers et depuis divers ligands organiques et dans divers organes où il remplit un certain nombre de fonctions métaboliques (ATSDR 2004). Le cuivre est principalement éliminé de l'organisme par excrétion fécale. L'excrétion biliaire est le principal mécanisme de l'homéostasie du cuivre (EFSA 2015; Harvey et McArdle 2008). Environ 72 à 98 % du cuivre absorbé est excrété par la bile dans les selles des humains en santé (ATSDR 2004; Santé Canada [modifié 2018a]). L'excrétion urinaire ne serait que de 0,5 à 3 % (Turnlund et coll. 2005; ATSDR 2004). Dans une moindre mesure, le cuivre est excrété par la sueur, les menstruations, le lait maternel et les cheveux (Turnlund et coll. 1990; Wijmenga et Klomp 2004; Stern et coll. 2007; Mauceri et Mishra 2014; tous cités par Santé Canada [modifié 2018a]).

L'élimination du cuivre dans la plupart des organes et tissus est biphasique (ATSDR 2004). Dans le plasma, les demi-vies des premiers et deuxièmes composants sont de 2,5 et 69 jours, respectivement. Il est probable que le cuivre associé à la céruloplasmine ait la demi-vie la plus courte (c.-à-d. 2,5 jours). Les demi-vies estimées du cuivre pour les autres tissus sont de 3,9 et 21 jours pour le foie, 5,4 et 35 jours pour le rein et 23 et 662 jours pour le cœur. L'élimination du cuivre dans le cerveau semble être monophasique avec une demi-vie de 457 jours (ATSDR 2004).

Les concentrations plasmatiques et sériques du cuivre et de céruloplasmine sont des biomarqueurs couramment mesurés en milieu clinique (Harvey et McArdle 2008; Bertinato et Zouzoulas 2009). Les données de biosurveillance au niveau de la population (c.-à-d. l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé) sont disponibles pour le cuivre sanguin et le cuivre urinaire. Les concentrations de cuivre dans le sang (plasma) sont étroitement régulées par l'homéostasie et ne présentent pas de corrélation avec des changements modestes dans les apports alimentaires de cuivre ou l'état du cuivre (Danzeisen et coll. 2007; Bertinato et Zouzoulas 2009). Chez les adultes en bonne santé, l'excès d'apport de cuivre entraîne une régulation à la baisse de l'absorption du cuivre et une régulation à la hausse de l'excrétion biliaire par les processus homéostatiques. Ainsi, les concentrations de cuivre dans le sang ne reflètent pas les changements dans les niveaux d'exposition (Danzeisen et coll. 2007; IOM 2001). Le cuivre plasmatique est principalement lié à la céruloplasmine et sa régulation peut refléter la régulation de la protéine, mais non les concentrations de cuivre (Danzeisen et coll. 2007). Dans une étude du métabolisme humain, Turnlund et coll. (2005) ont montré que les concentrations plasmatiques de cuivre et de céruloplasmine ne changeaient pas avec un apport supplémentaire en cuivre par rapport aux apports alimentaires typiques. En outre, les concentrations de céruloplasmine changent pour des facteurs non liés aux concentrations de cuivre, comme les changements dans les niveaux d'œstrogène, la grossesse, l'utilisation de

pilules contraceptives, la maladie, l'âge et les changements saisonniers (Danzeisen et coll. 2007; Bertinato et Zouzoulas 2009). Ces limites s'appliquent également au cuivre plasmatique, car il reflète les concentrations de céruloplasmine (Danzeisen et coll. 2007). Par conséquent, les concentrations de céruloplasmine ou de cuivre dans le sang ne sont pas des biomarqueurs appropriés pour quantifier l'excès d'exposition aux fins de la présente évaluation.

L'excrétion de cuivre dans l'urine est faible (0,5 à 3 %) et ne change pas avec les apports alimentaires (ATSDR 2004; IOM 2001). Ainsi, le cuivre urinaire n'est pas non plus un biomarqueur quantitatif fiable de l'excès d'exposition au cuivre.

8.2.2 Effets sur la santé

Effets aigus sur la santé

L'apport aigu de cuivre peut causer des symptômes gastro-intestinaux réversibles chez l'humain, notamment les nausées, les douleurs épigastriques, les vomissements ou la diarrhée (Pizarro et coll. 1999a, 1999b; Araya et coll. 2001; Olivares et coll. 1998, 2001; toutes ces études sont citées dans Santé Canada [modifié 2018a]). Ces effets ont été observés dans de multiples études à la suite de l'ingestion de doses bolus de cuivre dans l'eau potable et sont attribués à une irritation directe de l'estomac (Araya et coll. 2003, étude telle que citée dans Santé Canada [modifié 2018a]). Ils ne sont pas associés à une toxicité générale (U.S. EPA 2009).

L'inhalation de cuivre sous forme de poussière ou de brouillard est susceptible d'irriter le système respiratoire. Un critère d'effet aigu par inhalation a été établi par l'OCDE sur la base d'une étude sur l'inhalation aiguë (Wesson 2003 non publié, cité dans ECI 2008). Des effets respiratoires réversibles (c.-à-d. augmentation de la fréquence respiratoire, respiration laborieuse) ont été observés après une exposition de 4 heures à une concentration minimale entraînant un effet nocif observé (CMENO) de 1 140 mg/m³ (équivalent à 653 mg/m³ de cuivre élémentaire). Une étude dans laquelle des souris et des hamsters avaient été exposés une seule fois pendant 3 heures au sulfate de cuivre (Drummond et coll. 1986) n'a pas été jugée appropriée pour l'évaluation des risques en raison de préoccupations concernant la santé des animaux et du nombre limité de critères d'effet examinés (Drummond et coll. 1986 tel que cité dans ATSDR 2004).

L'exposition cutanée au cuivre a tendance à causer une irritation cutanée modérée à faible. Le cuivre est généralement non sensibilisant chez les animaux, et comme les poudres de cuivre ont une faible solubilité et une faible bioaccessibilité, elles ne présentent pas de danger par voie cutanée (OCDE 2014).

Effets des doses répétées sur la santé

Tel qu'il est mentionné ci-dessus, Santé Canada et plusieurs organisations internationales ont établi des valeurs indicatives d'exposition pour assurer une protection contre la toxicité du cuivre.

Dans une étude à double insu de Pratt et coll. (1985), il n'y avait pas d'indicateurs d'effets nocifs sur le foie ou de lésion gastro-intestinale chez des adultes humains en bonne santé ayant reçu une capsule de 10 mg de gluconate de cuivre par jour sur une période de 12 semaines. Comme il n'y avait aucune indication d'effets nocifs, l'IOM a calculé des valeurs AMT pour différents groupes d'âge basées sur une dose de 10 mg chez les adultes (voir le tableau 8-1) (IOM 2001). Il convient de noter que les valeurs AMT de l'IOM, établies pour les groupes d'âge plus jeunes, n'étaient pas fondées sur des données ou des études empiriques, mais provenaient d'ajustements apportés à l'AMT pour adultes afin de tenir compte du poids corporel relatif. Les critères d'effet de l'IOM ne tiennent pas compte des apports alimentaires des sujets étudiés (environ 2 mg/j). L'exposition chronique de la population générale à des concentrations très élevées (≥ 30 mg/j) peut entraîner des lésions hépatiques et rénales (O'Donohue et coll. 1993; IPCS 1998; O'Donohue et coll. 1999; Stern et coll. 2007; tous cités dans Santé Canada [modifié 2018a]). On s'attend à ce que, dès les premiers signes d'effets gastro-intestinaux réversibles (c.-à-d. nausées, douleurs épigastriques, vomissements ou diarrhées), qui peuvent survenir à des doses de 10 à 30 mg Cu/j, la supplémentation en cuivre cesse avant l'apparition d'une toxicité hépatique.

Tableau 8-1. Valeurs AMT de l'IOM pour différents groupes d'âge (IOM 2001)

Groupe d'âge (années)	AMT (mg/j)
0-1	S.O. ^a
1-3	1
4-8	3
9-13	5
14 – 18 (y compris les femmes allaitantes et enceintes)	8
19 – 50 (y compris les femmes allaitantes et enceintes)	10

^a L'IOM n'a pas établi de valeur AMT pour les nourrissons de 0 à 1 an (valeur impossible à déterminer; la source de l'apport devrait être les aliments et les préparations pour nourrissons seulement).

L'OMS (2004) a fondé sa recommandation pour l'eau potable (2 mg/L) sur plusieurs études à doses répétées allant de 2 semaines à 9 mois, avec des concentrations de cuivre variant de 0 à 6 mg/L. Les études concluent que même s'il y a eu des cas de symptômes gastro-intestinaux (diarrhées, nausées, douleurs abdominales ou vomissements), il n'y a eu aucun changement significatif dans les indicateurs de la fonction hépatique ou les biomarqueurs de la toxicité hépatique (OMS 2004). De même, Santé Canada (modifié 2018a) a établi une concentration maximale acceptable (CMA)

de 2 mg/L à partir d'une étude réalisée par Olivares et coll. (1998), dans laquelle des nourrissons avaient reçu de façon continue 2 mg/L de Cu(II) entre l'âge de 3 et 12 mois et n'avaient présenté aucun effet (Santé Canada [modifié 2018a]).

Dans une étude non obligatoire de toxicité cutanée de 12 jours, des rats ont été traités par voie topique avec 100 ou 1 000 mg/kg p.c./j d'un mélange contenant 8 % de cuivre élémentaire. Bien qu'une augmentation de l'irritation cutanée liée à la dose ait été observée, aucune toxicité générale n'a été observée. Une dose sans effet nocif observé (DSENO) générale de 1 000 mg/kg p.c./j, soit la dose la plus élevée étudiée, a été établie (Kiplinger, 1996 tel que cité dans U.S. EPA 2009). Dans une étude obligatoire de toxicité cutanée de 90 jours, des rats albinos ont été exposés par voie cutanée au naphtédate de cuivre à des doses de 0, 100, 300 ou 1 000 mg/kg p.c./j pendant 13 semaines. Aucun effet général indésirable n'a été observé. La DSENO pour la toxicité cutanée était de 100 mg/kg p.c./j d'après les lésions liées à l'irritation cutanée au site d'administration pour une dose de 300 mg/kg p.c./j et plus, et la DSENO générale était de 1 000 mg/kg p.c./j, soit la dose maximale d'essai (Tompkins, 1990 tel que cité dans U.S. EPA 2007). L'absence de toxicité générale après l'administration par voie cutanée, ainsi que les propriétés physico-chimiques (c.-à-d. faible solubilité et faible bioaccessibilité), démontrent également que la toxicité cutanée du cuivre est limitée. Cela est conforme aux approches de l'EPA et de l'ARLA, qui n'ont pas établi de critères d'effet pour quantifier l'exposition cutanée au cuivre vu l'absence de toxicité générale (U.S. EPA 2009; Santé Canada 2009).

Dans une étude examinée par le Programme d'évaluation coopérative des produits chimiques de l'OCDE (OCDE 2014), de l'oxyde cuivreux a été administré à des rats Sprague-Dawley Crl:CD (SD) rats par inhalation pendant 6 h/j sur 4 semaines (5 j/sem.) à des doses d'exposition de 0,2, 0,4, 0,8 et 2,0 mg/m³. Après 4 semaines d'exposition, on a observé des signes d'inflammation aiguë ainsi qu'une augmentation du poids des ganglions lymphatiques pulmonaires, bronchiques et médiastinaux. On a observé une histiocytose alvéolaire et une légère augmentation des dépôts de collagène, ainsi qu'une dégénérescence minime de l'épithélium olfactif chez quelques animaux. Ces effets étaient réversibles et aucun effet général n'a été observé chez les animaux ayant reçu 2 mg/m³ (la dose maximale d'essai) pendant 4 semaines, avec une période de récupération de 13 semaines (Kirkpatrick 2010, tel que cité dans OCDE 2014). Sur la base de ces résultats, une concentration sans effet nocif observé (CSENO) de 2 mg/m³ (équivalent à 1,77 mg/m³ de cuivre élémentaire) a été établie pour cette étude, les doses supérieures à cette valeur n'ayant pas été étudiées. Cette valeur a été proposée pour la caractérisation des risques avec exposition répétée par inhalation. D'autres études avec administration de doses répétées par inhalation ont été menées sur des souris et des lapins. Cependant, le nombre de critères d'effet examinés était limité, la caractérisation de l'exposition était médiocre, la santé des animaux a suscité des préoccupations, ou encore il manquait de témoins (ATSDR 2004). Ces études n'ont donc pas été utilisées pour établir les critères d'effet par inhalation.

Les preuves actuellement disponibles concernant le cuivre et ses composés ne sont pas préoccupantes en ce qui concerne la toxicité due à des doses répétées par voie orale, la génotoxicité, la neurotoxicité, la toxicité pour la reproduction et le développement ou la cancérogénicité (OCDE 2014; Santé Canada [modifié 2018a]).

8.3 Évaluation de l'exposition

8.3.1 Exposition quotidienne par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable

Le cuivre est naturellement présent dans la croûte terrestre et les activités humaines donnent lieu à des rejets dans l'environnement. La présente évaluation tient compte de l'exposition combinée au groupement cuivre, d'origine naturelle ou anthropique, qu'il soit présent dans les milieux naturels, les aliments ou les produits de consommation. Toutes les substances qui ont le potentiel de se dissoudre, de se dissocier ou de se dégrader pour libérer le cuivre par diverses voies de transformation peuvent contribuer à l'exposition des organismes vivants aux formes biodisponibles de cuivre. Le cuivre total (quantité totale de cuivre, toutes sources confondues) a été mesuré dans les aliments, le lait maternel, l'air, la poussière domestique et le sol, les systèmes de distribution d'eau potable et l'eau du robinet, y compris dans les zones proches des sources ponctuelles d'exposition comme les mines et les affineries de cuivre.

Les aliments sont considérés comme la principale source d'exposition au cuivre d'origine naturelle (ATSDR 2004). Le cuivre entre dans la chaîne alimentaire par absorption naturelle par les plantes à partir du sol. Cependant, il peut aussi être présent dans les aliments en raison de son utilisation comme additif alimentaire, dans les aliments enrichis, comme additif indirect lors de la transformation des aliments et dans les emballages alimentaires (courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 14 mars 2016; sans référence). Les ustensiles de cuisson en cuivre peuvent entraîner un lessivage de petites quantités de cuivre dans les aliments pendant leur préparation. C'est pourquoi les casseroles en cuivre sont habituellement enduites d'un autre métal qui empêche le cuivre d'entrer en contact avec les aliments (Santé Canada [modifié 2015]). L'Étude canadienne sur l'alimentation totale (ECAT) de Santé Canada détermine les concentrations de cuivre dans les aliments d'origine naturelle et anthropique; dans le cadre de l'étude, on prépare et traite des échantillons d'aliments tels qu'ils seraient consommés par un ménage moyen (Santé Canada 2011).

Au Canada et aux États-Unis, les aliments qui fournissent des quantités substantielles de cuivre dans l'alimentation sont ceux qui contiennent de fortes concentrations de cuivre généralement consommées en petites quantités (comme les abats et les graines), ainsi que les aliments qui en contiennent de plus faibles concentrations et qui sont généralement consommés en plus grandes quantités (comme les pommes de terre

et les aliments à base de céréales) (IOM 2001). D'après les mesures du cuivre faites par l'ECAT de 1993 à 1999 et de 2007, on a trouvé de fortes concentrations de cuivre dans les abats, les graines décortiquées, les noix, les champignons et certaines herbes et épices (Santé Canada 2011). Les produits laitiers et les légumes sont quelques exemples d'aliments qui contiennent généralement du cuivre en faibles concentrations. Les concentrations de cuivre mesurées dans les aliments de base dans le cadre de l'ECAT ont été utilisées pour calculer les apports alimentaires moyens de cuivre des Canadiens de 1993 à 2007 (Santé Canada 2011). Une estimation de l'apport alimentaire moyen sur 5 ans a été calculée pour les années 2003 à 2007 et les résultats variaient de 0,8 mg/j (0,052 mg/kg p.c./j) chez les nourrissons à 1,9 mg/j (0,026 mg/kg p.c./j) chez les adultes (tableau F-2, annexe F).

Des estimations de l'apport alimentaire sont également disponibles pour les Autochtones du Canada et tiennent compte de la consommation des aliments traditionnels (Chan et coll. 2016; Gagné et coll. 2012; Kuhnlein et coll. 2004, 2007, 2008). Les aliments traditionnels comprennent le gibier sauvage et les baies et contribuent à une plus grande consommation de cuivre chez les adultes et les enfants. En Alberta, l'apport alimentaire moyen de cuivre était de 1,6 mg/j les jours où les aliments traditionnels étaient inclus dans l'alimentation, comparativement à 1,1 mg/j les jours où ces aliments n'étaient pas inclus (Chan et coll. 2016). De même, les enfants des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon ont également consommé davantage de cuivre les jours où les aliments traditionnels faisaient partie de leur alimentation (Kuhnlein et Receveur 2007). En tenant compte de la consommation d'aliments traditionnels, les estimations de l'apport pour les Autochtones sont semblables à celles de la population générale au Canada, mais elles sont plus faibles lorsque les aliments traditionnels ne sont pas consommés.

Le cuivre est présent dans le lait maternel, qui est une source d'apport alimentaire pour les nourrissons. L'apport quotidien moyen de cuivre chez les nourrissons nourris au lait maternel est de 0,042 mg/kg p.c./j (équivalant à 0,3 mg/j, sur une base de 7,5 kg p.c.), calculé à partir des données pour le lait maternel recueillies auprès de 847 mères ayant participé à l'étude MIREC de 2008 à 2010 (Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement; courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 3 mars 2016; sans référence).

Le cuivre est couramment mesuré dans les installations de traitement de l'eau et les réseaux de distribution des provinces et des territoires. Les résultats sont présentés dans le document technique pour consultation publique intitulé *Le cuivre dans l'eau potable* (Santé Canada [modifié 2018a]). Dans l'eau potable, les concentrations de cuivre au robinet peuvent être plus élevées que dans les réseaux de distribution en raison du lessivage potentiel par les tuyaux de cuivre utilisés dans la plomberie intérieure (Santé Canada 1992). La concentration médiane de cuivre la plus élevée signalée dans les échantillons d'eau du robinet au Canada était de 0,035 mg/L, ce qui

est bien inférieur à la recommandation proposée de 2 mg/L pour l'eau potable (Santé Canada [modifié 2018a]). Dans certains cas, des niveaux élevés de rejet de cuivre ont été observés. En 1985, une étude a révélé que les concentrations de cuivre étaient supérieures à 1 mg/L dans 50 % des foyers ruraux en Nouvelle-Écosse desservis par des puits privés (Santé Canada [modifié 2018a]). Toutefois, dans l'ensemble des provinces et des territoires, les concentrations médianes de cuivre au robinet se sont révélées faibles (inférieures à 1 mg/L). Des données sur l'eau potable étaient également disponibles pour les collectivités autochtones de la Colombie-Britannique, du Manitoba, de l'Ontario et de l'Alberta (Chan et coll. 2011, 2012, 2014, 2016). Après 5 minutes de rinçage, les concentrations de cuivre dans les quatre provinces étaient inférieures à 2 mg/L, soit la recommandation proposée pour l'eau potable (Chan et coll. 2012).

Le cuivre en suspension dans l'air sous forme de matière particulaire (MP) peut provenir de sources naturelles et anthropiques. En 2011, le cuivre total a été mesuré sous forme de MP, dans le cadre du Programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), dans 910 échantillons provenant de 9 sites différents au Canada. La concentration médiane de cuivre total dans l'air extérieur en termes de $PM_{2,5}$ était de 1,14 ng/m³ et variait de 0,14 à 28,22 ng/m³ avec un 95^e centile de 3,44 ng/m³ (RNSPA [modifié 2013]). Des données jumelées obtenues par surveillance de l'air intérieur, extérieur et personnel (échantillons de $PM_{2,5}$), ont été recueillies à Windsor, en Ontario, en 2005 et 2006 (Rasmussen et coll. 2016). La concentration médiane de cuivre la plus élevée a été mesurée dans les échantillons d'air personnel (5,15 ng/m³), suivie des concentrations dans l'air extérieur et intérieur (médiane de 4,15 et 3,99 ng/m³, respectivement), tandis que les valeurs du 95^e centile présentaient une tendance différente, la concentration dans l'air intérieur (24,9 ng/m³) étant supérieure à celle mesurée dans l'air personnel (19,3 ng/m³) et dans l'air extérieur (14,8 ng/m³) (Rasmussen et coll. 2016). Ces données indiquent qu'aux concentrations médianes de cuivre, l'air extérieur avait une plus grande influence sur les concentrations dans l'air personnel alors qu'au 95^e centile, l'air intérieur avait une plus grande influence. L'exposition au cuivre dans la matière particulaire a également été mesurée dans les métros de Vancouver, Toronto et Montréal (van Ryswyk et coll. 2017). Les concentrations médianes de cuivre étaient plus élevées dans les réseaux de métro, allant de 40 à 1 646 ng/m³, par rapport aux mesures prises dans l'air extérieur dans le cadre du programme RNSPA ou aux données obtenues à Windsor, en Ontario (médiane de 1,14 et 4,15 ng/m³, respectivement).

Des concentrations représentatives de cuivre à l'échelle nationale dans la poussière des maisons canadiennes ont été obtenues dans le cadre de l'Enquête sur la poussière domestique au Canada (EPDC) (Rasmussen et coll. 2013). L'EPDC consistait à mesurer le cuivre total dans 1 025 maisons et était statistiquement représentative des foyers résidentiels urbains au Canada. Les concentrations médianes et les 95^e centiles de cuivre total dans la poussière aspirée fraîche étaient de 199 mg/kg et 660 mg/kg, respectivement (Rasmussen et coll. 2013). Ces résultats sont semblables à ceux d'une

étude antérieure portant sur 48 maisons à Ottawa (Ontario), où la valeur médiane et le 95^e centile des concentrations de cuivre totales dans la poussière des maisons étaient de 157 mg/kg et 489 mg/kg, respectivement (Rasmussen et coll. 2001). Les concentrations de cuivre dans la poussière domestique urbaine sont d'un ordre de grandeur plus élevé que les concentrations de fond, ce qui suggère que les sources anthropiques dominent dans les environnements urbains intérieurs (Rasmussen et coll. 2013). Les valeurs de bioaccessibilité (dans des fluides gastriques simulés) pour le cuivre dans la poussière étaient disponibles dans plusieurs études. Les valeurs médianes de la bioaccessibilité déclarées allaient de 30,5 à 49 % (SARA 2008; Boros et coll. 2017; Rasmussen et coll. 2008).

Les concentrations de cuivre dans le sol canadien sont bien décrites dans les Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre (CCME 1997). Elles variaient de 2 à 100 mg/kg et la concentration moyenne de cuivre dans le sol canadien était estimée à environ 20 mg/kg (CCME 1997; McKeague et coll. 1979). Des publications plus récentes font état de concentrations de cuivre au Manitoba et à Ottawa (Ontario) dans cette même plage (Rasmussen et coll. 2001; Haluschak et coll. 1998). Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (ON MOE 2004) a calculé les concentrations de fond des contaminants dans le sol qui étaient jugées représentatives des limites supérieures typiques en Ontario. La limite supérieure typique de la concentration de fond pour le cuivre a été estimée à 85 mg/kg (ON MOE 2004). Les valeurs de bioaccessibilité (dans des fluides gastriques simulés) allaient de 30 à 74 % (Rasmussen et coll. 2008; SARA 2008). Il existe une recommandation pour la qualité du sol concernant la santé humaine de 1 100 mg/kg (CCME 1997). Des dépassements de la recommandation pour la qualité des sols ont été constatés autour des sources ponctuelles comme les mines et les fonderies. Des concentrations allant jusqu'à 9 700 mg/kg ont été signalées à 1 kilomètre d'une fonderie de cuivre au Canada (CCME 1997).

Les estimations de l'apport moyen ont été calculées pour l'ensemble de la population canadienne à partir des concentrations de cuivre mesurées dans les aliments, l'eau potable, l'air, la poussière et le sol. L'apport quotidien de cuivre pour le grand public varie de 0,32 à 1,9 mg/j chez les nourrissons et les adultes, respectivement. Les apports normalisés par poids corporel sont plus élevés chez les nourrissons (0,042 à 0,082 et 0,042 mg/kg p.c./j) et les tout-petits (0,042 mg/kg p.c./j) et diminuent chez les personnes âgées (0,018 mg/kg p.c./j) (tableau F-1, annexe F). L'alimentation est la principale source d'apport quotidien total pour le grand public, soit environ 95 à 99 % de l'apport, selon les tranches d'âge. La viande, les céréales, les noix et les légumes comme les pommes de terre sont les principales sources d'apport alimentaire. L'eau potable représente 2 à 5 % de l'apport quotidien de cuivre, tandis que l'air, le sol et la poussière représentent moins de 2 % de l'apport. L'apport alimentaire est également la principale source d'exposition chez les Autochtones du Nord canadien, en particulier lorsque l'alimentation comprend les aliments traditionnels, comme les poissons (Kuhnlein et coll. 2002).

Certains Canadiens encourent un risque d'exposition élevée au cuivre due à des sources ponctuelles de rejet de cuivre (p. ex., les mines, les fonderies et les raffineries) dans leur environnement local. Dans le voisinage immédiat de ces sources ponctuelles, les concentrations de cuivre dans le sol, l'air et la poussière peuvent être beaucoup plus élevées par rapport aux retombées atmosphériques, bien que dans de nombreux cas les concentrations diminuent avec la distance de la source ponctuelle (Intrinsik 2010). L'apport de cuivre quotidien estimé a été calculé dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine visant les personnes résidant à proximité d'exploitations minières, de fusion et d'affinage à Sudbury (Ontario) et à Flin Flon (Manitoba) (SARA 2008; Intrinsik 2010). Dans ces évaluations, les concentrations de cuivre dans le sol, la poussière et l'air variaient considérablement à l'intérieur même de la zone d'étude. Dans certains sites, les concentrations dans les milieux naturels étaient jusqu'à 150 fois plus élevées que les valeurs moyennes trouvées dans les milieux naturels canadiens, tandis que les concentrations dans d'autres sites étaient comparables à la moyenne canadienne. La tranche supérieure des intervalles de confiance à 95 % pour les concentrations atmosphériques moyennes dans la région de Flin Flon variait de 50 à 840 ng/m³, alors que les concentrations typiques sont environ 100 fois inférieures. Toutefois, même dans les régions où les concentrations dans les milieux naturels étaient élevées, la principale contribution du cuivre provenait toujours des aliments. Pour les résidents de la région de Sudbury et des environs, l'eau potable était la deuxième source d'apport en importance, représentant jusqu'à 8 % de l'apport dans une collectivité et environ 1 à 3 % de l'apport dans les autres régions étudiées. Les aliments d'origine locale, tels que les légumes de potager, le gibier sauvage, les baies et les poissons des lacs locaux, représentaient jusqu'à 4 à 6 % de l'apport quotidien, tandis que la poussière, l'air et le sol représentaient moins de 2 % de l'apport quotidien total estimé pour tous les groupes d'âge dans toutes les collectivités. Les doses journalières estimées (valeur de la tendance centrale de l'exposition) variaient de 0,48 à 1,8 mg/j (SARA 2008). Une fois normalisé par poids corporel, l'apport était le plus faible chez les adultes et le plus élevé chez les nourrissons (0,021 à 0,079 mg/kg p.c./j, respectivement). Pour les Canadiens vivant dans la région de Flin Flon et les environs, les aliments étaient la principale source d'apport de cuivre, l'eau potable étant la deuxième source en importance. Ensemble, les aliments et l'eau potable représentaient de 90 à 94 % de l'apport quotidien estimé pour toutes les collectivités. Les doses journalières estimées variaient de 0,58 mg/j chez les nourrissons à 2,0 mg/j chez les adultes. Les estimations normalisées par poids corporel variaient de 0,028 à 0,081 mg/kg p.c./j. Un scénario d'exposition par inhalation, tenant compte de la voie d'exposition, a été établi à partir de la valeur de la concentration atmosphérique de 840 ng/m³ dans les collectivités de la région de Flin Flon et des environs (Intrinsik 2010).

En règle générale, les aliments sont le principal contributeur de l'apport quotidien de cuivre pour la population canadienne, y compris les Autochtones et les populations vivant près des sources ponctuelles d'exposition. Les estimations de l'apport alimentaire des Autochtones (adultes et enfants) étaient semblables à celles établies

pour la population générale. L'apport quotidien estimé calculé pour les personnes vivant à proximité des sources ponctuelles d'exposition était également similaire aux estimations calculées pour la population générale (SARA 2008; Intrinsik 2010), sauf pour le groupe d'âge des tout-petits, cette valeur étant légèrement supérieure à proximité des sources ponctuelles d'exposition (annexe F, tableau F-3). Dans ces deux évaluations, le taux d'ingestion de sol plus élevé chez les tout-petits et les concentrations plus élevées dans le sol ont contribué à l'estimation globale plus élevée de l'apport pour les tout-petits dans ces régions (SARA 2008; Intrinsik 2010).

8.3.2 Produits de consommation

La présente évaluation quantifie l'exposition par voie orale et par inhalation, qui sont les voies pour lesquelles des effets critiques ont été constatés.

On ne s'attend à aucune toxicité cutanée, en raison de l'absence d'effets généraux dans les études de toxicité par voie cutanée, et de la faible absorption et de la faible bioaccessibilité du cuivre. L'exposition par voie cutanée n'a donc pas été quantifiée.

L'examen a tenu compte de diverses sources de données : les renseignements soumis à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada en vertu des avis de l'article 71 de la LCPE (voir l'annexe B), les déclarations soumises en vertu du *Règlement sur les cosmétiques* à Santé Canada pour le cuivre, la Base de données sur les produits de santé naturels homologués, la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels, la Base de données sur les produits pharmaceutiques, les bases de données publiquement disponibles et sur le Web (p. ex., CPID [modifié 2018]; CPCat 2017; Household Products Database 1993-2017), et les fiches de données de sécurité. Cet examen visait à identifier les produits pour lesquels il existe : a) un potentiel d'exposition orale par ingestion ou par mâchonnement de produits contenant du cuivre et b) un potentiel d'inhalation du cuivre par des aérosols ou des particules comprenant des poudres (non volatiles). Comme le cuivre n'est pas volatil, le potentiel de dégagement gazeux et d'émissions par les produits n'est pas applicable.

Le cuivre est présent dans des milliers de produits de consommation, y compris comme ingrédient médicinal et non médicinal dans les médicaments et produits de santé naturels, les cosmétiques, les produits ménagers, les textiles, les peintures, les adhésifs et les jouets pour enfants (CPID [modifié 2018], BDPP interne [modifié 2017], Guney et coll. 2014, BDIPSN [modifié 2019], courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 mai 2017; sans référence). Divers autres produits – produits de santé naturels, cosmétiques, matériaux d'arts et d'artisanat, produits de nettoyage, peintures et lubrifiants et jouets – peuvent tous entraîner une exposition directe des consommateurs pendant leur utilisation. Les autres sources, y compris le cuivre présent dans les matériaux de construction, sont plus susceptibles d'entraîner une exposition par ingestion de poussière domestique ou par inhalation de l'air intérieur,

et ces données sont saisies dans l'estimation de l'incorporation à partir des milieux naturels. Des scénarios d'exposition sentinelle (scénarios associés à l'exposition la plus élevée) ont été relevés, et ils permettent d'estimer l'exposition des consommateurs découlant de l'utilisation de produits contenant du cuivre lorsque l'exposition par inhalation ou par voie orale était prévue.

Exposition par voie orale

On a trouvé du cuivre dans divers matériaux d'arts et d'artisanat (y compris son utilisation dans les colorants, pigments ou encres d'impression), par exemple la peinture pour enfants, la colle à paillettes, la pâte à modeler, les jouets visqueux, les crayons, les crayons de couleur, les marqueurs et les tampons encres (Guney et coll. 2014, MSDS 2009a, MSDS 2009b, MSDS 2016). Les enfants peuvent être exposés au cuivre lorsqu'ils jouent avec ces matériaux, par ingestion indirecte par mise à la bouche des mains ou d'un objet. L'ingestion indirecte de crayons de cire, de pâte à modeler et de peinture pour artisanat a été considérée comme scénarios d'exposition sentinelle pour les produits d'arts et d'artisanat. Le scénario de peinture pour artisanat s'appliquerait également à d'autres scénarios de produits d'encrage, par exemple la mise à la bouche des mains après contact avec des marqueurs, des stylos, des encres d'impression ou des colorants. L'utilisation de crayons de cire et de pâte à modeler a été choisie comme scénario d'exposition sentinelle pour l'ingestion indirecte, car ces produits sont fréquemment utilisés par les jeunes enfants et sont facilement mordillés, mâchés ou fragmentés.

Plusieurs études récentes ont examiné les concentrations de cuivre dans les produits et jouets pour enfants (Guney et coll. 2014, Korfali et coll. 2013, Stone 2014). Guney et coll. (2014) ont mesuré le cuivre total et bioaccessible (par la salive) dans les jouets métalliques, les bijoux, les jouets en plastique, les jouets avec peinture, revêtement ou paillettes, et les jouets pliables achetés en Amérique du Nord. Le cuivre total, variant de 0,38 à 710 000 mg/kg (0,000038 à 71 %), était mesurable dans des objets tels que des fermetures éclair en métal ou des boutons présents sur des jouets que les enfants pouvaient sucer (Guney et coll. 2014). Les concentrations de cuivre bioaccessible ont été utilisées pour estimer l'exposition potentielle au cuivre provenant de la mise à la bouche de jouets métalliques, de bijoux, de jouets en plastique, de jouets avec peinture, revêtement ou paillettes ou de jouets pliables par les tout-petits (0,5 à 4 ans).

Le cuivre est présent comme ingrédient dans environ 2 000 produits cosmétiques déclarés à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques* (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 mai 2017; sans référence). Certains des produits cosmétiques les plus courants contenant du cuivre incluent les hydratants, le vernis à ongles, le maquillage, le shampooing, le revitalisant et les nettoyants. Les concentrations déclarées varient de moins de 0,1 % à une fourchette de 30 à 100 %. Deux scénarios d'exposition sentinelle

avec un potentiel d'exposition orale ont été relevés pour les cosmétiques : l'exposition orale par le rouge à lèvres ou le baume à lèvres, et l'exposition orale par le dentifrice (sans fluorure).

Le cuivre et ses composés figurent sur la liste des ingrédients dans environ 3 900 produits de santé naturels homologués comme ingrédients médicinaux et non médicinaux. La majorité de ces produits contiennent du cuivre comme ingrédient médicinal dans les multivitamines et les suppléments minéraux (BDPSNH [modifié 2018]). Selon Statistique Canada, 44 % des Canadiens ont déclaré avoir pris des multivitamines ou des suppléments minéraux (Statistique Canada [modifié 2017]). Cela peut représenter une proportion importante de l'apport quotidien chez ces personnes. La présence du cuivre est permise dans les multivitamines et les suppléments minéraux à des doses allant de 0,035 à 0,7 mg/j pour les enfants de 1 à 3 ans et allant jusqu'à 8 mg/j dans les produits destinés aux adultes. Il est interdit dans les produits destinés aux nourrissons de 0 à 12 mois (Santé Canada [modifié 2018b]). Les cinq multivitamines et suppléments minéraux les plus vendus contiennent un maximum de 1 mg/j (courriel de la Direction des aliments, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 janvier 2018; sans référence). Des composés contenant du cuivre sont également présents dans les produits de santé naturels comme ingrédients non médicinaux, souvent comme colorants. Parmi les exemples de produits qui contiennent du cuivre comme ingrédient non médicinal, mentionnons les multivitamines et suppléments minéraux, les remèdes à base de plantes médicinales, les comprimés pour soutien immunitaire et diverses crèmes avec facteur de protection solaire (FPS).

Les estimations de l'apport oral d'après les scénarios d'exposition sentinelle donnant les apports les plus élevés sont présentées dans le tableau 8-2 ci-dessous. De plus amples renseignements sur les algorithmes et les intrants du modèle sont présentés à l'annexe G. Les produits de santé naturels sont les seuls pour lesquels une exposition orale est prévue. Les autres scénarios d'exposition sentinelle représentent une exposition orale indirecte ou non intentionnelle.

Tableau 8-2. Exposition estimée potentielle intentionnelle et indirecte par voie orale due à l'utilisation de produits de consommation contenant du cuivre

Catégorie de produit	Scénario d'exposition	Groupe d'âge (années)	Exposition estimée ^a (mg/kg p.c./j)	Exposition estimée ^a (mg/lj)
Activités d'arts et artisanat	Utilisation de crayons de cire (ingestion indirecte)	Tout-petits (0,5 à 4 ans)	0,0015	0,023
Activités d'arts et artisanat	Utilisation de pâte à modeler (ingestion indirecte)	Tout-petits (0,5 à 4 ans)	0,0025	0,039
Activités d'arts et artisanat	Utilisation de peinture pour artisanat (ingestion indirecte)	Tout-petits (0,5 à 4 ans)	0,01	0,15
Jouets pour enfants	Nourrisson; tout-petit mâchouillant un jouet	Nourrissons; tout-petits (0 à 0,5; 0,5 à 4 ans)	0,012; 0,0059	0,092
Cosmétiques	Rouge à lèvres / baume à lèvres	Tout-petits (0,5 à 4 ans)	0,038	0,6
Cosmétiques	Brossage des dents avec du dentifrice (sans fluorure)	Tout-petits (0,5 à 4 ans)	0,00025	0,0038
Produits de santé naturels	Prise par voie orale de suppléments santé contenant du cuivre	Enfants (5 à 11 ans)	0,032	1

^a Pour de plus amples renseignements, voir l'annexe G.

Inhalation

Le cuivre a été trouvé dans une gamme de produits en aérosol dont l'utilisation pourrait entraîner une exposition par inhalation, y compris les produits de nettoyage, les cosmétiques, les peintures, les agents d'étanchéité et les lubrifiants (CPID [modifié 2018], CPISI 2018, courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 28 avril 2017; sans référence; MSDS 2015).

L'exposition a été estimée pour les produits cosmétiques pouvant présenter un risque d'exposition par inhalation (c.-à-d. préparés sous forme d'aérosols), y compris les fixatifs pour coiffure et les hydratants pour le visage en aérosol (communication personnelle, de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 mai 2017; sans référence). En outre, deux scénarios ont été modélisés pour représenter l'exposition potentielle par inhalation due à l'utilisation de produits de nettoyage et de peintures : l'utilisation d'un produit de nettoyage en aérosol et l'utilisation d'une peinture en aérosol (CPISI 2018, MSDS 2015).

Les concentrations atmosphériques de cuivre dues à l'utilisation de ces produits ont été modélisées à l'aide du modèle Consumer Exposure Web Model (ConsExpo Web 2016), un programme de modélisation informatique qui permet d'estimer l'exposition de la population générale aux produits de consommation courants. Les valeurs d'entrée du

modèle sont présentées à l'annexe E, y compris les améliorations apportées aux valeurs par défaut. Une concentration dans l'air, pondérée dans le temps sur 4 ou 6 heures, a été calculée d'après la durée d'exposition dans les études de toxicité retenues pour les scénarios d'inhalation aiguë à doses répétées (c.-à-d. 6 heures pour l'exposition fréquente ou répétée, et 4 heures pour l'exposition peu fréquente).

Tableau 8-3. Estimation des concentrations atmosphériques potentielles dues à l'utilisation de produits contenant du cuivre

Catégorie de produit	Scénario d'exposition	Groupe d'âge (années)	Exposition moyenne estimée par événement (mg/m ³)	Durée du scénario	Concentrations d'air pondérées dans le temps (mg/m ³), heures
Peinture	Utilisation de peinture en aérosol	Adultes (20 ans et +)	33	Utilisation peu fréquente	2,8, 4 h
Produits de nettoyage	Utilisation de désinfectant en aérosol	Adultes (20 ans et +)	0,00079 à 0,15	Utilisation quotidienne ou fréquente	0,00013 à 0,025, 6 h
Cosmétiques	Utilisation d'hydratant pour le visage en aérosol	Adultes (20 ans et +)	0,36	Utilisation quotidienne ou fréquente	0,005, 6 h

8.4 Caractérisation du risque pour la santé humaine

Les Canadiens peuvent être exposés aux substances contenant du cuivre provenant des milieux naturels, des aliments, de l'eau potable, et en raison de leur présence dans les produits de consommation. Des effets critiques sur la santé ont été relevés à la suite de l'exposition au cuivre par voie orale et par inhalation.

L'AMT de l'IOM a été choisie pour caractériser les risques à partir des estimations de l'apport oral quotidien qui comprend l'exposition aux aliments, à l'eau potable et aux milieux naturels (air, sol, poussière), ainsi que l'exposition aux produits de consommation. Cette approche est conforme au critère d'effet utilisé pour fixer les limites dans plusieurs programmes de Santé Canada, y compris les multivitamines et les suppléments minéraux (Santé Canada 2018b), les aliments enrichis (Santé Canada [modifié 2016]), les apports nutritionnels de référence (Santé Canada [modifié 2006]), et le calcul des valeurs toxicologiques de référence (VTR) et les Recommandations pour la qualité des sols pour le cuivre (Santé Canada [modifié 2013]; CCME 1997). L'AMT pour le cuivre est basée sur une étude menée chez des volontaires humains avec une DSENO de 10 mg/j (sous forme de supplément), sans ajustement additionnel pour tenir compte de l'apport alimentaire de fond (Pratt et coll. 1985). Par conséquent, il convient de noter que la DSENO serait légèrement plus élevée si l'exposition alimentaire de fond était prise en compte (c.-à-d. 10 mg/j plus environ 2 mg/j d'exposition alimentaire).

Les estimations de l'apport quotidien moyen de la population générale dû aux milieux naturels, aux aliments et à l'eau potable sont présentées dans le tableau 8-4

ci-dessous. Pour la population générale, l'apport quotidien total de cuivre est inférieur à l'AMT de l'IOM pour chaque groupe d'âge. Pour les Canadiens vivant près des sources ponctuelles de rejet (p. ex., mines, fonderies, affineries), les estimations de l'apport quotidien total (variant de 0,4 à 2,0 mg/j) étaient également inférieures à l'AMT de l'IOM (tableau F-3, annexe F). Les aliments (y compris le lait maternel et les boissons) constituent la principale source d'apport de cuivre pour le grand public et les personnes vivant dans les collectivités proches des sources ponctuelles de rejet. Le cuivre provenant d'autres milieux naturels (poussière, sol et air) ne représente pas plus de 10 % de l'apport quotidien total, tant dans la population générale que dans la population vivant à proximité des sources ponctuelles de rejet.

Tableau 8-4. Estimations de l'apport quotidien moyen et estimations des risques pour les Canadiens dus à l'exposition par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable

Groupe d'âge	Estimation de l'apport quotidien moyen (mg/j) ^a	AMT de l'IOM (mg/j) ^b	Dépassements de l'AMT de l'IOM (O/N)
0 à 6 mois (lait maternisé)	0,32 (0,61)	1	N
0,5 à 4 ans	0,83	1	N
5 à 11 ans	1,3	3 à 5	N
12 à 19 ans	1,7	5 à 8	N
20 à 59 ans	1,9	10	N
60 ans et +	1,2	10	N

Abréviations : O = oui, N = non.

^a Voir le tableau F-1 (annexe F) pour de plus amples renseignements.

^b L'AMT de l'IOM est basée sur des groupes d'âge différents des groupes d'âge standards de Santé Canada, présentés dans cette évaluation des risques. Lorsque les groupes d'âge ne correspondent pas, une fourchette est donnée pour englober les deux groupes d'âge de l'IOM.

^c L'IOM n'a pas calculé l'AMT pour les nourrissons; par conséquent, une AMT a été estimée pour les nourrissons âgés de 0 à 6 mois d'après un poids corporel ajusté (7 kg) à partir de la DSENO de 10 mg/j pour les adultes.

Le cuivre est présent dans de nombreux produits de consommation et des scénarios d'exposition sentinelle ont été formulés pour caractériser les risques pour la population générale dus à l'utilisation de produits contenant du cuivre. On a estimé l'exposition orale au cuivre, due à l'utilisation de produits pour arts et artisanat, de produits de santé naturels, de cosmétiques et de jouets pour enfants. Ces produits sont jugés représentatifs des produits typiques d'usage quotidien ou fréquent qui pourraient donner lieu à une exposition orale directe des consommateurs. Les estimations les plus élevées de l'exposition orale, établies à partir des scénarios d'exposition sentinelle, sont présentées dans le tableau 8-5. L'exposition orale due à l'utilisation de produits de consommation n'a pas donné lieu à des estimations de l'exposition dépassant l'AMT de l'IOM pour le cuivre.

Tableau 8-5. Estimations de l'exposition sentinelle orale et des risques dus aux produits de consommation contenant du cuivre

Catégorie	Scénario d'exposition	Estimation de l'exposition (mg/jour)	AMT de l'IOM (mg/j)	Dépassements (O/N)
Activités d'arts et artisanat	Tout-petit jouant avec de la peinture pour artisanat (ingestion indirecte)	0,15	1	N
Jouets pour enfants	Nourrisson / tout-petit mettant un jouet à la bouche	0,092	1	N
Cosmétiques	Tout-petits portant du rouge à lèvres ou du baume à lèvres (ingestion accidentelle)	0,6	1	N
Produits de santé naturels	Enfant consommant des multivitamines ou des suppléments minéraux	1	3 à 5	N

Abréviations : O = oui, N = non.

Des effets critiques sur la santé ont également été constatés à la suite de l'exposition par inhalation à des substances contenant du cuivre. Pour les scénarios d'exposition aiguë, une CMENO de 1 140 mg/m³ d'oxychlorure de cuivre (équivalent à 653 mg/m³ de cuivre élémentaire) a été choisie, et provenait d'une étude d'inhalation aiguë chez le rat dans laquelle des effets respiratoires transitoires (c.-à-d. fréquence respiratoire accrue, respiration laborieuse) ont été observés après une exposition de 4 heures à cette dose. Pour des scénarios d'exposition fréquente ou répétée, une CSENO de 2 mg/m³ (équivalent à 1,77 mg/m³ de cuivre élémentaire) a été choisie dans une étude d'inhalation de 4 semaines chez le rat (Kirkpatrick 2010, tel que cité dans OCDE 2014), étude dans laquelle des effets respiratoires réversibles ont été observés dans les poumons après l'administration d'oxyde de cuivre. Ces effets et critères d'effet ont été utilisés pour estimer le risque associé à l'exposition par inhalation, ce qui comprend l'air ambiant et les produits de consommation (voir le tableau 8-6).

Il existe un potentiel d'exposition par inhalation au cuivre présent dans la matière particulaire dans l'atmosphère pour la population générale et pour les personnes vivant près des sources ponctuelles de rejet, comme les mines, les fonderies et les affineries. En outre, des scénarios d'exposition par inhalation au cuivre provenant de l'utilisation de produits de nettoyage, de cosmétiques et de peintures ont été trouvés. Ces estimations de l'exposition sont jugées prudentes, car elles sont basées sur une biodisponibilité de 100 %, ce qui n'est probablement pas le cas pour certaines substances contenant du cuivre, comme le vert de phtalocyanine, un pigment présent dans les produits de nettoyage, et le cuivre présent dans les peintures métalliques. De plus, les valeurs par défaut suggérées par ConsExpo se traduisent par des estimations prudentes de concentrations atmosphériques élevées pour la peinture en aérosol (ConsExpo Web 2016). Pour chaque scénario d'inhalation, on a calculé les marges d'exposition (ME) propres à la voie d'exposition en comparant la concentration dans l'air au critère d'effet critique. Le critère d'effet critique a été choisi en fonction de la durée

du scénario d'exposition (c.-à-d. exposition aiguë ou fréquente/répétitive) et les concentrations ont été converties en équivalents de cuivre élémentaire. Les scénarios d'exposition sentinelle et les ME sont présentés dans le tableau 8-6. Les effets respiratoires notés sont réversibles. Par conséquent, les ME calculées pour l'exposition par inhalation au cuivre sont jugées adéquates pour tenir compte de toute incertitude quant aux effets sur la santé et dans les bases de données sur l'exposition.

Tableau 8-6. Valeurs pertinentes de l'exposition par inhalation et des effets sur la santé pour le cuivre, et marges d'exposition, aux fins de détermination du risque

Catégorie	Durée : scénario d'exposition	Concentration dans l'air (mg/m ³) ^a	Niveau du critère d'effet (mg/m ³)	ME
Peintures et revêtements	Exposition aiguë : adultes utilisant de la peinture en aérosol	2,8, MPT sur 4 h	653 (CMENO pour les effets respiratoires)	233
Milieu environnemental (cuivre dans l'air)	Exposition continue : Canadiens pouvant être exposés à des concentrations élevées résultant de sources ponctuelles de rejet	0,00084, moyenne annuelle ^b	1,77 (CSENO pour les effets pulmonaires)	2 107
Produits de nettoyage	Exposition répétée / fréquente : adultes utilisant un désinfectant en aérosol	0,00013 à 0,025, MPT sur 6 h	1,77 (CSENO pour les effets pulmonaires)	71 à 13 615
Cosmétiques	Exposition répétée / fréquente : adultes utilisant un hydratant pour le visage en aérosol	0,005, MPT sur 6 h	1,77 (CSENO pour les effets pulmonaires)	354

^a Les estimations de l'exposition par les peintures, les produits de nettoyage et les cosmétiques sont des moyennes pondérées dans le temps, basées sur les concentrations atmosphériques prévues par ConsExpo (2016). Voir le tableau G-3 de l'annexe G pour de plus amples renseignements.

^b La concentration dans l'air est l'intervalle de confiance supérieur de 95 % de la concentration moyenne, basée sur un échantillonnage continu dans le cadre de la surveillance de l'air pendant un an (0,84 µg/m³, Intrinsik 2010).

8.5 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les plus importantes sources d'incertitude sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 8-7. Sources d'incertitude dans la caractérisation des risques

Source clé d'incertitude	Incidence
Les effets sur la santé relevés dans les études sur l'inhalation comme points de départ étaient localisés dans le système respiratoire et étaient réversibles. Cependant, on n'a pas trouvé de DSENO dans l'étude sur l'inhalation aiguë.	+/-
Certaines données d'entrée du modèle de produit en aérosol utilisé pour calculer les concentrations atmosphériques étaient pertinentes.	+
L'évaluation a utilisé la concentration de cuivre la plus élevée trouvée pour les produits de nettoyage.	+

+ = Incertitude quant au potentiel de surestimation de l'exposition/risque; – = incertitude quant au potentiel de sous-estimation du risque d'exposition; +/- = potentiel inconnu de surestimation ou de sous-estimation du risque.

Il existe une incertitude quant à la concentration de cuivre et de substances contenant du cuivre dans les produits de nettoyage. Une fourchette allant jusqu'à 5 % de composés de cuivre a été rapportée. Cependant, il s'agit probablement d'une surestimation, car on n'a trouvé aucun aérosol ou produit de nettoyage en aérosol contenant une concentration de 5 %. Si on utilise la concentration maximale, le risque potentiel pourrait être surestimé.

9. Conclusion

Compte tenu de toutes les sources de données disponibles présentées dans cette ébauche d'évaluation préalable, il existe un risque que le cuivre et ses composés soient nocifs pour les organismes. Il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que le cuivre et ses composés satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est également proposé de conclure que le cuivre et ses composés répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Références

Allison JD, Allison TL. 2005. Partition coefficients for metals in surface waters, soil, and waste. Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. (Disponible en anglais seulement.)

Araya M, McGoldrick MC, Klevay LM, Strain JJ, Robson P, Nielsen F, Olivares M, Pizarro F, Johnson LA and Poirier KA. 2001. Determination of an acute no-observed-adverse-effect level (NOAEL) for copper in water. *Regul Toxicol Pharmacol.* 34(2):137-145. (Disponible en anglais seulement.)

Araya M, Olivares M, Pizarro F, González M, Speisky H, Uauy R. 2003. Gastrointestinal symptoms and blood indicators of copper load in apparently healthy adults undergoing controlled copper exposure. *Am J Clin Nutr.* 77(3):646-650. (Disponible en anglais seulement.)

ARCHE Consulting. 2017. Soil PNEC calculator. December 2017. Belgium: ARCHE. [cite en décembre 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. Toxicological profile for copper. Atlanta (GA): US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté en 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Barwick M, Maher W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW. Australia *Mar Environ Res.* 56:471-502. (Disponible en anglais seulement.)

[BC MOE] British Columbia Ministry of Environment. 2017. Mount Polley Tailings Breach. Directives, Alerts & Incident Information. (BC): British Columbia [consulté en octobre 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Bertinato J, Zouzoulas A. 2009. Considerations in the development of biomarkers of copper status. *J AOAC Int.* 92(5):1541-1550. (Disponible en anglais seulement.)

Besser JM, Brumbaugh WG, May TW, Church SE, Kimball BA. 2001. Bioavailability of metals in stream food webs and hazards to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the upper Animas River watershed, Colorado. *Arch Environ Contam Toxicol.* 40:48-59. (Disponible en anglais seulement.)

Boone C, Jervais G, Luukinen B, Buhl K, Stone D. 2012. Copper Sulfate Technical Fact Sheet; National Pesticide Information Center. Oregon State University Extension Services. [consulté en janvier 2018] (Disponible en anglais seulement.)

Borgmann U, Norwood WP, Dixon DG. 2004. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyalella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. *Environ Pollut.* 131:469-484. (Disponible en anglais seulement.)

Boros K, Fortin D, Jayawardene I, Chénier M, Levesque C, Rasmussen PE. 2017. Comparison of gastric versus gastrointestinal PBET extractions for estimating oral bioaccessibility of metals in house dust. *Int J Environ Res Public Health.* 14:92. (Disponible en anglais seulement.)

[BQMA] Banque de données sur la qualité du milieu aquatique [base de données]. 2015. Québec (Qué.), gouvernement du Québec. Les ensembles de données pour toutes les stations de surveillance des métaux ont été téléchargés. [Consulté en novembre 2015].

Brookins DG. 1988. Eh–pH diagrams for geochemistry. Berlin (DE): Springer-Verlag. p. 175. (Disponible en anglais seulement.)

Cain DJ, Luoma SN, Carter JL, Fend SV. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. *Can J Fish Aquat Sci.* 49:2141-2154. (Disponible en anglais seulement.)

Campbell PGC. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model. In: Tessier A, Turner DR, editors. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. Chichester (GB): John Wiley and Sons Ltd. p. 45-102. (Disponible en anglais seulement.)

Campbell PGC, Tessier A. 1996. Ecotoxicology of metals in the aquatic environment – geochemical aspects. In: Newman MC, Jagoe CH, editors. *Quantitative Ecotoxicology: A Hierarchical Approach*. Boca Raton (FL): Lewis Publishers. p. 11-58. (Disponible en anglais seulement.)

Canada. [modifié le 18 octobre 2018]. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). L.C. 1999, ch. 33, Gazette du Canada, Partie III, vol. 22, n° 3.

Canada. 1999. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). [HTML, XML, PDF] 1999. L.C., 1999, ch. 33, Gazette du Canada, Partie III, vol. 22, n° 3.

Canada, ministère de l'Environnement. 2012. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances [PDF], Gazette du Canada, Partie I, vol. 146, n° 48, supplément.

Canada, ministère de l'Environnement. 2017. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire de 2017, Gazette du Canada, Partie I, vol. 151, n° 2, p. 89-161.

Canada. [modifié le 18 octobre 2018]. Loi sur les pêches : Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants, C.P. 2002-987, le 1^{er} juin 2018, DORS/2002-222.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1997. Canadian Soil Quality Guidelines for Copper: Environmental and Human Health [PDF], Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement. PN 1270. (Disponible en anglais seulement.)

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999a. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique : Cuivre [PDF], Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999b. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine : Cuivre – Feuille d'information [PDF]. Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité [PDF]. Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement.

[CDA] Copper Development Association. 2017. Uses of Copper Compounds: General Uses. Copper Development Association Inc. [consulté en novembre 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[CET] Chemical Education Today. 2006. CLIP, Chemical Laboratory Information Profile (Copper) [PDF]. J Chem Ed. 83(10): 1460 [consulté en janvier 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, Tikhonov C. 2011. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats de la Colombie-Britannique (2008/2009), Prince George (C.-B.), University of Northern British Columbia.

Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Black A, Tikhonov C. 2012. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats du Manitoba (2010), Prince George (C.-B.), University of Northern British Columbia.

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Black A, Tikhonov C. 2014. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats de l'Ontario (2011/2012), Ottawa (Ont.), Université d'Ottawa.

Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, Tikhonov C. 2016. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN) : Résultats de l'Alberta, Ottawa (Ont.), Université d'Ottawa.

ChemIDplus [base de données]. 1993-. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [consulté le 5 juillet 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

Cheminfo Services Inc. 2013. Review of the characteristics of the water effluents and solid wastes from base metals smelting facilities. Final report. Markham (ON): Cheminfo Services Inc. [accès restreint]. Disponible en anglais seulement.

[ConsExpo Web] Consumer Exposure Web Model. 2016. Bilthoven (NL): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. [National Institute for Public Health and the Environment]. (Disponible en anglais seulement.)

Couillard Y, Grapentine LC, Borgmann U, Doyle P, Masson S. 2008. The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining. Environ Pollut. 156(3):1314-1324 [accès restreint]. (Disponible en anglais seulement.)

[CPCat] Chemical and Product Categories [base de données]. 2017. Ver. 04. Washington (DC): US Environmental Protection Agency. [mis à jour le 21 mai 2014; consulté en 2017]. [Base de données décrite dans Dionisio KL, Frame AM, Goldsmith MR, Wambaugh JF, Liddell A, Cathey T, Smith D, Vail J, Ernstoff AS, Fantke P, et al. 2015. Exploring consumer exposure pathways and patterns of use for chemicals in the environment. Toxicol Rep. 2:228-237.]. (Disponible en anglais seulement.)

[CPID] Consumer Product Information Database [base de données]. [modifié 2018]. DeLima Associates. [consulté le 14 décembre 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[CPISI] Cleaning Product Ingredient Safety Initiative [base de données]. [modifié 2018]. Evaluation for CI 74260 (CAS No. 1328-53-6). Washington (DC): American Cleaning Institute. [consulté le 5 mars 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

Danzeisen R, Araya M, Harrison B, Keen C, Solioz M, Thiele D, McArdle HJ. 2007. How reliable and robust are current biomarkers for copper status? *Br J Nutr.* 98(4):676-683. (Disponible en anglais seulement.)

Davis A, Sellstone C, Clough S, Barrick R, Yare B. 1996. Bioaccumulation of arsenic, chromium, and lead by fish: Constraints imposed by sediment geochemistry. *Appl Geochem.* 11: 409:423. (Disponible en anglais seulement.)

DeForest DK, Brix KV, Adams WJ. 2007. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat Toxicol.* 84:236-246. (Disponible en anglais seulement.)

Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Carlson AR, Ankley GT. 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ Sci Technol.* 26(1):96-101. (Disponible en anglais seulement.)

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. [modifié le 3 novembre 2017]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 9 novembre 2017].

Drummond JG, Aranyi C, Schiff LJ, Fenters JD, Graham JA. 1986. Comparative study of various methods used for determining health effects of inhaled sulfates. *Environ Res.* 41:514-528. (Disponible en anglais seulement.)

[EC] Commission européenne. 2013. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Copper and its inorganic compounds [PDF]. Luxembourg: Publications Office of the European Union. [consulté en mai 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[EC, SC] Environnement, Santé Canada. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation – Rejets des fonderies de cuivre de première et de deuxième fusion et des affineries de cuivre – Rejets des fonderies de zinc de première et de deuxième fusions et des affineries de zinc, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [modifié le 17 décembre 2017]

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016. Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) 2016 et 2017 [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2019b. Canadian Environmental Protection Act, 1999. Federal Environmental Quality Guidelines: Copper. Gatineau (Qué.). ÉBAUCHE (*en préparation*) [modifié le 29 octobre 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2017a. Données de la mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : Avis concernant les substances incluses dans la mise à jour de l'inventaire de 2017*. Données préparées par : Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation de substances chimiques, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en octobre 2017 02].

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. [modifié 2018 Oct 24]. Base de données des Substances enregistrées, Helinski (FI), ECHA. [consulté le 24 octobre 2017].

[ECI] European Copper Institute. 2008. Voluntary Risk assessment of copper, copper II sulphate pentahydrate, copper (I) oxide, copper (II) oxide, dicopper chloride trihydroxide. Brussels (BE): European Copper Institute (ECI). [consulté le 30 janvier 2015]. (Disponible en anglais seulement.)

[EEC Ltd & LAC Ltd] Ecoscape Environmental Consultants Ltd. & Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014. Lower Columbia River Aquatic Receiving Environment Monitoring Program for Teck Trail Operations. Annual Data Collection and Interpretation Report [PDF]. Kelowna (BC): Ecoscape Environmental Consultants Ltd. Ecoscape file No. 12-976.2. p. 449. (Disponible en anglais seulement.)

[EEM] Environmental Effects Monitoring. 2016. Measured concentrations of total copper in exposed and reference waterbodies collected under the Metal Mining Effluent Regulations from 2005 to 2015. Gatineau (Qué.), Environnement et Changement climatique Canada. [consulté le 26 juillet 2016]. [accès restreint]. La cliente m'a confirmé qu'elle s'occupera de cette notice une fois la traduction livrée. Elle n'a pas accès non plus à la base de données. SVP, laisser une note.

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2015. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for copper. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies. Parma (IT): EFSA. EFSA Journal. 13(10):4253. 51 pp. (Disponible en anglais seulement.)

Environnement Canada. 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for Copper. Scientific Supporting Document. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. (Disponible en anglais seulement.)

Environnement Canada. 2006. Code de pratiques écologiques – Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) [PDF], première édition, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

Environnement Canada. 2009. Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux [PDF], Environnement Canada [PDF], gouvernement du Canada.

Environnement Canada. 2013. Données de la Mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies en vertu du de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 : Avis modifiant l'Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure. Données préparées par : Environnement Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2013. Données sur les usines de traitement des eaux usées recueillies dans le cadre du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement du Plan de gestion des produits chimiques. Données recueillies de 2009 à 2012. Données non publiées. Gatineau (Qué.), Environnement Canada.

[CE] Commission européenne. 2013. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Copper and its inorganic compounds [PDF]. Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne. [consulté en mai 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

Farag AM, Woodward DF, Goldstein JN, Brumbaugh W, Meyer JS. 1998. Concentrations of Metals Associated with Mining Waste in Sediments, Biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and Fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Arch Environ Contam Toxicol*. 34(2):119-127. (Disponible en anglais seulement.)

Förstner U, Wittmann GTW. 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, 2nd ed. Berlin (DE): Springer. p. 532. (Disponible en anglais seulement.)

Foster PL. 1977. Copper exclusion as a mechanism of heavy metal tolerance in a green alga. *Nature* 269:322-323. (Disponible en anglais seulement.)

[SQES] Surveillance de la qualité de l'eau et de surveillance. 2014. Environnement et Changement climatique Canada. Données en ligne.

[SQES] Surveillance de la qualité de l'eau et de surveillance. 2016. Environnement et Changement climatique Canada. Application de cartographie Web. [accès restreint].

Gagné D, Blanchet R, Lauzière J, Vaissière E, Véniza C, Ayotte P, Déry S, O'Brien HT. 2012. Traditional food consumption is associated with higher nutrient intakes in Inuit children attending childcare centres in Nunavik. *Int J Circumpol Health*. 71:18401. (Disponible en anglais seulement.)

Garrett RG. 2005. Natural distribution and abundance of elements. In: Selinus O, editor. *Essentials of Medical Geology*. Amsterdam (NL): Elsevier Academic Press. p. 17-41. (Disponible en anglais seulement.)

Georgopoulos PG, Roy A, Opiekun RE, Liroy PJ, Yonone-Liroy MJ. 2002. *Environmental Dynamics and Human Exposure to Copper*. Environmental Dynamics and Human Exposure Issues. Volume I. International Copper Association. ISBN 0-943642-12-13. (Disponible en anglais seulement.)

Gobeil C, Rondeau B, Beaudin L. 2005. Contribution of municipal effluents to metal fluxes in the St. Lawrence River. *Environ Sci Technol* 39: 456-464. (Disponible en anglais seulement.)

Gouvernement de l'Ontario. [modifié le 28 juillet 2017]. Environmental Protection Act: O. Reg. 560/94 Effluent Monitoring and Effluent Limits – Metal Mining Sector. R.S.O. 1990, c. E.19. (Disponible en anglais seulement.)

Grosell M, Wood CM. 2002. Copper uptake across rainbow trout gills: mechanisms of apical entry. *J Exp Biol*. 205:1179-1188. (Disponible en anglais seulement.)

Guney M, Nguyen A, Zagury GJ. 2014. Estimating children's exposure to toxic elements in contaminated toys and children's jewellery via saliva mobilization. *J Environ Sci Health, A*. 49:1218-1227. (Disponible en anglais seulement.)

Haluschak P, Eilers RG, Mills GF, Grift S. 1998. Status of selected trace elements in agricultural soils of southern Manitoba [PDF] Technical Report 1998-6E. Winnipeg (MB): Land Resource Unit, Brandon Research Centre, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada. (Disponible en anglais seulement.)

Harvey C, Mackay D, Webster E. 2007. Can the unit world model concept be applied to hazard assessment of both organic chemicals and metal ions? *Environ Toxicol Chem*. 26(10):2129-2142. (Disponible en anglais seulement.)

Harvey LJ, Dainty JR, Beattie JH, Majsak-Newman G, Wharf SG, Reid MD, Fairweather-Tait SJ. Copper absorption from foods labelled intrinsically and extrinsically with Cu-65 stable isotope. 2005. Eur J Clin Nutr. 59(3):363-368. (Disponible en anglais seulement.)

Harvey LJ, Majsak-Newman G, Dainty JR, Lewis DJ, Langford NJ, Crews HM, Fairweather-Tait SJ. 2003. Adaptive responses in men fed low- and high-copper diets. Br J Nutr. 90(1):161-168. (Disponible en anglais seulement.)

Harvey LJ, McArdle HJ. 2008. Biomarkers of copper status: a brief update. Br J Nutr. 99(3 Suppl):S10-S13. (Disponible en anglais seulement.)

Santé Canada. 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique – Le cuivre [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en février 2017 7].

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport non publié. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. (Disponible en anglais seulement.)

Santé Canada. 2009. PRVD2009-04 : Pesticides contenant du cuivre [PDF], Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en mars 2018].

Santé Canada. [modifié le 29 juin 2006]. Tableaux des Apports nutritionnels de référence, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en octobre 2017].

Santé Canada [modifié le 31 janvier 2011]. Apports alimentaires en contaminants et en autres produits chimiques chez les Canadiens, selon les groupes d'âge et le sexe, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en octobre 2017 11].

Santé Canada. 2012. Recommended Default Values for Personal Care Product Exposure Scenarios. Rapport non publié. Ottawa (Ont.), Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada. (Disponible en anglais seulement.)

Santé Canada. [modifié le 3 avril 2013]. L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en octobre 2017].

Santé Canada. [modifié le 18 mars 2015]. Batteries de cuisine à utiliser sans risque, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada [consulté en mars 2018].

Santé Canada [modifié le 26 février 2016]. Document d'orientation particulier à une catégorie – Autorisation de mise en marché temporaire : Aliments supplémentés, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada [consulté en janvier 2018].

Santé Canada. [modifié le 10 août 2017]. Résultats de l'établissement des priorités de la Liste révisée des substances commercialisées, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 5 décembre 2017].

Santé Canada. [modifié 2018a – 27 mars]. Le cuivre dans l'eau potable – Document technique pour consultation publique, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

Santé Canada [modifié 2018b – 2 novembre]. Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en novembre 2017].

Heijerick D, Van Sprang P, Nguyen L, De Schamphelaere K, Janssen C. 2005. Voluntary Risk Assessment Appendix Env F: Review of copper partitioning coefficients in the aquatic environment and processes causing the observed variation. Brussels (BE): European Copper Institute. (Disponible en anglais seulement.)

Horowitz, AJ. 1991. A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry. Doraville (GA): United States Geological Survey. 142 pp. Open-File Report 91-76. (Disponible en anglais seulement.)

Household Products Base de données [base de données]. 1993-2017. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [consulté en 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Hunter BA, Johnson MS. 1982. Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos*. 38:108-117. [cité dans ECI 2008]. (Disponible en anglais seulement.)

[ICSG] International Copper Study Group. 2017. The World Copper Factbook 2017 [PDF]. Lisbon (PT): ICSG. p. 64. (Disponible en anglais seulement.)

Intrinsik. 2010. Human health risk assessment of Flin Flon, Manitoba, and Creighton, Saskatchewan. Chapter 4: Detailed Human Health Risk Assessment Methodology [PDF]. Intrinsik Corp. [consulté en février 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[IOM] Institute of Medicine. 2001. Panel on Micronutrients. Dietary reference intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc. Washington (DC): National Academies Press. (Disponible en anglais seulement.)

[IOM] Institute of Medicine. 2006. Dietary Reference Intakes: The Essential Guide to Nutrient Requirements. Washington (DC): National Academies Press. (Disponible en anglais seulement.)

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 1998. Environmental Health Criteria 200: Copper. Geneva (CH): World Health Organization. [consulté en 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Janssen RPT, Peijnenburg WJGM, Posthuma K, Van Den Hoop MAGT. 1997. Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics. *Environ Toxicol Chem*. 16:2470-2478. (Disponible en anglais seulement.)

Kilgour & Associates Ltd. 2016. Estimating background concentration ranges data to inform ecological chemical risk assessments. Rapport non publié. Gatineau (Qué.), Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'évaluation écologique. (Disponible en anglais seulement.)

Kim SD, Huizhong MA, Allen HE, Cha DK. 1999. Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia*: effects of complexation kinetics. *Environ Toxicol Chem*. 18(11):2433-2437. (Disponible en anglais seulement.)

Kiplinger G. 1996. A 12-Day Dermal Range-Finding Study of K-Tea and Komeen in Rats: Final Report. Unpublished study. WIL Research Labs, LLC. WIL-157013: 95-030. p. 165. (Disponible en anglais seulement.)

Kirkpatrick D. 2010. A four-week inhalation toxicity study of cuprous oxide in Sprague Dawley rats with a time course evaluation and a 13-week recovery evaluation. WIL Research Labs, LLC. WIL-708003. [consulté le 5 janvier 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

Korfali SI, Sabra R, Jurdi M, Taleb RI. 2013. Assessment of toxic metals and phthalates in children's toys and clays. *Arch Environ Contam Toxicol*. 65(3):368-81. (Disponible en anglais seulement.)

Kuhnlein HV, Chan HM, Legge D, Barthelet V. 2002. Macronutrient, mineral and fatty acid composition of Canadian arctic traditional food. *J Food Comps Anal*. 15:545-566. (Disponible en anglais seulement.)

Kuhnlein HV, Receveur O. 2007. Local cultural animal food contributes high levels of nutrients for Arctic Canadian indigenous adults and children. *J Nutr*. 137:1110-1114. (Disponible en anglais seulement.)

Kuhnlein HV, Receveur O, Soueida R, Berti PR. 2008. Unique patterns of dietary adequacy in three cultures of Canadian Arctic indigenous peoples. *Public Health Nutr*. 11(4):349-360. (Disponible en anglais seulement.)

Kuhnlein HV, Receveur O, Soueida R, Egeland GM. 2004. Arctic indigenous peoples experience the nutrition transition with changing dietary patterns and obesity. *J Nutr*. 124:1447-1453. (Disponible en anglais seulement.)

Lane and Associates Ltd. 1990. Assessment of Existing Natural Wetlands Affected by Low pH, Metal Contaminated Seepages (Acid Mine Drainage). Halifax (NS): Lane and Associates Ltd. Project No. E-278. p. 58. (Disponible en anglais seulement.)

Laskowski R. 1991. Are the top carnivores endangered by heavy metal biomagnification? *Oikos*. 60(3): 387-390. (Disponible en anglais seulement.)

Laube VM, McKenzie CN, Kushner DJ. 1980. Strategies of responses to copper, cadmium, and lead by a blue-green and a green alga. *Can J Microbiol*. 26:1300-1311. (Disponible en anglais seulement.)

Linnik PM, Zubenko IB. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. *Lakes Reserv Res Manag*. 5:11-21. (Disponible en anglais seulement.)

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données]. [modifié 2018 Feb 06]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 9 avril 2018].

Lofts S, Tipping E. 2000. Solid-solution metal partitioning in the Humber Rivers: Application of WHAM and SCAMP. *Sci Total Environ*. 251/252: 381-399. (Disponible en anglais seulement.)

[AMC] L'Association minière du Canada. 2017. Faits et chiffres de l'industrie minière canadienne 2016. Ottawa (Ont.), L'Association minière du Canada, 124 p.

Mauceri C, Mishra S. 2014. Copper. In: Ferrante, M, Conti OG, Rasic-Milutinovic Z, Jovanovic D, editors. *Health Effects of Metals and Related Substances in Drinking Water*. London (GB): IWA Publishing, Alliance House, p. 50-52. (Disponible en anglais seulement.)

McGeer JC, Brix KV, Skeaff JM, DeForest DK, Brigham SI, Adams WJ, Green A. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for

hazard assessment of metals in the aquatic environment. Environ Toxicol Chem. 22(5):1017-1037. (Disponible en anglais seulement.)

McKeague JA, Desjardins JG, Wolynetz MS. 1979. Minor Elements in Canadian Soils [PDF]. Ottawa (Ont.), Direction de la recherche, Agriculture Canada. [consulté le 13 juillet 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Morgan TP, Grosell M, Gilmour KM, Playle RC, Wood CM. 2004. Time course analysis of the mechanism by which silver inhibits active Na⁺ and Cl⁻ uptake in gills of rainbow trout. Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol. 287:R234-R242. (Disponible en anglais seulement.)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2009a. Crayon – Aqua [PDF]. Warren (NJ): Horizon Group USA, Inc. [consulté le 5 mars 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2009b. Acrylic Paint – Teal [PDF]. Warren (NJ): Horizon Group USA, Inc. [consulté le 5 mars 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2015. Design Master Colortool Gold Series [PDF]. Boulder (CO): Design Master color tool, Inc. [consulté le 5 mars 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[MSDS] Material Safety Data Sheet. 2016. Play-Doh [PDF]. Pawtucket (RI): Hasbro Inc. [consulté le 5 mars 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. [modifié le 24 juillet 2013]. [consulté le 22 mars 2017].

[NCI] National Chemical Inventories [base de données]. 2012. Issue 2. Columbus (OH): American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. [consulté en juillet 2016]. [accès restreint] (Disponible en anglais seulement.)

[NCI] National Chemical Inventories Global [base de données]. [modifié 2018]. Columbus (OH): American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. [consulté en juillet 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. [modifié 2018 Nov. 2]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 15 mars 2017].

[PNSLTQE] Programme national de surveillance à long terme de la qualité de l'eau. 2016. Données de monitoring de la qualité de l'eau à long terme de Terre-Neuve et Labrador, Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 12 novembre 2017].

Nordberg GF, Fowler BA, Nordberg M. 2015. Handbook on the Toxicology of Metals. Fourth Edition. Boston (MA): Elsevier. Volume II: Specific Metals. (Disponible en anglais seulement.)

Norwood WP, Borgmann U, Dixon DG. 2007. Chronic toxicity of arsenic, cobalt, chromium and manganese to *Hyalella azteca* in relation to exposure and bioaccumulation. Environ Pollut. 147:262-272. (Disponible en anglais seulement.)

[RNCAN] Ressources naturelles Canada. [modifié le 15 mai 2017]. Production minérale du Canada, par province, 2015. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en février 2017].

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. [modifié le 16 février 2018] Ensembles de données de l'INRP : Cuivre (et ses composés) (NA – 06), Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. Résultats de recherche pour le cuivre (et ses composés). [consulté le 14 août 2017.]

Nriagu JO. 1979. A Global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*. 338:47-49. (Disponible en anglais seulement.)

O'Donohue J, Reid MA, Varghese A, Portmann B, Williams R. 1993. Micronodular cirrhosis and acute liver failure due to chronic copper self-intoxication. *Eur J Gastroenterol Hepatol*. 5:561-562. (Disponible en anglais seulement.)

O'Donohue J, Reid M, Varghese A, Portmann B, Williams R. 1999. A case of adult chronic copper self-intoxication resulting in cirrhosis. *Eur J Med Res*. 4(6):252. (Disponible en anglais seulement.)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2014. SIDS Initial Assessment Profile (SIAP): Copper and copper compounds [PDF]. CoCAM 6, 2014 October 30-03. [consulté en 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Olivares M, Pizarro F, Speisky H, Lönnerdal B, Uauy R. 1998. Copper in infant nutrition: safety of World Health Organization provisional guideline value for copper content of drinking water. *J Pediatr Gastroenterol Nutr*. 26(3):251-257. (Disponible en anglais seulement.)

Olivares M, Araya M, Pizarro F, Uauy R. 2001. Nausea threshold in apparently healthy individuals who drink fluids containing graded concentrations of copper. *Regul Toxicol Pharmacol*. 33(3):271-275. (Disponible en anglais seulement.)

[ON MOE] Ontario Ministry of Environment. 2004. Soil, Ground Water and Sediment Standards for Use Under Part XV.1 of the *Environmental Protection Act* [PDF]. Ottawa (ON): Queen's Printer for Ontario. [consulté en janvier 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

Pacyna JM, Pacyna EG. 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ Rev*. 9(4):269-298. (Disponible en anglais seulement.)

Pizarro F, Olivares M, Uauy R, Contreras P, Rebelo A, Gidi V. 1999a. Acute gastrointestinal effects of graded levels of copper in drinking water. *Environ Health Perspect*. 107(2):117-121. (Disponible en anglais seulement.)

Pizarro F, Olivares M, Gidi V, Araya M. 1999b. The gastrointestinal tract and acute effects of copper in drinking water and beverages. *Rev Environ Health*. 14(4):231-238. (Disponible en anglais seulement.)

Pizarro F, Olivares M, Araya M, Gidi V, Uauy R. 2001. Gastrointestinal effects associated with soluble and insoluble copper in drinking water. *Environ Health Perspect*. 109(9):949-952. (Disponible en anglais seulement.)

Pratt WB, Omdahl JL, Sorenson JR. 1985. Lack of effects of copper gluconate supplementation. *Am J Clin Nutr*. 42(4):681-682. (Disponible en anglais seulement.)

Princz et al. 2016. Estimation of Chemical Bioavailability to Soil Organisms with CMP Substances from the Medium Priority List: Comparison of the Toxicity of Copper Moieties. [accès restreint]. (Disponible en anglais seulement.)

Proulx CL, Kilgour BW, Francis AP, Bouwhuis RF, Hill JR. 2018. Using a conductivity-alkalinity relationship as a tool to identify surface waters in reference condition across Canada. *Water Qual Res J Can.* 50(2):1-10. (Disponible en anglais seulement.)

[RPCQE] Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau. [modifié 2018 Jan 5]. Base de données annuelles pour 2005-2012. Ottawa (Ont.), Imprimeur de la Reine pour l'Ontario.

Quinn MR, Feng XH, Folt CL, Chamberlain CP. 2003. Analyzing trophic transfer of metals in stream food webs using nitrogen isotopes. *Sci Total Environ.* 317(1-3):73-89. (Disponible en anglais seulement.)

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program [base de données]. 2016. Regional Aquatics Monitoring Program water quality data. Queried all parameters under conventional variables, dissolved metals, extractable metals, field, major ions, and total metals for 2005-2015. Regional Aquatics Monitoring Program. (Disponible en anglais seulement.)

Rashed MN. 2010. Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *J Hazard Mater.* 178(1):739-746. (Disponible en anglais seulement.)

Rasmussen PE, Subramanian KS, Jessiman BJ. 2001. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Sci Total Environ.* 267:125-140. (Disponible en anglais seulement.)

Rasmussen PE, Beauchemin S, Nugent M, Dugandzic R, Lanouette M, Chénier M. 2008. Influence of matrix composition on the bioaccessibility of copper, zinc, and nickel in urban residential dust and soil. *Hum Ecol Risk Assess.* 14:351-371. (Disponible en anglais seulement.)

Rasmussen PE, Levesque C, Chénier M, Gardner HD, Jones-Otaza H, Petrovic S. 2013. Canadian House Dust Study: Population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zinc inside urban homes. *Sci Total Environ.* 443:520-529. (Disponible en anglais seulement.)

Rasmussen et coll. 2016. Preliminary exposure data for five metals from 2014-2017 CMP(3) research. 15 février 2016. Ottawa (Ont.), Division de l'exposition et de la biosurveillance, Santé Canada [communication personnelle]. (Disponible en anglais seulement, données non publiées.)

Rauch JN, Pacyna JM. 2009. Earth's global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 23, GB2001, doi:10.1029/2008GB003376. (Disponible en anglais seulement.)

Reimann C, de Caritat P. 1998. Chemical elements in the environment. Berlin (DE): Springer-Verlag. p. 398. (Disponible en anglais seulement.)

Richardson MG, Garrett R, Mitchell I, Mah-Paulson M, Hackbarth T. 2001. Critical Review on Natural Global and Regional Emissions of Six Trace Metals to the Atmosphere [PDF]. Ottawa (Ont.), Risklogic Scientific Services, Inc. [consulté le 29 mai 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (National Institute for Public Health and the Environment). [modifié le 10 octobre 2018]. Cleaning Products Factsheet: Default parameters for estimating consumer exposure – updated version 2018 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No. 2016-0179. [consulté le 23 février 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (National Institute for Public Health and the Environment). 2008. Chemicals in Toys: A general methodology for assessment of chemical safety of toys with a focus on elements [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. report 320003001/2008 [consulté le 23 juin 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Rondeau B, Coss D, Gagnon P, Pham TT, Surette C. 2005. Hydrological and biogeochemical dynamics of the minor and trace elements in the St. Lawrence River. *Appl Geochem*. 20:1391-1408. (Disponible en anglais seulement.)

Rosko JJ, Rachlin JW. 1977. The effect of cadmium, copper, mercury, zinc and lead on cell division, growth and chlorophyll-a content of the chlorophyte *Chlorella vulgaris*. *Bull Torrey Bot Club*. 104:226-233. (Disponible en anglais seulement.)

[SARA] Sudbury Area Risk Assessment Group. 2008. Sudbury Area Risk Assessment Volume II – Chapter 4: Detailed Human Health Risk Assessment Methodology [PDF]. Final Report. Sudbury (ON): The SARA Group. [cité en mai 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Schlekat CE, McGeer JC, Blust R, Borgmann U, Brix KV, Bury N, Couillard Y, Dwyer RL, Luoma SN, Robertson S, Sappington KG, Schoeters I, Sijm DTHM. 2007. Bioaccumulation; hazard identification of metals and inorganic metal substances. In: Adams WJ, Chapman PM, editors. *Assessing the Hazard of Metals and Inorganic Metal Substances in Aquatic and Terrestrial Systems*. Pensacola (FL): SETAC Publications, CRC Press, p. 55-87. (Disponible en anglais seulement.)

Shutes B, Ellis B, Revitt M, Bascombe A. 1993. *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates*. Dallinger R, Rainbow PS, editors. Pensacola (FL): SETAC Publications, CRC Press. The use of freshwater invertebrates for the assessment of metal pollution in urban receiving water. p. 201-202. (Disponible en anglais seulement.)

Smith KS, Balistrieri LS, Todd AS. 2015. Using biotic ligand models to predict metal toxicity in mineralized systems. *Appl. Geochem*. 57:55-72. (Disponible en anglais seulement.)

Smolders E, McGrath S, Fairbrother A, Hale BA, Lombi E, McLaughlin M, Rutgers M, Van der Vliet L. 2007. Hazard identification approaches for metals and inorganic metal substances. In: Adams WJ, Chapman PM, editors. *Assessing the Hazard of Metals and Inorganic Metal Substances in Aquatic and Terrestrial Systems*. Pensacola (FL): SETAC Publications, CRC Press, p. 113-133. (Disponible en anglais seulement.)

Statistique Canada. [modifié le 20 juin 2017]. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes – Nutrition : Apports nutritionnels provenant des aliments et suppléments nutritifs. Diffusé à 8 h 30, heure de l'Est dans *Le Quotidien*, le mardi 20 juin 2017. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 6 décembre 2017].

Stauber JL, Florence TM. 1987. Mechanism of toxicity of ionic copper and copper complexes to algae. *Marine Biol*. 94:511- 519. (Disponible en anglais seulement.)

Stern BR, Solioz M, Krewski D, Aggett P, Aw TC, Baker S, Crump K, Dourson M, Haber L, Hertzberg R, Keen C, Meek B, Rudenko L, Schoeny R, Slob W, Starr T. 2007. Copper and human health: biochemistry, genetics, and strategies for modeling dose-response relationships. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* 10(3):157-222. (Disponible en anglais seulement.)

Stone A. 2014. Metals in Children's and Consumers. Products and Packaging Hazardous Waste and Toxics Reduction Program [PDF]. Olympia (WA): Washington State Department of Ecology. Publication no. 14-04-014. (Disponible en anglais seulement.)

Takeno N. 2005. Atlas of Eh-pH diagrams [PDF]. Tokyo (JP): National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. Geological Survey of Japan Open File Report No. 419. p 285. (Disponible en anglais seulement.)

Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Trace metal speciation in the Yamaska and St. Francois rivers (Quebec). *Can J Earth Sci.* 17(1): 90-105. (Disponible en anglais seulement.)

Timmermans KR, Van Hattum B, Kraak MHS, Davids C. 1989. Trace metals in a littoral food web: concentrations in organisms, sediment, and water. *Sci Total Environ.* 87/88: 477-494. (Disponible en anglais seulement.)

Tompkins EC. 1990. 90-Day Dermal Study in Rats with Copper Naphthenate. Ashland (OH): WIL Research Laboratories, LLC. Study No. WIL-153012. (Disponible en anglais seulement.)

[TOXNET] Toxicology Data Network [base de données]. 2017. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [consulté le 30 octobre 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

Turnlund JR, Keyes WR, Anderson HL, Acord LL. 1989. Copper absorption and retention in young men at three levels of dietary copper by use of the stable isotope ⁶⁵Cu. *Am J Clin Nutr.* 49:870-879. (Disponible en anglais seulement.)

Turnlund JR, Keen CL, Smith RG. 1990. Copper status and urinary and salivary copper in young men at three levels of dietary copper. *Am J Clin Nutr.* 51(4):658-664. (Disponible en anglais seulement.)

Turnlund JR, Keyes WR, Kim SK, Dmek JM. 2005. Long-term high copper intake: effects on copper absorption, retention, and homeostasis in men. *Am J Clin Nutr.* 81:822-828. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 1994. Drinking Water: Maximum Contaminant Level Goal and National Primary Drinking Water Regulation for Lead and Copper. *Federal Register.* 59(125):33860-33864. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. Aquatic Life Ambient Freshwater Quality Criteria – Copper. Washington (DC): U.S. EPA. EPA-822-R-07-001. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2009. Reregistration Eligibility Decision (RED) for Coppers: revised May 2009 [PDF]. Washington (DC): U.S. EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2011. Exposure Factors Handbook. 2011 Edition (Final Report). Washington (DC): US Environmental Protection Agency. EPA/600/R-09/052F, 2011. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2015. National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES): multi-sector general permit for storm water discharges associated with industrial activity (MSGP) [PDF]. Washington (DC): U.S. EPA. Appendix J – Calculating hardness in freshwater receiving waters for hardness dependent metals. p. J1-J2. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2017. Estimation Programs Interface Suite in OECD QSAR Toolbox for Grouping Chemicals into Categories, v. 4.1 for Windows. Bourgas (BG): Oasis Laboratory of Mathematical Chemistry. (Disponible en anglais seulement.)

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2018. Chemistry Dashboard. Washington (DC): U.S. EPA. [consulté en janvier 2018]. (Disponible en anglais seulement.)

van Hattum B, Timmermans KR, Govers HA. 1991. Abiotic and biotic factors influencing trace-metal levels in macroinvertebrates in freshwater systems. Environ Toxicol Chem. 10: 275-292. (Disponible en anglais seulement.)

van Ryswyk L, Anastasopoulos AT, Evans G, Sun L, Sabaliauskas K, Kulka R, Wallace L, Weichenthal S. 2017. Metro commuter exposures to particulate air pollution and PM_{2.5} – Associated elements in three Canadian cities: The Urban Transportation Exposure Study. Environ Sci Technol. 51(10): 5713-5720. (Disponible en anglais seulement.)

Wang WX. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. Mar Ecol Prog Ser. 243: 295-309. (Disponible en anglais seulement.)

Warren LA, Zimmerman AP. 1994. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper, and zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. Water Res. 28: 1921-1931. (Disponible en anglais seulement.)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 1996. Directives de qualité pour l'eau de boisson, 2^e éd., Volume 2, Critères d'hygiène et documentation à l'appui, Genève (CH), Organisation mondiale de la Santé.

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 1998. Environmental health criteria 200: Copper, Genève (CH), Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals. [consulté le 26 octobre 2017]. (Disponible en anglais seulement.)

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2004. Copper in drinking water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality [PDF]. Genève (CH), Organisation mondiale de la Santé. (Disponible en anglais seulement.)

Wickham P, van de Walle E, Planas D. 1987. Comparative effects of mine wastes on the benthos of an acid and alkaline pond. Environ Pollut. 44:83-99. 30. (Disponible en anglais seulement.)

Wijmenga C, Klomp LW. 2004. Molecular regulation of copper excretion in the liver. Proc Nutr Soc. 63(1):31-39. (Disponible en anglais seulement.)

Wilson R, Jones-Otazo H, Petrovic S, Bitchell I, Bonvalot Y, Williams D, Richardson MG. 2013. Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Hum Ecol Risk Assess.* 19(1):158-188. (Disponible en anglais seulement.)

Wyllie J. 1957. Copper poisoning at a cocktail party. *Am J Publ Health.* 47:617. (Disponible en anglais seulement.)

Zeitz BP, Dieter HH, Lakomek M, Schneider H, Kessler-Gaedtke B, Dunkelberg H. 2003. Epidemiological investigation on chronic copper toxicity to children exposed via the public drinking water supply. *Sci Total Environ* 302(1-3):127-144. (Disponible en anglais seulement.)

Annexes

Annexe A. Données sur l'identité des substances

Tableau A-1. Identité des substances – cuivre et ses composés

N° CAS	Nom sur la LIS ou la LRSC	Nom commun ou simplifié ^a	Catégorie de substance	Formule moléculaire ^b	Inventaire
137-29-1	Bis(diméthylthiocarbamate) de cuivre	Bis(diméthylcarbamodithioate) de cuivre(2+)	Organométalliques	C ₆ H ₁₂ CuN ₂ S ₄	LIS
142-71-2	Di(acétate) de cuivre	Acétate de cuivre	Sels organiques de métal	C ₂ H ₄ O ₂ .½Cu	LIS
527-09-3	Di-D-gluconate de cuivre	Gluconate de cuivre	Organométalliques	C ₁₂ H ₂₂ CuO ₁₄	LIS
866-82-0	Citrate de dicuivre	Citrate de cuivre	Sels organiques de métal	C ₆ H ₄ O ₇ .2Cu	LRSC
1111-67-7	Thiocyanate de cuivre	Thiocyanate de cuivre(I)	Matières inorganiques	CuSCN	LIS
1317-38-0	Oxyde de cuivre	Oxyde de cuivre (II)	Matières inorganiques	CuO	LIS
1317-39-1	Oxyde de cuivre	Oxyde de cuivre (I)	Matières inorganiques	Cu ₂ O	LIS
1317-40-4	Sulfure de cuivre	Sulfure de cuivre(II)	Matières inorganiques	CuS	LIS
1319-53-5	Malachite	Malachite	Matières inorganiques	CH ₂ Cu ₂ O ₅	LRSC
1328-51-4	Sel d'amine et de phtalocyanine, contenant du cuivre, disulfo	Solvent Blue 38	UVCB – sels organométalliques	C ₃₂ H ₁₂ CuN ₈ Na ₂ O ₆ S ₂	LIS
1328-53-6 ^c	Phtalocyanine contenant du cuivre, polychloro	Pigment vert 7	UVCB – organométalliques	C ₃₂ Cl ₁₆ CuN ₈	LIS
1337-20-8	Chlorophyllines, sel de cuivre potassium	Chlorophyllines, cuivre potassium sodium	UVCB – organométalliques	S.O.	LRSC
1338-02-9	Acides naphthéniques, sels de cuivre	Naphténate de cuivre	UVCB – sels organométalliques	2(C ₁₁ H ₇ O ₂)Cu	LIS
1344-73-6	Acide sulfurique, sel de cuivre, basique	Sulfate de cuivre	UVCB – matières inorganiques	CuH ₂ O ₈ S ₂	LIS
3251-23-8	Dinitrate de cuivre	Nitrate de cuivre	Matières inorganiques	Cu(NO ₃) ₂	LIS
7440-50-8	Cuivre	Cuivre élémentaire	Matières inorganiques	Cu	LIS
7447-39-4	Dichlorure de cuivre	Chlorure de cuivre(II)	Matières inorganiques	CuCl ₂	LIS

N° CAS	Nom sur la LIS ou la LRSC	Nom commun ou simplifié ^a	Catégorie de substance	Formule moléculaire ^b	Inventaire
7492-68-4	Acide carbonique, sel de cuivre	Acide carbonique, sel de cuivre	Matières inorganiques	CH ₂ O ₃ Cu	LRSC
7681-65-4	Iodure de cuivre	Iodure de cuivre	Matières inorganiques	CuI	LIS
7758-89-6	Chlorure de cuivre	Chlorure de cuivre(I)	Matières inorganiques	CuCl	LIS
7758-98-7	Sulfate de cuivre	Sulfate de cuivre(II)	Matières inorganiques	CuSO ₄	LIS
7798-23-4	Bis(orthophosphate) de tricuivre	Phosphate de cuivre	Matières inorganiques	Cu ₃ (PO ₄) ₂	LIS
11006-34-1	(2S-trans)-[18-Carboxy-20-(carboxyméthyl)-13-éthyl-2,3-dihydro-3,7,12,17-tétraméthyl-8-vinyl-21H,23H-porphine-2-propionato(5-)-N ²¹ ,N ²² ,N ²³ ,N ²⁴]cuprate(3-) de trisodium	Chlorophylline	Organométalliques	C ₃₄ H ₂₉ CuN ₄ Na ₃ O ₆	LIS
12222-04-7	C. I. Direct Blue 199	C. I. Direct Blue 199	Organométalliques	C ₃₂ H ₁₈ CuN ₉ NaO ₅ S ₂	LRSC
20427-59-2	Hydroxyde de cuivre	Hydroxyde de cuivre	Matières inorganiques	Cu(OH) ₂	LIS
22205-45-4	Sulfure de cuivre	Sulfure de cuivre(I)	Matières inorganiques	Cu ₂ S	LIS
22221-10-9	Acide 2-éthylhexanoïque, sel de cuivre	Éthylhexanoate de cuivre(II)	Sels organiques de métal	C ₈ H ₁₆ O ₂ .1/2Cu	LIS
26317-27-1	(SP-4-2)-[(7S,8S)-3-carboxy-5-(carboxyméthyl)-13-éthényl-18-éthyl-7,8-dihydro-2,8,12,17-tétraméthyl-21H,23H-porphine-7-propanoato(5-)-κN ²¹ ,κN ²² ,κN ²³ ,κN ²⁴]-cuprate(3-) de trihydrogène	S.O. / Chlorophylline de cuivre	Organométalliques	C ₃₄ H ₃₄ CuN ₄ O ₆	LRSC
28302-36-5	(2S-trans)-[18-Carboxy-20-(carboxyméthyl)-13-éthyl-12-formyl-2,3-dihydro-3,7,17-triméthyl-8-vinyl-21H,23H-porphine-2-propionato(5-)-N ²¹ ,N ²² ,N ²³ ,N ²⁴]cuprate(3-) de trisodium	S.O. / Chlorophylline de cuivre sodique	Organométalliques	C ₃₄ H ₂₉ CuN ₄ NaO ₇ (^c ₂)	LRSC
68084-48-0	Néodécanoate de cuivre(2++)	Néodécanoate de cuivre	Sels organiques de métal	C ₁₀ H ₂₀ O ₂ .xCu	LIS

N° CAS	Nom sur la LIS ou la LRSC	Nom commun ou simplifié ^a	Catégorie de substance	Formule moléculaire ^b	Inventaire
68512-13-0 ^c	Cuivre, [29H,31H-phtalocyaninato(2-)-N ²⁹ ,N ³⁰ ,N ³¹ ,N ³²]-, bromé, chloré	Phtalocyanine de cuivre bromée et chlorée	UVCB – organométalliques	S.O.	LIS
68987-63-3 ^c	Cuivre, [29H,31H-phtalocyaninato(2-)-N ²⁹ ,N ³⁰ ,N ³¹ ,N ³²]-, chloré	Phtalocyanine de cuivre chlorée	UVCB – organométalliques	S.O.	LIS
105883-51-0	Cuivre, bis[N-(acétyl- κ O)-L-méthioninato- κ O]-	Acétylméthionate de cuivre	Organométalliques	Cu(C ₇ H ₁₂ NO ₃ S) ₂	LRSC
131044-77-4	Cuivre, complexes de N-acétyl-L-tyrosine et de (S)-[2-(acétylamino)-3-(4-hydroxyphényl)-1-oxopropoxy]méthylsiloxanes à terminaison hydroxy	S.O.	UVCB – organométalliques	S.O.	LRSC
131044-78-5	Cuivre, complexes de (S)-[[[5-oxo-2-pyrrolidinyl)carbonyl]oxy]méthylsiloxanes et de 5-oxo-L-proline	Méthylsilanol de cuivre PCA	UVCB – organométalliques	S.O.	LRSC
147550-61-6	Hydroxyde de carbonate de cuivre	Hydroxyde de carbonate de cuivre	Matières inorganiques	CHCuO ₄	LRSC
LISC 10024-7 ^d	Alkyldithiophosphat e métallique	S.O.	UVCB – matières inorganiques	S.O.	LIS

S.O. : non disponible ou non applicable.

^a On peut obtenir une liste d'autres noms de ces composés chimiques (p. ex. leurs noms commerciaux) dans les National Chemical Inventories (NCI 2012).

^b Les formules moléculaires se trouvent dans NCI (2017) ou ChemIDplus (1993-).

^c Les substances ayant ces n°s CAS ne répondaient pas aux critères de catégorisation en vertu du paragraphe 73(1) de la LCPE; elles ont été jugées prioritaires en raison d'autres préoccupations pour la santé humaine.

^d N° d'accès 10024-7 sur la LIS confidentielle (LISC).

Annexe B. Quantités, activités et utilisations des substances contenant du cuivre pour lesquelles des renseignements ont été reçus conformément à la mise à jour de l'inventaire de la LIS, phase II

Tableau B-1. Résumé des renseignements sur les substances contenant du cuivre fabriquées et importées au Canada déclarées par les industries conformément aux phases 2 (2011) et 3 (2012 à 2015) de la mise à jour de l'inventaire de la LIS, en vertu de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2017a)

N° CAS	Nom commun ou simplifié	Nombre d'organisations déclarantes	Quantité totale fabriquée (kg)	Quantité totale importée (kg)
527-09-3	Gluconate de cuivre	< 4	0	250
1111-67-7	Thiocyanate de cuivre(I)	< 4	0	10 000 – 100 000
1317-38-0	Oxyde de cuivre (II)	15	34 649	10 000 – 100 000
1317-39-1	Oxyde de cuivre (I)	6	> 10 000 000	100 000 – 1 000 000
1317-40-4	Sulfure de cuivre(II)	6	> 10 000 000	> 10 000 000
1328-53-6	Pigment vert 7	36	0	237 250
1338-02-9	Naphténate de cuivre	4	100 000 – 1 000 000	10 000 – 100 000
1344-73-6	Sulfate de cuivre	< 4	1 000 000 – 10 000 000	0
3251-23-8	Nitrate de cuivre	4	0	2 970
7447-39-4	Chlorure de cuivre(II)	< 4	0	–154
7681-65-4	Iodure de cuivre	< 4	0	1 000 – 10 000
7758-98-7	Sulfate de cuivre(II)	7	1 000 000 – 10 000 000	100 000 – 1 000 000
12222-04-7	C. I. Direct Blue 199	< 4	0	160
20427-59-2	Hydroxyde de cuivre	< 4	100 000 – 1 000 000	1 000 000 – 10 000 000
22205-45-4	Sulfure de cuivre(I)	< 4	> 10 000 000	1 000 000 – 10 000 000
68084-48-0	Néodécanoate de cuivre	< 4	0	630
68512-13-0	Phtalocyanine de cuivre bromée et chlorée	< 4	0	1 000 – 10 000
68987-63-3	Phtalocyanine de cuivre chlorée	5	0	1 000 – 10 000
LISC ^a	Alkyldithiophosphates de métal	< 4	0	3 897

^a N° d'accès 10024-7 sur la LIS confidentielle (LISC).

Tableau B-2. Principales activités ou utilisations au Canada de substances contenant du cuivre pour l'année de déclaration 2011

N° CAS	Nom commun ou simplifié	Principale activité ou utilisation (code ^a)	Deuxième activité ou utilisation (code ^a)	Troisième activité ou utilisation (code ^a)
527-09-3	Gluconate de cuivre	Minéral	-	-
1111-67-7	Thiocyanate de cuivre(I)	RCC ^b	-	-
1317-38-0	Oxyde de cuivre (II)	RCC	Substances agricoles (non pesticides) (U004)	Auxiliaires technologiques, propres à la production de pétrole (U025)
1317-39-1	Oxyde de cuivre (I)	RCC	RCC	Pigments (U021)
1317-40-4	Sulfure de cuivre(II)	RCC	-	-
1328-53-6	Pigment vert 7	Pigments (U021)	Intermédiaires (U015)	Additifs pour peinture et revêtement (U034)
1338-02-9	Naphténate de cuivre	Additifs pour peinture et revêtement (U034)	Substances antiparasitaires (U061)	Adhésifs et produits d'étanchéité (U002); Lubrifiants et additifs pour lubrifiant (U017); pesticide
1344-73-6	Sulfate de cuivre	RCC	-	-
3251-23-8	Nitrate de cuivre	Additifs pour peinture et revêtement (U034)	Substances antiparasitaires (U061)	RCC
7447-39-4	Chlorure de cuivre(II)	Agents de placage et agents de traitement des surfaces (U023)	-	-
7681-65-4	Iodure de cuivre	RCC	-	-
7758-98-7	Sulfate de cuivre(II)	Intermédiaires (U015)	RCC	Matières premières dans les multivitamines et les multiminéraux
20427-59-2	Hydroxyde de cuivre	RCC	Sous-produit / déchet dangereux (-)	-
22205-45-4	Sulfure de cuivre(I)	RCC	Sous-produit / déchet dangereux (-)	-
68084-48-0	Néodécanoate de cuivre	Auxiliaires technologiques (U026)	-	-
68512-13-0	Phtalocyanine de cuivre bromée et chlorée	Pigments (U021)	-	-

N° CAS	Nom commun ou simplifié	Principale activité ou utilisation (code ^a)	Deuxième activité ou utilisation (code ^a)	Troisième activité ou utilisation (code ^a)
68987-63-3	Phtalocyanine de cuivre chlorée	Pigments (U021)	Substances de laboratoire (U033)	Additifs pour peinture et revêtement (U034)

^a: Code d'utilisation, de fonction ou de produit.

^b RCC = Renseignements commerciaux confidentiels.

Tableau B-3. Substances contenant du cuivre pour lesquelles aucun renseignement n'a été reçu pour les années de déclaration 2011 et 2012 à 2015

N° CAS	Nom commun ou simplifié	Catégorie de substance	Inventaire
137-29-1	Bis(diméthylcarbamodithioate) de cuivre(2+)	Organométalliques	LIS
142-71-2	Acétate de cuivre	Sels organiques de métal	LIS
866-82-0	Citrate de cuivre	Sels organiques de métal	LRSC
1319-53-5	Malachite	Matières inorganiques	LRSC
1328-51-4	Solvent Blue 38	UVCB – sels organométalliques	LIS
1337-20-8	Chlorophyllines, cuivre potassium sodium	UVCB – organométalliques	LRSC
7492-68-4	Acide carbonique, sel de cuivre	Matières inorganiques	LRSC
7758-89-6	Chlorure de cuivre(I)	Matières inorganiques	LIS
7798-23-4	Phosphate de cuivre	Matières inorganiques	LIS
11006-34-1	Chlorophylline	Organométalliques	LIS
22221-10-9	Éthylhexanoate de cuivre(II)	Sels organiques de métal	LIS
105883-51-0	Acétylméthionate de cuivre	Organométalliques	LRSC
131044-77-4	Méthylsilanol d'acétyltyrosinate de cuivre	UVCB – organométalliques	LRSC
131044-78-5	Méthylsilanol de cuivre PCA	UVCB – organométalliques	LRSC
147550-61-6	Hydroxyde de carbonate de cuivre	Matières inorganiques	LRSC

Annexe C. Rejets déclarés à l'INRP pour les années 2011 à 2015 pour le cuivre et ses composés

Les 15 principaux secteurs couverts par l'INRP (identifiés par les codes à 4 chiffres du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord [SCIAN]) sont énumérés dans le tableau C-1 et apparaissent par ordre décroissant selon le total des rejets sur place (c.-à-d. air, terre et eau). Les unités sont en tonnes de cuivre élémentaire.

Tableau C-1. Quinze principales plages de rejets déclarés ^a à l'Inventaire national des rejets de polluants pour le cuivre et ses composés, de 2011 à 2015 (en tonnes) ^b

Secteur industriel (SCIAN 4).	Aérien	Terre	Eau	Total (par année)
Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	161,4-211,7 ^c	0 ^d	2,4-3,3 ^c	164,3-214,7 ^c
Extraction de minerais métalliques	10,9-57,4	3,4-12,1 ^e	4,5-10,5 (20 730) ^f	23,4-73,8 (20 798) ^{e, f}
Réseaux d'eau, d'égout et autres	0-0,2	0	24,8-51,3	25-55,5
Usines de pâte à papier, de papier et de carton	4,7-8,7	0-8,8	0,3-0,4	5,1-14
Exploitation du charbon	0	0-12	0,1-0,2 (1,2) ^g	0,1-11,1 (12,1) ^g
Sidérurgie et fabrication de ferro-alliages	1,1-2,1	0	0,6-1,3	2,3-4,6
Production, transport et distribution d'électricité	0,2-1	0	0-1,6	0,5-2,6
Production et transformation d'alumine et d'aluminium	0-2,4	0	0	0,3-2,4
Fonderies	1,2-1,4 ^c	0	0 ^c	1,2-1,4 ^c
Fabrication de pièces pour véhicules automobiles	0,2-0,9	0	0	0,3-1
Fabrication d'autres produits métalliques	0	0	0	0-0,9
Services de défense	0,2-0,4	0 ^h	0	0,2-0,4 ^h
Fabrication d'aliments pour animaux	0 ⁱ	0	0	0 ⁱ
Fabrication d'articles de quincaillerie	0 ⁱ	0	0	0 ⁱ
Ateliers d'usinage, fabrication de produits tournés et fabrication de vis, écrous et boulons	0 ⁱ	0	0	0 ⁱ

^a La déclaration des données à l'INRP est assez complexe, notamment en ce qui concerne l'atteinte des seuils de déclaration et l'utilisation de diverses méthodes et sources de données acceptables pour estimer les quantités rejetées, éliminées et recyclées. Par conséquent, il existe des incertitudes dans les quantités déclarées. Les quantités éliminées sur place et hors site, ainsi que les quantités recyclées hors site, ne sont pas indiquées. Voir le document d'orientation sur les déclarations à l'INRP pour plus de détails (ECCC 2016).

^b Les valeurs sont arrondies à 0,1 tonne. Les données utilisées pour ce tableau sont à jour en date du 14 septembre 2017. Les installations peuvent mettre à jour les renseignements qu'elles déclarent à l'INRP et le font en tout temps. Par conséquent, une analyse similaire effectuée avec des versions différentes des données peut produire des résultats différents.

^c La majeure partie des rejets de cuivre par les « fonderies » provient de la fonderie Horne, dans le cadre de ses activités de fusion. Par conséquent, aux fins de la présente évaluation, les totaux de ces installations ont été soustraits des fonderies et ajoutés au SCIAN 4 : « Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium) ».

^d À l'exception des notes de bas de page additionnelles, un zéro indique soit l'absence de déclaration par une installation, soit une quantité nulle déclarée par au moins une installation, soit une quantité < 0,050 tonne qui est arrondie à zéro.

^e L'INRP exige que le cuivre contenu dans les résidus et les sous-produits soit inclus dans le calcul du seuil de déclaration, quelles que soient les concentrations de cuivre dans ces matières (y compris moins de 1 %). Toutes les quantités de cuivre rejetées, éliminées et transférées (à l'exception des quantités dans les stériles inférieures à 1 %) doivent ensuite être déclarées à l'INRP si le seuil de déclaration a été atteint. Cette exigence d'inclure tout le cuivre présent dans les résidus dans le calcul du seuil des produits fabriqués, traités ou autrement utilisés peut contribuer à une déclaration plus exhaustive par le secteur des mines de métaux, comparativement à d'autres secteurs. Voir ECCC (2016b) pour de plus amples renseignements.

^f La valeur entre parenthèses comprend 20 724 tonnes rejetées dans l'eau à la suite du déversement (rupture de digue) par Imperial Metals Corporation (mine Mount Polley) en 2014.

^g La valeur entre parenthèses comprend 1 tonne rejetée dans l'eau à la suite du déversement (rupture de digue) par Coal Valley Resources Inc. (mine Obed Mountain) en 2013.

^h Une quantité de 159,4 à 273,7 tonnes a été considérée comme rejets temporaires sur le sol, qui seront éventuellement déclarés à titre de quantité éliminée ou recyclée hors site. Par conséquent, la quantité sera mise à zéro dans l'INRP et est considérée comme nulle dans la présente évaluation.

ⁱ Selon l'INRP, il peut être raisonnable d'exclure ces valeurs (totalisant 39,4 tonnes dans l'air), car elles représentent probablement des erreurs de déclaration. Par conséquent, la quantité sera mise à zéro par l'INRP et est considérée comme telle dans la présente évaluation.

^j Des quantités de 857 tonnes (fabrication d'articles de quincaillerie) et de 56,3 tonnes (ateliers d'usinage), ces deux quantités ayant été rejetées dans l'air, ont été déclarées par la même installation en 2012 (déclarations en vertu de deux catégories du SCIAN 4) et concernent très probablement des transferts hors site pour recyclage, mais n'ont pas encore été mises à zéro par l'installation. Les valeurs pour les années plus récentes (c.-à-d. 2014 et 2015) ont été corrigées à zéro. Par conséquent, la quantité prise en compte dans la présente évaluation est nulle.

Annexe D. Propriétés physico-chimiques et devenir dans l'environnement

Tableau D-1. Propriétés physico-chimiques du cuivre et de ses composés

N° CAS ^g	Nom commun ou simplifié	Catégorie de substance dans la LIS	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg·L ⁻¹ H ₂ O)	Log K _{ow}
137-29-1	Bis(diméthylcarbamodithioate) de cuivre(2+)	Organométalliques	303,98	S.O.	1,23 ^d
142-71-2	Acétate de cuivre	Sels organiques de métal	181,64	7,62 x 10 ⁻⁴ ; 7,65 x 10 ⁻⁴ ; 7,63 x 10 ⁻⁴ au pH 5,1, 20,0 °C ^a	S.O.
527-09-3	Gluconate de cuivre	Organométalliques	453,84	3,00 x 10 ⁻⁵ à 25 °C ^b	-7,51 ^c
866-82-0	Citrate de dicuivre	Sels organiques de métal	315,18	S.O.	S.O.
1111-67-7	Thiocyanate de cuivre(I)	Matières inorganiques	121,63	S.O.	S.O.

N° CAS ^a	Nom commun ou simplifié	Catégorie de substance dans la LIS	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg·L ⁻¹ H ₂ O)	Log K _{oe}
1317-38-0	Oxyde de cuivre (II)	Matières inorganiques	79,54	> 230 au pH 5,1-5,5, 0,394 au pH 6, 0,01 au pH 9, à 20 °C pour tous ^a	S.O.
1317-39-1	Oxyde de cuivre (I)	Matières inorganiques	143,08	2,86 x 10 ⁴ au pH 4, 0,639 au pH 6,5-6,6, 0,539 au pH 9,7-9,8 à 20 °C pour tous ^a	S.O.
1317-40-4	Sulfure de cuivre(II)	Matières inorganiques	95,6	0,33 à 20 °C ^c	S.O.
1319-53-5	Malachite	Matières inorganiques	221,11	S.O.	S.O.
1328-51-4	Solvent Blue 38	UVCB – sels organométalliques	778,15	4 116 à 28 °C ^a	3,86 ^{c,e}
1328-53-6	Pigment vert 7	UVCB – organométalliques	1 094,76	0,001-0,003 at 23 °C ^a	-0,4 ^{c,e}
1337-20-8	Chlorophyllines, sel de cuivre potassium	UVCB – organométalliques	S.O.	S.O.	S.O.
1338-02-9	Naphténate de cuivre	UVCB – sels organométalliques	405,9	S.O.	4,1 ^c
1344-73-6	Sulfate de cuivre	UVCB – matières inorganiques	257,69	S.O.	S.O.
3251-23-8	Nitrate de cuivre	Matières inorganiques	187,56	1,38 x 10 ⁶ à 20 °C, 1,45 x 10 ⁶ à 25 °C ^a	S.O.
7440-50-8	Cuivre élémentaire	Matières inorganiques	63,55	192 au pH 4, 0, 27 au pH 7, 0,13 au pH 9, à 20 °C pour tous ^a	S.O.
7447-39-4	Chlorure de cuivre(II)	Matières inorganiques	134,45	2,57 x 10 ⁶ à 25 °C ^a	S.O.
7492-68-4	Acide carbonique, sel de cuivre	Matières inorganiques	125,57	S.O.	S.O.
7681-65-4	Iodure de cuivre	Matières inorganiques	190,45	0,2 à 20 °C ^a	S.O.
7758-89-6	Chlorure de cuivre(I)	Matières inorganiques	99,0	47 à 20 °C ^a	S.O.
7758-98-7	Sulfate de cuivre(II)	Matières inorganiques	159,61	2,2 x 10 ⁵ à 25 °C ^a	S.O.
7798-23-4	Phosphate de cuivre	Matières inorganiques	380,58	S.O.	S.O.
11006-34-1	Chlorophylline	Organométalliques	722,13	S.O.	6,14 ^d

N° CAS ^g	Nom commun ou simplifié	Catégorie de substance dans la LIS	Masse moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg·L ⁻¹ H ₂ O)	Log K _{oe}
12222-04-7	C. I. Direct Blue 199	Organométalliques	S.O.	S.O.	S.O.
20427-59-2	Hydroxyde de cuivre	Matières inorganiques	97,56	3,98 x 10 ⁴ au pH 4, 0,506 au pH 6,5, 0,25 au pH 10, à 20 °C pour tous ^a	S.O.
22205-45-4	Sulfure de cuivre(I)	Matières inorganiques	159,16	10 à 20 °C ^a	S.O.
22221-10-9	Éthylhexanoate de cuivre(II)	Sels organiques de métal	349,95	S.O.	S.O.
68084-48-0	Néodécanoate de cuivre	Sels organiques de métal	406,06	S.O.	S.O.
68512-13-0	Phtalocyanine de cuivre bromée et chlorée	UVCB – organométalliques	S.O.	0,001-0,003 à 23 °C ^a	-0,4 ^{c,e}
68987-63-3	Phtalocyanine de cuivre chlorée	UVCB – organométalliques	S.O.	0,001-0,003 à 23 °C ^a	-0,4 ^{c,e}
105883-51-0	Cuivre, bis[N-(acétyl-κO)-L-méthioninato-κO]-	Organométalliques	444,03	S.O.	S.O.
131044-77-4	Cuivre, complexes de N-acétyl-L-tyrosine et de (S)-[2-(acétylamino)-3-(4-hydroxyphényl)-1-oxopropoxy]méthylsiloxane s à terminaison hydroxy	UVCB – organométalliques	S.O.	S.O.	S.O.
131044-78-5	Cuivre, complexes de (S)-[[[(5-oxo-2-pyrrolidinyl)carbonyl]oxy]m éthylsiloxanes et de 5-oxo-L-proline	UVCB – organométalliques	S.O.	S.O.	S.O.
147550-61-6	Hydroxyde de carbonate de cuivre	Matières inorganiques	140,56 ^f	S.O.	S.O.
No LIS 10024-7	Alkyldithiophosphates de métal	UVCB – organométalliques	S.O.	S.O.	S.O.

S.O. : non disponible ou non applicable.

^a ECHA (2017)

^b U.S. EPA (2017)

^c TOXNET (2017)

^d Canadien LIS (2017)

^e Log P_{oe} à 23 °C

^f U.S. EPA (2018)

^g Le n° CAS est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire aux rapports au gouvernement fédéral lorsque des renseignements ou des rapports au gouvernement fédéral sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

Tableau D-2. Coefficients de partage pour le cuivre

Coefficient de partage	Valeur	Référence
Sol-eau (Log K _{se})	min.-max. : 1,924 – 3,497 médiane : 3,08	Allison et Allison 2005; Harvey et coll. 2007; Janssen et coll. 1997
Sédiments-eau (Log K _{sde})	min.-max. : 3,579 – 5,532 médiane : 4,571	Allison et Allison 2005; Besser et coll. 2001; Borgmann et coll. 2004; Cain et coll. 1992; Davis et coll. 1996; Harvey et coll. 2007; Shutes et coll. 1993; Timmermans et coll. 1989; van Hattum et coll. 1991; Wickham et coll. 1987
Particules en suspension-eau (Log K _{pse})	min.-max. : 4,41 – 5,03 médiane : 4,733	Allison et Allison 2005; Gobeil et coll. 2005; Harvey et coll. 2007; Lofts et Tipping 2000; Rondeau et coll. 2005; Warren et Zimmerman 1994

Annexe E. Concentrations de fond et facteurs modifiant la toxicité

Tableau E-1. Concentrations totales de cuivre dans les écozones canadiennes et les Grands Lacs

Région	Taille de l'échantillon	Plage (µg Cu _T /L)	Médiane (µg Cu _T /L)
Maritime de l'Atlantique ^a	12	0,400-0,700	0,500
Cordillère boréale	302	0,210-45,5	1,09
Plaines boréales	647	0,050-24,3	0,58
Bouclier boréal	1 970	0,000623-2270	1,05
Plaines à forêts mixtes	5 145	0,000145-37,5	0,816
Cordillère montagnarde	1 950	0,0100-32,8	0,51
Maritime du Pacifique	1 468	0,210-19,2	0,79
Prairies	412	0,400-162	1,94
Taïga de la Cordillère	22	0,930-15,5	1,96
Taïga du Bouclier	162	0,100-1,32	0,450
Lac Érié	106	0,770-4,46	0,995
Lac Ontario	165	0,660-2,85	0,800
Lac Supérieur	83	0,620-1,65	0,760

^a Les concentrations totales de cuivre ne sont pas disponibles pour l'écozone Atlantique-Maritimes et par conséquent, les concentrations médianes de cuivre dissous ont été déclarées.

Tableau E-2. Facteurs modifiant la toxicité pour les écozones canadiennes et les Grands Lacs, utilisés pour le calcul des CESE

Région	Taille de l'échantillon pour la dureté	Moyenne géométrique de la dureté totale (mg/L)	Taille de l'échantillon pour le pH	Moyenne du pH	Taille de l'échantillon pour le COD	Moyenne géométrique du COD (mg/L)
Maritime de l'Atlantique	5	32	110	7,2	35	4,4
Cordillère boréale	305	79	283	8,0	210	1,5
Plaines boréales	643	120	656	8,0	486	19
Bouclier boréal	1 655	40	1 981	7,8	1 009	7,4

Plaines à forêts mixtes	4 941	150	5 154	8,3	1 394	5,3
Cordillère montagnarde	1 936	61	1 858	7,9	1 070	1,2
Maritime du Pacifique	1 490	19	1 475	7,3	837	1,4
Prairies	369	260	420	8,2	20	10
Taïga de la Cordillère	22	110	22	8,0	20	10
Taïga du Bouclier ^a	175	7,4	176	6,9	160	3,6
Lac Érié	362	118	1 666	8,03	560	2,5
Lac Ontario	305	125	1 990	7,98	260	2,3
Lac Supérieur	46	45,3	1 150	7,60	79	1,6

^a Les mines de métaux dans les écozones de l'Arctique Nord et de l'Arctique Sud ont utilisé les données de l'écozone du Bouclier de la Taïga pour le COD.

Tableau E-3. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour 10 installations assujetties au REMMMD, de 2011 à 2015 (ESEE 2016; tableau D-2)

Installation	Surface type	Plage de la dureté totale (mg/L)	Plage du pH	Plage du COD (mg/L)	Plage de la température (°C)	Plage des CESE ^a (µg/L)	CESE médiane (µg/L)	Type de données FMT ^b
1	Exposition	9,20-610	4,25-7,20	2,6-12	0,900-21,7	0,20-9,4	0,86	S, E
1	Référence	13,0-24,0	6,66-9,22	3,5-9,8	0,50-22,0	0,96-12	3,6	S, E
2	Exposition	31,6-189	6,95-7,89	1,4	2,60-16,4	0,59-2,8	1,8	S, E
2	Référence	6,62-19,2	6,01-8,08	1,4	0,700-14,7	0,20-1,56	0,72	S, E
3	Exposition	261-1930	7,10-8,05	3,7-21	0,400-25,1	9,3-72	26	S, E
3	Référence 1	39,4-58,7	6,70-8,01	14-21	0-25,0	4,6-33	24	S
3	Référence 2	16,5-30,0	6,50-8,30	8,0-12	0-25,1	1,8-17	8,4	S
4	Exposition	227-968	6,40-8,00	7,4	5,40-21,4	2,1-30	15	S, E
4	Référence 1	39,4-58,7	6,70-8,01	13-21	0-25,0	1,9-17	24	S
4	Référence 2	16,6-49,3	6,7-8,2	8,9-12	0-24,5	1,9-17	8,5	S
5	Exposition	108-730	6,60-7,49	7,4	0,06000-21,4	3,2-15	7,3	S, E
5	Référence	8,00-33,0	6,05-6,60	7,4	0,350-20,5	0,39-1,1	0,63	S, E
6	Exposition	35,7-517	6,80-7,85	7,4	0,800-22,6	2,2-20	12	S, E
6	Référence	32,1-178	6,85-7,97	7,4	0,430-24,5	2,4-19	13	S, E
7	Exposition	163-1 670	7,03-8,96	7,4	0,610-23,8	6,0-51	26	S, E
7	Référence	62,8-111	6,87-7,68	7,4	0,990-23,0	3,5-10	5,3	S, E
8	Exposition	150-1 800	6,22-7,70	7,4	3,90-22,1	1,2-23	9,3	S, E
8	Référence	8,00-36,0	5,02-7,17	7,4	1,30-18,0	0,20-4,3	1,0	S, E
9	Exposition	50,9-130	6,74-8,02	0,50-12	0-6,90	0,20-11	1,4	S
9	Référence	24,9-76,0	7,21-7,94	0,50-9,2	0-6,20	0,25-6,2	0,97	S
10	Exposition	0,370-455	6,90-7,50	2,4-4,2	0,400-20,4	2,1-8,0	4,7	S
10	Référence	12,8-24,1	6,50-7,60	2,3-3,1	0,200-18,4	0,27-2,7	2,0	S

^a Les limites du MLB sont de 5,5 à 8,75 pour le pH, de 7,9 à 525 mg/L pour la dureté, de 0,2 à 33,41 mg/L pour le COD et de 8,5 à 27 °C pour la température. Les valeurs à l'extérieur de cette plage sont remplacées par la limite inférieure ou supérieure, selon le cas.

^b Type de données FMT : S = données propres au site (ESEE 2016); E = moyenne géométrique de l'écozone pour la dureté ou le COD ou moyenne pour le pH ou la température (tableau D-2).

Tableau E-4. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour les eaux de surface dans les zones exposées et les zones de référence pour les fonderies et affineries de métaux communs (ESEE 2016, EEC Ltd & LAC Ltd 2014; tableau D-2)

Installation ^a	Surface type	Plage de la dureté totale (mg/L)	Plage du pH	Plage du COD (mg/L)	Plage de la température (°C)	Plage de CESE (µg/L) ^b	Type de données FMT ^c
1	Exposition	90,0-517	7,00-9,40	7,4	0,100-23,2	5,2-36	S, E
1	Référence	30,0-484	6,60-9,50	7,4	0,400-22,3	1,2-40	S, E
2	Exposition	275-501	6,40-7,60	7,4	2,00-21,9	2,7-18	S, E
2	Référence	19,2-375	6,41-7,40	7,4	1,00-21,2	1,2-6,8	S, E
3	Exposition	375-1 850	6,65-8,71	7,4	1,00-19,9	5,1-36	S, E
3	Référence	33,4-69,9	7,20-8,95	7,4	1,00-18,9	4,8-16	S, E
4	Exposition 1	0,500-1670	7,03-8,96	7,4	0,610-23,8	6,0-53	S, E
4	Référence 1	62,8-111	6,87-7,68	7,4	0,990-23,0	3,5-10	S, E
4	Exposition 2	35,7-517	6,80-7,85	7,4	0,800-22,6	2,2-20	S, E
4	Référence 2	32,1-178	6,85-7,97	7,4	0,430-24,5	2,4-19	S, E
5	Exposition	96,2-232	7,18-8,74	7,4	0,300-23,1	6,6-34	S, E
5	Référence	67,2-223	7,18-8,45	7,4	0,100-23,1	7,1-27	S, E
6	Exposition	54,8-77,9	6,95-8,29	1,2	8,5-15	0,58-2,3	S, E
6	Référence	53,9-74,9	7,10-8,6	1,2	8,5-15	0,72-2,2	S, E
7	Exposition	118	8,03	2,5	9,9	0,45-0,56	GL

^a Les installations 1 à 5 sont assujetties au REMMMD et les données présentées ont été recueillies dans le cadre du programme ESEE au cours de la période de 2011 à 2015 (ESEE 2016).

^b Les limites MLB sont de 5,5 à 8,75 pour le pH, de 7,9 à 525 mg/L pour la dureté, de 0,2 à 33,41 mg/L pour le COD et de 8,5 à 27 °C pour la température. Les valeurs à l'extérieur de cette plage sont remplacées par la limite inférieure ou supérieure, selon le cas.

^c Type de données FMT : S = données propres au site (ESEE 2016; EEC Ltd & LAC Ltd 2014); E = moyenne géométrique de l'écozone pour la dureté ou le COD ou moyenne pour le pH ou la température (tableau D-2); GL = moyenne géométrique des Grands Lacs pour la dureté et/ou le COD et/ou la moyenne pour le pH et/ou la température (tableau D-2).

Tableau E-5. Facteurs modifiant la toxicité et CESE calculées pour le secteur du traitement des eaux usées (tableau D-2)

Installation	Dureté totale (mg/L) ^a	pH	COD (mg/L)	Température (°C)	CESE (µg Cu _T /L) ^b	Type de données FMT ^c
1	40	7,8	7,4	7,8-16	9,9-10	E
2	150	8,3	5,3	5,2-8,2	12	E
3	29	7,2	4,4	0,23-6,9	2,6	E
4	150	8,3	5,3	5,2-11	12-13	E
5	260	8,2	10	0,68-22	28-40	E
6	150	8,3	5,3	1,5-20	12-17	E
7	40	7,8	7,4	0,60-16	9,9-10	E
8	79	8,0	1,5	2,2-9,4	2,6	E
9	150	8,3	5,3	1,5-20	12-17	E
10	150	8,3	5,3	1,3-20	12-15	E
11	19	7,3	1,4	3,1-14	0,86-0,87	E
12	29	7,2	4,4	0,23-18	2,6	E
13	45	7,60	1,6	0,60-20	1,8-1,9	E, GL
14	120	7,98	2,3	1,5-20	4,5-5,3	E, GL
15	150	8,3	5,3	1,5-20	12-17	E
16	120	7,98	2,3	1,5-17	4,6-5,0	E, GL
17	120	7,98	2,3	1,3-22	4,5-5,6	E, GL
18	120	7,98	2,3	1,5-11	4,5-4,6	E, GL
19	260	8,2	10	1,4-20	28-37	E
20	260	8,2	10	0,77-22	28-40	E
21	61	7,9	1,2	1,2-15	1,8-1,9	E

^a Pour les moyennes géométriques des écozones, les valeurs mesurées de la dureté totale exprimées en mg de CaCO₃/L sont déclarées, tandis que pour les Grands Lacs, les valeurs calculées basées sur les mesures du calcium dissous et du magnésium dissous sont déclarées.

^b Les limites MLB sont de 8 à 628,8 mg/L pour la dureté, de 5,5 à 8,75 pour le pH, de 7,9 à 525 mg/L pour la dureté, de 0,2 à 33,41 mg/L pour le COD et de 8,5 à 27 °C pour la température. Les valeurs à l'extérieur de cette plage sont remplacées par la limite inférieure ou supérieure, selon le cas.

^c Type de données FMT : E = moyenne géométrique de l'écozone pour la dureté ou le COD ou moyenne pour le pH ou la température (tableau D-2); GL = moyenne géométrique des Grands Lacs pour la dureté et/ou le COD et/ou la moyenne pour le pH et/ou la température (tableau D-2).

Annexe F. Exposition par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable

Tableau F-1. Apport quotidien moyen estimé de cuivre pour la population générale au Canada par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable

Voie d'exposition	Nourrissons allaités au sein – 0 à 6 mois ^{a,b} (lait maternisé)	0,5 à 4 ans ^c	5 à 11 ans ^d	12 à 19 ans ^e	20 à 59 ans ^f	60 ans et plus ^g
Air personnel (µg/kg p.c./j) ^h	0,0014 (0,0014)	0,0031	0,0024	0,0014	0,0012	0,001
Eau potable (µg/kg p.c./j) ⁱ	S.O. (3,73)	1,6	1,2	0,71	0,74	0,78
Aliments et boissons (µg/kg p.c./j) ^j	41,8 (77,5)	52	40,6	28,2	26,4	16,8
Poussière domestique (µg/kg p.c./j) ^k	0,49 (0,49)	0,26	0,098	0,0036	0,0034	0,0034
Sol (µg/kg p.c./j) ^l	S.O. (S.O.)	0,057	0,043	0,002	0,001	0,001
Apport total (µg/kg p.c./j)	42 (82)	54	42	29	27	18
Apport total (mg/j)	0,32 (0,61)	0,84	1,3	1,7	1,9	1,2

Abréviations : S.O. : sans objet.

^a Valeur présumée : poids de 7,5 kg, inhalation de 2,1 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingestion de 38 mg de poussière domestique par jour (Wilson et coll., 2013). Les enfants allaités sont présumés consommer uniquement du lait maternel pendant 6 mois. On présume également que les nourrissons qui ne sont pas allaités au sein consomment du lait maternisé et de la nourriture et qu'ils boivent 0,8 L d'eau par jour (Santé Canada, 1998).

^b La concentration moyenne de cuivre dans le lait maternel, d'après l'enquête MIREC, et les valeurs moyennes et au 95^e centile de la consommation de lait maternel pour les nourrissons nourris exclusivement au sein ont été utilisées pour calculer l'apport quotidien estimé de cuivre dans les aliments et les boissons (communication personnelle, 2016, courriel du Bureau d'innocuité des produits chimiques, Direction des aliments, Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada; sans référence).

^c Valeurs présumées : poids de 15,5 kg, absorption de 0,7 L d'eau, inhalation de 9,3 m³ d'air par jour (Santé Canada 1998) et ingestion de 14 mg de sol et de 41 mg de poussière domestique par jour (Wilson et coll. 2013).

^d Valeurs présumées : poids de 31,0 kg, ingestion de 1,1 L d'eau, inhalation de 14,5 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingestion de 21 mg de sol et de 31 mg de poussière domestique par jour (Wilson et coll., 2013).

^e Valeurs présumées : poids de 59,4 kg, ingestion de 1,2 L d'eau, inhalation de 15,8 m³ d'air par jour (Santé

^f Valeurs présumées : poids de 70,9 kg, ingestion de 1,5 L d'eau, inhalation de 16,2 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingestion de 1,6 mg de sol et de 2,5 mg de poussière domestique par jour (Wilson et coll., 2013).

^g Valeurs présumées : poids de 72,0 kg, ingestion de 1,6 L d'eau, inhalation de 14,3 m³ d'air par jour (Santé Canada, 1998) et ingestion de 1,5 mg de sol et de 2,5 mg de poussière domestique par jour (Wilson et coll., 2013).

^h Apport estimé d'après un échantillon d'air personnel médian sur 24 h, PM_{2,5}, de 5,15 ng/m³ (n = 445), concentration mesurée à Windsor (Ontario) (Rasmussen et coll. 2016). On considère que les données sur l'air personnel sont les plus représentatives des concentrations atmosphériques dans la zone d'inhalation.

- ⁱ Apport estimé d'après la concentration médiane dans l'eau du robinet de 0,035 mg/L (n = 1 905) mesurée à Terre-Neuve et Labrador (Santé Canada [modifié 2018a]). Cette valeur a été jugée suffisante, car il s'agissait de la valeur médiane déclarée la plus élevée pour l'eau du robinet.
- ^j Une moyenne sur cinq ans des estimations de l'apport alimentaire a été tirée de l'ECAT pour la période de 2003 à 2007; détails dans le tableau F-2.
- ^k Apport estimé à partir de la concentration médiane de cuivre de 199 mg/kg mesurée dans 1 025 foyers dans l'Étude sur la poussière domestique au Canada et le facteur de bioaccessibilité de 49 % (Rasmussen et coll. 2013; SARA 2008).
- ^l Apport estimé d'après la limite supérieure de la concentration de fond de 85 µg/g dans les sols non contaminés de l'Ontario et de facteur de bioaccessibilité de 74 % (SARA 2008).

Tableau F-2. Apports alimentaires moyens sur cinq ans, provenant de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (ECAT) pour les années 2003 à 2007

Apport quotidien moyen ^a	0,5 à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	20 à 59 ans	60 ans et plus
Apport (µg/kg p.c./j)	52,0	40,6	28,2	26,4	16,8
Poids corporel (kg)	15,5	31	59,4	70,9	72
Apport moyen (mg/j)	0,8	1,3	1,7	1,9	1,2

^a Les apports moyens ont été estimés sur une période de cinq ans, données tirées de l'ECAT (Santé Canada [modifié 2011]). Lorsque les groupes d'âge n'étaient pas comparables, on a utilisé l'estimation la plus élevée parmi les groupes d'âge applicables.

Tableau F-3. Estimations de l'apport quotidien moyen pour les collectivités d'intérêt, par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable

Collectivités	Nourrisson	Tout-petit	Enfant	Adolescent	Adulte
SARA (2008) ^a	0 à < 6 mois	6 mois à < 5 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	20 à 70 ans
Apport quotidien estimé (mg/j)	0,48	1,2	1,6	1,8	1,5
Apport quotidien estimé (µg/kg p.c./j)	63	79	52	30	21
Intrinsik (2010) ^b	0 à 6 mois	7 mois à 4 ans	5 à 11 ans	12 à 19 ans	20 ans et plus
Apport quotidien estimé (mg/j)	0,58	1,2	1,6	2,0	2,0
Apport quotidien estimé (µg/kg p.c./j)	77	81	52	33	28

^a L'apport quotidien estimé est la valeur la plus élevée parmi les zones d'étude (collectivité de Copper Cliff).

^b L'apport quotidien estimé est la valeur la plus élevée parmi les zones d'étude (collectivité de West Flin Flon).

Annexe G. Estimations de l'exposition résultant de l'utilisation de produits

Tableau G-1. Estimations de l'exposition orale au cuivre présent dans les produits d'arts et d'artisanat, les cosmétiques et les produits de santé naturels

Scénario	Forme de cuivre ^a	Conc. de Cu (%) ^b	Quantité de produit ingérée (mg) ^c	Fréquence (l/j)	Exposition estimée (mg/kg p.c./j) ^d	Exposition estimée (mg/lj)
Tout-petit – ingestion indirecte – pâte à modeler	Vert de phtalocyanine	0,3	100	0,14	0,0025	0,039
Tout-petit – ingestion indirecte – peinture d'artisanat	Vert de phtalocyanine	0,3	400	0,14	0,01	0,15
Tout-petit – ingestion indirecte – crayons à colorier	Vert de phtalocyanine	0,3	8	1	0,0015	0,023
Tout-petit – ingestion indirecte – rouge à lèvres / baume à lèvres	Cuivre	10	10	0,6	0,038	0,6
Tout-petit – ingestion indirecte – brossage des dents	Chlorophylline de cuivre	0,0013	210	1,4	0,00025	0,0038
Enfant – ingestion – suppléments santé ingérés par voie orale	Cuivre	100	1	1	0,032	1

^a Les concentrations ont été ajustées en fonction de la forme du cuivre, c.-à-d. *Cuivre ajusté % = masse moléculaire du cuivre / masse moléculaire du composé de cuivre * % du composé.*

^b Les concentrations de cuivre dans les produits d'arts et d'artisanat allaient de < 1 à 5 % (MSDS 2009a, MSDS 2016, MSDS 2009b), jusqu'à 10 % pour les cosmétiques (courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 mai 2017; sans référence) et pour les produits de santé naturels ingérés par voie orale de 1 mg/comprimé (courriel de la Direction des produits de santé naturels et en vente libre, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 10 avril 2017; sans référence; BDPSNH [modifié 2018]).

^c La quantité et la fréquence pour les produits d'arts et d'artisanat (pâte à modeler, peinture d'artisanat, crayons de couleur) sont basées sur les modèles et les valeurs par défaut présentés dans RIVM (2008); la quantité et la fréquence pour les cosmétiques proviennent de Santé Canada (2012); la quantité et la fréquence pour les produits de santé naturels proviennent de la BDPSNH [modifié 2018] et de communications personnelles (courriel de la

Direction des produits de santé naturels et en vente libre, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 10 avril 2017).

^d La quantité d'exposition quotidienne par voie orale pour les produits d'arts et d'artisanat, les cosmétiques et les suppléments de santé en mg/kg p.c./j est calculée comme suit : *Quantité de produit (mg) * concentration de cuivre (%) * fréquence (/j) / poids corporel (kg)*. Le poids corporel moyen par défaut des tout-petits (0,5 à 4 ans) est de 15,5 kg; et pour les enfants (5 à 11 ans) est de 31 kg (Santé Canada 1998).

Tableau G-2. Exposition orale des enfants au cuivre par les activités avec mise à la bouche

Scénario	Quantité de cuivre transférée (µg) en 120 min. (Guney et coll. 2014)	Durée de l'exposition (min/j) ^a	Estimation de l'exposition (mg/kg p.c./j) ^b	Estimation de l'exposition (mg/j)
Nourrisson (0 à 0,5 an) – mise à la bouche d'un jouet	91,5	120	0,012	0,092
Tout-petit (0,5 à 4 ans) – mise à la bouche d'un jouet	91,5	120	0,0059	0,092

^a Jugement professionnel pour la tranche de 0 à 1,5 an.

^b Estimation de l'exposition quotidienne par la mise à la bouche de jouets et de bijoux d'enfants = *quantité de cuivre transférée en 120 min. (µg/120 min.) * facteur de conversion (1 mg/1 000 µg) / poids corporel (kg)*. Le poids corporel par défaut pour les nourrissons (0 à 0,5 an) est de 7,5 kg, et de 15,5 kg pour les tout-petits (0,5 à 4 ans) (Santé Canada 1998).

Tableau G-3. Facteurs d'exposition pour l'estimation des concentrations dans l'air dues à l'utilisation de produits en aérosol (ConsExpo Web 2016, RIVM [modifié 2018])

Produit	Facteurs d'exposition ^a	Exposition moyenne estimée par événement (mg/m ³)	Amortissement pondéré dans le temps (mg/m ³) ^b
Nettoyants tout-usage	Extrait de la fiche d'information « Nettoyage et lavage; nettoyants tout-usage; nettoyants tout-usage en aérosol » ^c Scénario : « Application – pulvérisation (substances non volatiles) » Modèle d'exposition : « Exposition aux aérosols – pulvérisation » Concentration : 0,004 % sulfate de cuivre, 5 % vert de phtalocyanine (équivalent à 0,0016 et 0,28 % Cu) Fréquence d'exposition : 365/année Durée de la pulvérisation : 0,23 min. Durée d'exposition : 60 min. Volume de la pièce : 15 m ³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de ventilation : 2,5/h Taux d'inhalation : 25 L/min Taux de génération de masse : 1,6 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,1 Masse volumique non volatile : 1 g/cm ³ Diamètre moyen : 2,4 µm Coefficient arithmétique de variation Diamètre minimal pour l'inhalation : 10 µm ^d Pulvérisation vers la personne : Non	0,00079 à 0,15 (0,0016 à 0,28 % Cu)	0,00013 à 0,025 (D'après une exposition fréquente et répétée, une moyenne pondérée sur 6 h a été calculée)
Hydratant en aérosol pour le visage	Extrait de la fiche d'information « Cosmétiques, cosmétiques pour les cheveux, fixatif pour les cheveux »	0,36	Exposition fréquente et répétée, MPT sur 6 h

Produit	Facteurs d'exposition ^a	Exposition moyenne estimée par événement (mg/m ³)	Amortissement pondéré dans le temps (mg/m ³) ^b
	Scénario : « Application » Modèle d'exposition : « Fixatif pour cheveux, exposition à la pulvérisation » Concentration : 3-10 % cuivre PCA (égal à 1,98 % Cu) Fréquence d'exposition : 438/année (1,2/jour) Volume de la pièce : 10 m³ Durée de la pulvérisation : 0,24 min. Durée d'exposition : 5 min. Volume du nuage : 0,0625 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de ventilation : 2/h Taux de génération de masse : 0,4 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,2 Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre minimal pour l'inhalation : 10 µm ^d Pulvérisation vers la personne : Oui		0,005
Fixatif pour cheveux	Extrait de la fiche d'information « Cosmétiques, cosmétiques pour les cheveux, fixatif pour les cheveux » Scénario : « Application » Modèle d'exposition : « Exposition aux aérosols – pulvérisation » Concentration : 0,1 % de cuivre, <i>Saccharomyces Ferment</i> Fréquence d'exposition : 438/année (1,2/jour) Volume de la pièce : 10 m³ Durée de la pulvérisation : 0,24 min. Durée d'exposition : 5 min. Volume du nuage : 0,0625 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de ventilation : 2/h Taux de génération de masse : 0,4 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,2 Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre moyen : 46,5 µm Coefficient arithmétique de variation : 2,1 µm Diamètre minimal pour l'inhalation : 10 µm ^d Pulvérisation vers la personne : Oui	0,018	Exposition fréquente et répétée, MPT sur 6 h 0,00025
Peinture en aérosol	Extrait de la fiche d'information « Produits de peinture, peinture en aérosol, bombe aérosol » Scénario : « Application » Modèle d'exposition : « Exposition aux aérosols – pulvérisation » Concentration : 10 % de cuivre Fréquence d'exposition : 2/année Volume de la pièce : 90 m³ (U.S. EPA 2011)^e Taux de ventilation : 1,5/h Durée d'exposition : 20 min. Durée de la pulvérisation : 10 min.	33	Exposition peu fréquente, MPT sur 4 h 2,8

Produit	Facteurs d'exposition ^a	Exposition moyenne estimée par événement (mg/m ³)	Amortissement pondéré dans le temps (mg/m ³) ^b
	(valeur modifiée par rapport à la valeur par défaut, sur la base d'un taux de consommation de 300 g ou d'un contenant de peinture en aérosol) Hauteur de la pièce : 2,5 m Taux de ventilation : 1,5/h Taux de génération de masse : 0,45 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,7 Coefficient de transfert de masse : 10 m/h Masse volumique non volatile : 1,5 g/cm ³ Diamètre moyen : 15,1 µm Diamètre minimal pour l'inhalation : 10 µm ^d Coefficient arithmétique de variation : 1,2 Pulvérisation vers la personne : Non		

^a Les concentrations dans les produits de nettoyage sont tirées d'un courriel de la Direction des produits thérapeutiques, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 28 avril 2017; sans référence; CPISI 2018; les concentrations de cuivre dans les cosmétiques sont tirées d'un courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 4 mai 2017; sans référence; les concentrations de cuivre en bombe aérosol sont tirées de MSDS 2015.

^b La moyenne pondérée dans le temps (MPT) a été calculée à l'aide de l'équation $MPT = T1 \cdot C1 / Ttotal$; où T1 est la durée d'exposition dans le scénario, C1 est la concentration moyenne par événement et Ttotal est la durée de l'exposition dans l'étude de toxicité (c.-à-d. 6 heures pour les scénarios d'exposition fréquente et répétée, et 4 heures pour les scénarios d'exposition aiguë).

^c Basés sur la mise à jour de janvier 2018 de la fiche d'information sur les produits de nettoyage (RIVM [modifié 2018]).

^d Dans ConsExpo, le diamètre minimal d'inhalation par défaut est de 15 µm. Cette valeur a été ajustée à 10 µm, ce qui est la valeur par défaut habituellement utilisée par le Bureau d'évaluation du risque des substances existantes (Santé Canada).

^e Le volume de la pièce est basé sur le volume moyen d'un garage pour 2 automobiles en Amérique du Nord (U.S. EPA 2011).