



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Évaluation

Le thallium et ses composés

Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada

Mars 2024

N° de cat. : En84-345/2023F-PDF
ISBN : 978-0-660-49684-9

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
12^e étage, édifice Fontaine
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

Photo page couverture : © Environnement et Changement climatique Canada

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre
de l'Environnement et du Changement climatique, 2024

Also available in English

Résumé

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont procédé à une évaluation du thallium et de ses composés. La présente évaluation vise la fraction thallium, et considère toute substance contenant du thallium qui peut en libérer, ainsi que le thallium sous forme élémentaire et le thallium rejeté dans l'environnement sous forme dissoute, solide ou particulaire.

Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS¹), le nom sur la *Liste intérieure* (LI) ou la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) et le nom commun des cinq substances contenant du thallium désignées prioritaires figurent dans le tableau ci-dessous.

Substances contenant du thallium dont l'évaluation a été jugée prioritaire

N° CAS	Nom sur la LI ou la LRSC	Nom commun
7440-28-0	thallium	thallium
563-68-8	acétate de thallium	acétate de thallium
7791-12-0	chlorure de thallium	chlorure de thallium
10031-59-1 ^a	sulfate de thallium	sulfate de thallium
55172-29-7 ^b	chlorure de thallium (²⁰¹ TlCl)	²⁰¹ TlCl

^a Cette substance a été retirée de la LRSC en 2022, puisqu'elle ne fait pas l'objet d'une activité commerciale au Canada en vue d'une utilisation dans des produits visés par la *Loi sur les aliments et drogues*.

^b Cette substance figure sur la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC).

Le thallium est présent dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0,7 partie par million (ppm). Il est généralement associé aux minerais sulfurés de divers métaux, dont le zinc, le cuivre, le fer et le plomb, et est également présent dans le charbon. Le thallium est présent dans de nombreux minéraux naturels ainsi que dans les météorites, les roches volcaniques, les plantes, et à l'état de traces dans la plupart des organismes vivants.

Les sources anthropiques de thallium sont principalement associées à la production fortuite et au rejet accidentel de résidus ou de sous-produits de diverses activités industrielles, comme les procédés d'extraction, de fusion et d'affinage des métaux, et aux cendres volantes rejetées par la production d'électricité au charbon. On estime que moins de 8 tonnes de thallium ont été produites dans le monde en 2020.

L'acétate de thallium, le chlorure de thallium et le sulfate de thallium ont été inclus dans une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE. En 2011, entre 100 kg et

¹ Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf lorsqu'elle est requise en cas d'exigences réglementaires ou pour des rapports destinés au gouvernement lorsque l'information ou les rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans le consentement écrit de l'American Chemical Society.

1 000 kg de chlorure de thallium ont été fabriqués au Canada, et aucun renseignement faisant état d'importations en une quantité supérieure à la limite de déclaration de 100 kg n'a été reçu. Aucun renseignement faisant état d'une quantité supérieure à la limite de déclaration de 100 kg n'a été reçu pour les deux autres substances. D'après la base de données sur le commerce international canadien de marchandises (CICM), moins de 50 kg de thallium par an ont été importés au Canada entre 2017 et 2020.

À l'échelle internationale, les substances à base de thallium sont principalement utilisées dans la fibre de verre (optique) pour accroître l'indice de réfraction et la densité, dans les matériaux semi-conducteurs, dans le matériel de détection et de transmission du rayonnement infrarouge, dans les cellules photoélectriques, comme activateurs dans les appareils de détection du rayonnement gamma (scintillomètres), dans les alliages mercure-thallium pour la prise de mesures à basse température, dans les filtres piézoélectriques pour diffracter la lumière dans les appareils de mesure acousto-optiques, dans les liquides de haute densité pour la séparation en milieu dense de minéraux et comme intermédiaires dans la production de produits chimiques. D'autres utilisations comprennent les lampes à arc au mercure, les alliages avec d'autres métaux, la joaillerie, les feux d'artifice ainsi que les pigments et les colorants. Au Canada, le thallium est également utilisé dans des produits offerts aux consommateurs, notamment comme produit radiopharmaceutique dans des médicaments destinés aux humains et comme ingrédient médicamenteux dans des produits de santé naturels homéopathiques homologués. Le thallium peut aussi être employé comme composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire.

Le thallium existe dans le milieu aquatique dans deux états d'oxydation : thalleux monovalent $Tl(I)$ (c'est-à-dire Tl^+) et thallique trivalent $Tl(III)$ (c'est-à-dire Tl^{3+}). L'ion $Tl(I)$, hautement soluble et faiblement réactif, est l'espèce de thallium la plus biodisponible dans les milieux aquatiques et terrestres. La précipitation de $Tl(OH)_3$ inerte pourrait être un mécanisme efficace pour éliminer le thallium de l'eau. Cependant, le thallium peut être remobilisé depuis les sédiments et pénétrer dans la colonne d'eau dans des conditions anoxiques, où le $Tl(III)$ sera réduit en $Tl(I)$. Par conséquent, la présente évaluation porte essentiellement sur le $Tl(I)$.

Le thallium est considéré comme persistant, car il ne peut se dégrader davantage dans l'environnement, bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques ou se répartir entre les différentes phases d'un milieu de l'environnement. Le thallium n'est pas un élément essentiel pour les organismes. Les organismes exposés au thallium l'absorbent facilement, soit par contact direct avec les milieux de l'environnement (exposition cutanée ou respiratoire), soit par ingestion d'aliments. On a observé des concentrations élevées de thallium dans les organismes vivant à proximité des sources de rejets (par exemple, les fonderies). Le thallium peut aussi s'accumuler dans les organismes aquatiques et terrestres et dans les plantes. En raison des données très limitées et contradictoires actuellement disponibles, il n'est pas possible de conclure avec certitude si le thallium a le potentiel de bioamplification dans les chaînes alimentaires aquatiques et terrestres.

À de très faibles concentrations, le thallium provoque une mortalité des organismes aquatiques et terrestres, ainsi que des effets sur leur croissance et leur reproduction. Les concentrations chroniques estimées sans effet (CESE) du thallium pour les organismes aquatiques ont été obtenues à partir d'études d'écotoxicité. La CESE dans le sol est tirée de la recommandation du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) de 1999, car les données actuelles sur la toxicité du thallium pour le sol indiquent que cette CESE protège les organismes terrestres et les plantes de l'environnement canadien.

Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen de l'exposition cumulative liée à la fraction thallium. Une approche du poids de la preuve a été utilisée pour déterminer le potentiel d'effets nocifs pour l'environnement du Canada. Des analyses de quotient de risque (QR) ont été effectuées en comparant les concentrations environnementales estimées (CEE) avec les CESE. Les rejets de thallium dans les milieux aquatiques provenant de l'extraction de métaux, de la fusion de métaux communs, de centrales électriques alimentées au charbon et de systèmes de traitement des eaux usées ont été analysés. Les CEE pour les secteurs de l'extraction de métaux et de la fusion de métaux communs comprenaient principalement les concentrations de thallium mesurées dans les milieux récepteurs (c'est-à-dire les zones exposées) et dans les zones de référence correspondantes. L'analyse montre que les rejets de thallium provenant de la plupart des installations sont limités, mais qu'il existe un potentiel d'effets nocifs pour l'environnement aquatique associé à un petit nombre d'installations de ces secteurs. Avant l'an 2000, une installation du secteur de la production d'électricité au charbon présentait un QR élevé en raison des rejets de thallium provenant des effluents de ses étangs d'épuration. Toutefois, les dernières données sur les concentrations dans les effluents et les rejets tirées de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) montrent un faible potentiel de risque pour l'environnement associé à l'installation. Les QR pour le thallium rejeté dans les eaux de surface à partir de systèmes de traitement des eaux usées ou de l'épandage de biosolides provenant de ces systèmes sur des terres agricoles sont faibles.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation, le thallium et ses composés présentent un risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que le thallium 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 conclu que le thallium 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.

Dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine, le thallium et ses composés ont été évalués au moyen de la méthode fondée sur la biosurveillance 2, qui compare les données de biosurveillance humaine (comme mesure de l'exposition) aux valeurs guides de biosurveillance (valeurs guides d'exposition fondées sur la santé),

afin de déterminer si les substances sont peu préoccupantes pour la santé humaine. Les concentrations de thallium ont été mesurées dans l'urine de Nord-Américains dans le cadre de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) et de l'enquête National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) aux États-Unis, ainsi que dans le cadre d'études portant sur des sous-populations précises, comme les Premières Nations Gwich'in d'Old Crow (Yukon), les Premières Nations de la vallée du Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest) et la population inuite du Nunavik (Québec). On considère qu'une valeur guide de biosurveillance humaine (HBM-I) établie par l'Agence fédérale allemande de l'environnement protège les humains contre les effets nocifs du thallium pour la santé. Les concentrations urinaires médianes et au 95^e centile de thallium de 0,21 µg/g et 0,55 µg/g de créatinine chez les Canadiens (3 à 79 ans) étaient inférieures à la valeur HBM-I de 6,4 µg/g de créatinine. De plus, les concentrations urinaires de thallium chez certaines communautés autochtones étaient inférieures à la valeur HBM-I. Par conséquent, le thallium et ses composés sont considérés comme peu préoccupants pour la santé humaine aux degrés d'exposition actuels.

L'évaluation des effets sur la santé humaine a pris en considération les sous-groupes de la population canadienne qui pourraient, en raison d'une plus grande vulnérabilité ou exposition, être plus à risque de subir des effets nocifs pour la santé. En ce qui concerne le thallium et ses composés, les données canadiennes de biosurveillance humaine chez les enfants ainsi que de grossesses et de certaines communautés autochtones, ont été utilisées pour éclairer l'examen de ces populations et les prendre en compte dans les résultats de l'évaluation des risques.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que le thallium 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 une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est donc conclu que le thallium et ses composés satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il a aussi été déterminé que le thallium 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	i
1. Introduction	1
2. Identité des substances.....	2
3. Propriétés physiques et chimiques	4
4. Sources et utilisations	5
4.1 Sources naturelles	5
4.2 Sources anthropiques.....	6
4.3 Utilisations	6
5. Rejets dans l'environnement	7
6. Devenir et comportement dans l'environnement	12
6.1 Distribution dans l'environnement.....	12
6.2 Persistance dans l'environnement.....	14
6.3 Potentiel de bioaccumulation	14
7. Potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement.....	24
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement	24
7.2 Évaluation de l'exposition dans l'environnement	35
7.3 Caractérisation du risque écologique.....	51
8. Potentiel d'avoir des effets nocifs pour la santé humaine	66
8.1 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	70
9. Conclusion.....	70
Références.....	71
Annexe A. Études de toxicité aiguë pour le thallium en eau douce	87

Liste des tableaux et des figures

Tableau 3-1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques (dans des conditions de température normale, sauf indication contraire) de certains composés du thallium (ATSDR 1992; PISSC 1996; Lide 2005)	4
Tableau 4-1. Autres utilisations du thallium au Canada	7
Tableau 6-1. FBC ou FBA aquatiques empiriques produits pour le thallium pour l'amphipode dulcicole <i>Hyalella azteca</i> (Borgmann et coll. 1998; Borgmann et coll. 2004; Norwood et coll. 2007; Couillard et coll. 2008)	16
Tableau 7-1. Études fiables sur la toxicité aquatique chronique du thallium pour les organismes dulcicoles	29
Tableau 7-2. Études sur la toxicité pour les organismes aquatiques prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité pour l'eau marine.....	33
Tableau 7-3. Concentrations totales de thallium dans les eaux de surface des écozones canadiennes et des Grands Lacs	36
Tableau 7-4. Résumé des installations d'extraction de métaux qui ont déclaré des concentrations de thallium dans le milieu récepteur au titre du REMMMD ^a (ESEE 2021).....	39

Tableau 7-5. Concentrations de thallium dans les effluents déclarées entre 2019 et 2020 pour 11 sites d'extraction de métaux au titre du REMMMD (ESEE 2021)	42
Tableau 8-1. Concentrations corrigées de thallium total dans l'urine ($\mu\text{g/g}$ de créatinine) dans la population canadienne et américaine	68
Tableau A-1. Principales études de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité pour le thallium dans l'eau douce	87
Figure 5-1. Données de l'INRP sur les rejets annuels de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'eau, l'air et le sol de 2014 à 2020	8
Figure 5-2. Données de l'INRP sur les rejets annuels de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'air par secteur industriel de 2014 à 2020	9
Figure 5-3. Données de l'INRP sur les rejets de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'eau par secteur industriel de 2014 à 2020	11
Figure 6-1. Schéma illustrant l'efficacité d'assimilation du transfert du thallium entre les niveaux trophiques dans les réseaux trophiques planctoniques et benthiques (Couture et coll. 2011)	23
Figure 7-1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité à court terme du thallium en eau douce	28
Figure 7-2. Diagramme de quartiles des concentrations de thallium dans les eaux de surface déclarées au titre des dispositions relatives au suivi des effets sur l'environnement énoncées dans le REMMMD pour 11 sites d'extraction de métaux (2010 à 2020)	40
Figure 7-3. Diagramme de quartiles des quotients de risque (la ligne rouge représente une CESE_{eau} de $0,8 \mu\text{g/L}$ par rapport aux concentrations de thallium mesurées, ce qui équivaut à un QR de 1) d'après les concentrations de thallium mesurées à 11 sites d'extraction de métaux entre 2010 et 2020 (ESEE 2021).....	54
Figure 7-4. Diagramme de quartiles des quotients de risque (la ligne rouge représente une CESE_{eau} de $0,8 \mu\text{g/L}$ par rapport aux concentrations de thallium mesurées, ce qui équivaut à un QR de 1) d'après les concentrations de thallium mesurées à sept fonderies de métaux communs entre 2010 et 2020 (ESEE 2021) et les concentrations de thallium estimées pour une fonderie de métaux communs* entre 2016 et 2018 (INRP 2021)	57

1. Introduction

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE] (Canada, 1999), le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont réalisé l'évaluation du thallium et de ses composés afin de déterminer si ces substances présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Cinq substances contenant du thallium (voir le tableau 2-1) ont été jugées d'intérêt prioritaire pour l'évaluation, car elles répondaient aux critères de catégorisation, ont été classées prioritaires par d'autres mécanismes, ou ont été désignées pour un examen ultérieur à la suite de l'établissement de la priorité des substances de la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC)² (ECCC et SC [modifié en 2017]; Santé Canada [modifié en 2017]).

La présente évaluation est axée sur la fraction³ thallium et, par conséquent, vise le thallium élémentaire, les substances contenant du thallium et le thallium rejeté sous forme dissoute, solide ou particulaire. Elle ne traite pas des contre-ions présents dans les substances contenant du thallium (par exemple les chlorures). Dans la présente évaluation, le terme thallium désigne à la fois le thallium élémentaire et ses composés, sauf indication contraire. Par conséquent, l'évaluation ne se limite pas aux cinq substances jugées d'intérêt prioritaire pour l'évaluation. Toutes les substances pouvant se dissoudre, se dissocier ou se dégrader en libérant du thallium par diverses voies de transformation sont susceptibles de contribuer à l'exposition des êtres humains et d'autres organismes vivants aux formes biodisponibles du thallium. La présente évaluation tient compte de l'exposition combinée à la fraction thallium, qu'elle soit présente dans les milieux de l'environnement (par exemple eau, sédiments, sol et air) ou dans des aliments ou des produits contenant du thallium provenant de sources naturelles ou anthropiques.

Dans l'environnement, les composés du thallium peuvent être libérés naturellement par la météorisation ou la dégradation des sols ou des roches et par les feux de forêt. La production fortuite et le rejet accidentel de substances contenant du thallium sous forme de résidus ou de sous-produits de procédés industriels constituent la principale source anthropique de rejet de thallium dans l'environnement. Les données de surveillance environnementale constituent le principal élément de preuve utilisé pour caractériser l'exposition de l'environnement à partir de certains secteurs ou certaines activités ayant le potentiel de libérer du thallium dans l'environnement. L'interprétation des données de

² 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 prend des mesures pour évaluer leurs effets potentiels sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer les risques associés aux substances, s'il y a lieu.

³ Pour les besoins du présent document, « fraction » désigne une partie d'une molécule. La fraction est une entité chimique discrète, identifiée à partir d'un composé d'origine ou de ses produits de transformation, qui devrait avoir une importance toxicologique.

surveillance du thallium tient compte des concentrations totales de thallium mesurées dans les milieux de l'environnement, les aliments, les produits et les humains. Lorsque c'était possible, des concentrations naturelles ou de référence ont été distinguées des concentrations attribuées aux sources anthropiques.

La présente évaluation comprend l'examen de renseignements sur les propriétés physico-chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations, les rejets et l'exposition. Nous avons colligé des données pertinentes jusqu'en novembre 2021. Nous avons fait l'examen critique de données empiriques provenant d'études clés et les avons utilisées pour formuler les conclusions. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations effectuées par d'autres instances ont également été pris en compte.

La présente évaluation a été préparée par le personnel des programmes d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada, et elle inclut la contribution d'autres programmes de ces deux ministères. Le volet environnemental de la présente évaluation a fait l'objet d'un examen ou d'une consultation externe. Des commentaires sur les parties techniques du document portant sur l'environnement ont été formulés par M^{me} Carrie Rickwood (Ressources naturelles Canada), le P^r Claude Fortin (Institut national de la recherche scientifique, INRS) et M. Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp.). Le volet de la présente évaluation portant sur la santé humaine est basé sur le document d'évaluation scientifique intitulé *Méthode fondée sur la biosurveillance 2* (publié le 9 décembre 2016), qui a fait l'objet d'une évaluation externe par les pairs et d'une période de consultation publique de 60 jours. Dans le cadre de l'examen externe par des pairs, la P^{re} Lynne Haber et M. Andrew Maier de Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA), et la P^{re} Judy LaKind de LaKind Associates ont formulé des commentaires lors de l'élaboration du document d'évaluation scientifique intitulé *Méthode fondée sur la biosurveillance 2*. De plus, l'ébauche de la présente évaluation (publiée le 19 septembre 2020) a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. Bien que des commentaires externes fussent pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada assument l'entière responsabilité du contenu final et des conclusions de l'évaluation.

Pour la détermination de la conformité des substances aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE, les évaluations s'appuient sur des renseignements scientifiques essentiels, dont des informations, si elles sont disponibles, sur les sous-populations susceptibles d'être plus sensibles ou plus exposées, les environnements vulnérables et

les effets cumulatifs⁴, et en utilisent une approche fondée sur le poids des preuves et sur le principe de précaution⁵.

2. Identité des substances

Le thallium est un élément naturel appartenant au groupe 13 du tableau périodique. Le thallium existe principalement dans deux états de valence : monovalent (thalleux), Tl(I), et trivalent (thallique), Tl(III). Le potentiel d'oxydation pour la réaction Tl(I) à Tl(III) est très faible (-1,28 V), et les halogénures Tl(I) ont une énergie de réseau beaucoup plus élevée que les halogénures Tl(III) (Lin et Nriagu 1998b).

La présente évaluation vise la fraction thallium et considère toute substance contenant du thallium qui peut en libérer, ainsi que le thallium sous forme élémentaire et le thallium rejeté dans l'environnement sous forme dissoute, solide ou particulaire, ce qui comprend cinq substances contenant du thallium désignées prioritaires aux fins d'évaluation.

Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS⁶), le nom sur la *Liste intérieure* (LI) ou la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) et le nom commun des cinq substances figurent au tableau 2-1.

Tableau 2-1. Identité des substances

N° CAS	Nom sur la LI ou la LRSC (nom commun)	Formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
7440-28-0 ^a	thallium	Tl	204,38
563-68-8	acétate de thallium (acétate de thallium)	TlC ₂ H ₃ O ₂	263,43

⁴ La prise en compte des effets cumulatifs dans le cadre de la LCPE peut impliquer une analyse, une caractérisation et éventuellement une quantification des risques combinés pour la santé ou l'environnement résultant d'expositions à de multiples substances chimiques.

⁵ 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 *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.

⁶ Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf lorsqu'elle est requise en cas d'exigences réglementaires ou pour des rapports destinés au gouvernement lorsque l'information ou les rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans le consentement écrit de l'American Chemical Society.

N° CAS	Nom sur la LI ou la LRSC (nom commun)	Formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
7791-12-0	chlorure de thallium (chlorure de thallium)	TlCl	239,84
10031-59-1 ^c	sulfate de thallium (sulfate de thallium)	Tl ₂ SO ₄	504,83
55172-29-7 ^{b, d}	chlorure de thallium (²⁰¹ TlCl)	²⁰¹ TlCl	236,42

^a Cette substance est très réactive lorsqu'elle est exposée à l'humidité de l'air et qu'elle libère des ions thallium biodisponibles dans des conditions environnementales.

^b Cette substance nous l'incluons dans la présente évaluation parce qu'elle a été désignée pour un examen ultérieur après l'établissement de la priorité des substances de la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC).

^c Cette substance a été retirée de la LRSC en 2022, puisqu'elle ne fait pas l'objet d'une activité commerciale au Canada en vue d'une utilisation dans des produits visés par la *Loi sur les aliments et drogues* (Santé Canada [modifié en 2022]).

^d Substance radioactive.

3. Propriétés physiques et chimiques

Le thallium métallique est insoluble dans l'eau, mais il est très réactif. S'il est exposé à l'air et à l'humidité, sa surface s'oxyde et forme une couche d'oxyde de thallium puis, avec de l'eau, forme de l'hydroxyde de thallium qui a une solubilité de 259 g/L (ATSDR 1992; Frattini 2005). Le thallium forme des alliages avec d'autres métaux et s'amalgame facilement avec le mercure. Il réagit aussi avec de nombreux composés pour former des sels stables (ATSDR 1992; PISSC 1996; CCME 1999; Frattini 2005).

Les rayons ioniques et la constante d'électronégativité du Tl(I) sont semblables à ceux des métaux alcalins (comme le potassium), tandis que les composés thalliques sont moins basiques, ressemblant à l'aluminium (Frattini 2005). La solubilité dans l'eau des sels thalleux varie généralement de soluble à très soluble (tableau 3-1), sauf pour le sulfure (Tl₂S, pK_{ps} = 20) (Lide 2005). La solubilité des composés du Tl(III) (par exemple Tl(OH)₃, pK_{ps} = 45,2) dans l'eau est généralement faible et dépend du pH; les ions Tl(III) solubles ne peuvent exister qu'en milieu extrêmement acide (Lin et Nriagu 1998a).

Le tableau 3-1 résume les données disponibles sur les propriétés physiques et chimiques (ATSDR 1992; PISSC 1996; Lide 2005) des substances contenant du thallium dont l'évaluation est jugée prioritaire.

Tableau 3-1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques (dans des conditions de température normale, sauf indication contraire) de certains composés du thallium (ATSDR 1992; PISSC 1996; Lide 2005)

Propriété	Thallium	Acétate de thallium	Chlorure de thallium	Sulfate de thallium
N° CAS	7440-28-0	563-68-8	7791-12-0, 55172-29-7	10031-59-1

Couleur	Blanc bleuté	Blanc	Incolore	Blanc
État physique	Solide	Solide	Solide	Solide
Point de fusion (°C)	304	131	430	632
Point d'ébullition (°C)	1 473	Aucune donnée	720	Se décompose
Masse volumique à 20 °C (g/cm ³)	11,85	3,68	7,00	6,77
Solubilité dans l'eau à 20 °C (g/L)	Insoluble	Très soluble	0,33	48,7
Solubilité dans d'autres solvants	Soluble dans l'acide nitrique ou sulfurique	Très soluble dans l'alcool; insoluble dans l'acétone	Soluble dans l'alcool et l'éther	Soluble dans l'acide nitrique dilué et l'alcool
Pression de vapeur à 1000 °C (Pa)	1 333	Aucune donnée	Aucune donnée	Aucune donnée

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

On estime que la teneur moyenne en thallium de la croûte terrestre est de 0,7 partie par million (ppm) (USGS 2021). Le thallium est généralement associé aux minerais sulfurés de divers métaux, notamment le zinc, le cuivre, le fer et le plomb, et est aussi présent dans le charbon (HSDB 1983-; PISSC 1996; Kazantzis 2000). Selon Kazantzis (2000), les schistes et les charbons riches en matières organiques remontant au Jurassique contiennent des concentrations de thallium allant jusqu'à 1 000 mg/kg. Le thallium est également présent à l'état de traces dans de nombreux minéraux (par exemple potassium, césium et rubidium). Certains minéraux naturels comme la crookésite [(Cu,Tl,Ag)₂Se], la lorandite (TlAs₂S₂), l'hutchinsonite [(Tl,Pb)₂As₅S₉] et l'avicennite (Tl₂O₃) contiennent jusqu'à 60 % de thallium (Reimann et de Caritat 1998), mais ces minéraux sont rares (HSDB 1983-; PISSC 1996; CCME 1999). Le thallium a également été détecté dans des météorites, des roches volcaniques et des plantes, ainsi qu'à l'état de traces dans la plupart des organismes vivants.

4.2 Sources anthropiques

Le thallium est rejeté par différentes activités industrielles, notamment dans les résidus provenant des procédés de fusion et d'affinage, par les usines utilisant de l'acide sulfurique, par les résidus de minerais sulfurés de plomb, de zinc, de cuivre et de fer, et par les minéraux associés au cadmium, au fer et au potassium, tels que les feldspaths et les micas (CCME 1999; USGS 2021). On estime que les réserves mondiales de thallium contenues dans les ressources de zinc sont de l'ordre de 17 millions de kilogrammes. Ces réserves sont principalement situées au Canada, en Europe et aux États-Unis. Les réserves mondiales dans les ressources de charbon sont estimées à 630 millions de kilogrammes (USGS 2021).

On estime que moins de 8 tonnes de thallium ont été produites en 2020 à l'échelle mondiale (USGS 2021).

L'acétate de thallium, le chlorure de thallium et le sulfate de thallium (n° CAS 563-68-8, 7791-12-0 et 10031-59-1) ont été visés par une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2012, 2017a). En 2011, entre 100 kg et 1 000 kg de chlorure de thallium ont été fabriqués au Canada, et aucun renseignement faisant état d'importations en une quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg n'a été reçu (Environnement Canada 2013b). Aucun renseignement faisant état d'une quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg n'a été reçu pour les deux autres substances⁷. D'après la base de données sur le commerce international canadien de marchandises (CICM), moins de 50 kg de thallium par an ont été importés (sous forme de thallium brut, de poudre de thallium et d'articles contenant du thallium) au Canada entre 2017 et 2020 (Statistique Canada [modifié en 2021]). En 2022, le sulfate de thallium a été retiré de la LRSC, puisqu'il a été déterminé que la substance ne fait pas l'objet d'une activité commerciale au Canada en vue d'une utilisation dans des produits visés par la *Loi sur les aliments et drogues* (Santé Canada [modifié en 2022]).

4.3 Utilisations

À l'échelle internationale, les substances à base de thallium sont principalement utilisées dans la fibre de verre (optique) pour accroître l'indice de réfraction et la densité, dans les cellules photoélectriques, comme activateurs dans les appareils de détection du rayonnement gamma (scintillomètres), dans les matériaux semi-conducteurs, dans le matériel de détection et de transmission du rayonnement infrarouge, dans les filtres piézoélectriques pour diffracter la lumière dans les appareils de mesure acousto-optiques, dans les alliages mercure-thallium pour la prise de mesures à basse température, dans les liquides de haute densité pour la séparation en

⁷ Les valeurs correspondent aux quantités déclarées lors d'une enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013b). Veuillez consulter l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

milieu dense de minéraux et comme intermédiaires dans la production de produits chimiques (ATSDR 1992; Peter et Viraraghavan 2005; USGS 2021). D'autres utilisations comprennent les lampes à arc au mercure, les alliages avec d'autres métaux, la joaillerie, les feux d'artifice, les pigments et les colorants, ainsi que pour l'imprégnation du bois et du cuir contre les champignons et les bactéries (ATSDR 1992; CCME 1999; Peter et Viraraghavan 2005; USGS 2021). De plus, on utilise le thallium 201, un isotope radioactif, dans l'imagerie cardiaque pour déterminer l'emplacement et l'étendue des blocages des artères coronaires ainsi que du tissu cicatriciel des infarctus antérieurs (Blumenthal et coll. 2013). Les sels de thallium étaient également utilisés dans le passé comme pesticides (bactéricides, rodenticides et insecticides) et comme agent dépilatoire, et dans le traitement de diverses maladies telles que les infections fongiques, la syphilis, la tuberculose et la gonorrhée. Ces utilisations anciennes ont toutefois été interdites dans la plupart des pays en raison de la forte toxicité du thallium, de son accumulation dans le corps humain et de sa persistance dans l'environnement (Peter et Viraraghavan 2005). Au Canada, les insecticides contre les fourmis à base de sulfate de thallium étaient la seule utilisation agricole homologuée, mais ils ont été complètement abandonnés en 1974 (Lang 1993, cité dans CCME 1999, comm. pers., renseignements fournis par Agriculture Canada, Ottawa; source non citée). Les autres utilisations du thallium au Canada sont énumérées au tableau 4-1.

Tableau 4-1. Autres utilisations du thallium au Canada

Utilisation	Thallium
Matériaux d'emballage alimentaire ^a	O
Ingrédient médicamenteux dans des produits radiopharmaceutiques ^b	O
Ingrédients médicamenteux dans des produits de santé naturels homologués ^c	O

Abréviation : O = oui, l'utilisation a été rapportée pour cette substance.

^a Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 14 mars 2016, source non citée; Santé Canada 2016.

^b Santé Canada 2016; BDPP [modifié en 2018].

^c Le thallium figure comme substance homéopathique dans la base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels. Les utilisations homéopathiques sont régies par le *Règlement sur les produits de santé naturels* (Canada 2003). Santé Canada 2016; BDPSNH [modifié en 2018]; BDIPSN [modifié en 2019].

5. Rejets dans l'environnement

Les rejets naturels de thallium dans l'environnement aquatique proviennent principalement de la météorisation des minéraux et des roches qui contiennent du thallium (CCME 1999). L'érosion des sols, les feux de forêt et l'activité volcanique peuvent aussi contribuer aux rejets naturels de thallium dans l'environnement aquatique (Couture et coll. 2011).

Depuis 2014, les installations canadiennes sont tenues de déclarer chaque année les rejets, les éliminations et les transferts à des fins de recyclage du thallium et de ses composés à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) s'ils répondent à des

critères précis (ECCC 2016), à savoir si, pour une année civile donnée, plus de 100 kg de thallium ont été :

- produits, traités ou utilisés d'une autre manière dans une concentration supérieure à 1 %;
- fortuitement produits, traités ou autrement utilisés comme sous-produit à n'importe quelle concentration;
- présents dans des résidus miniers à n'importe quelle concentration;
- contenus dans des stériles non inertes éliminés à n'importe quelle concentration.

La figure 5-1 montre le nombre d'installations au Canada qui ont déclaré des rejets de thallium dans l'environnement à l'INRP entre 2014 et 2020 (INRP 2021). Au cours de cette période, le nombre d'installations qui ont déclaré du thallium est passé de 15 à 50, et les rejets annuels totaux de thallium et de ses composés dans l'environnement par l'air, l'eau et le sol étaient situés entre 1 243 kg et 3 569 kg.

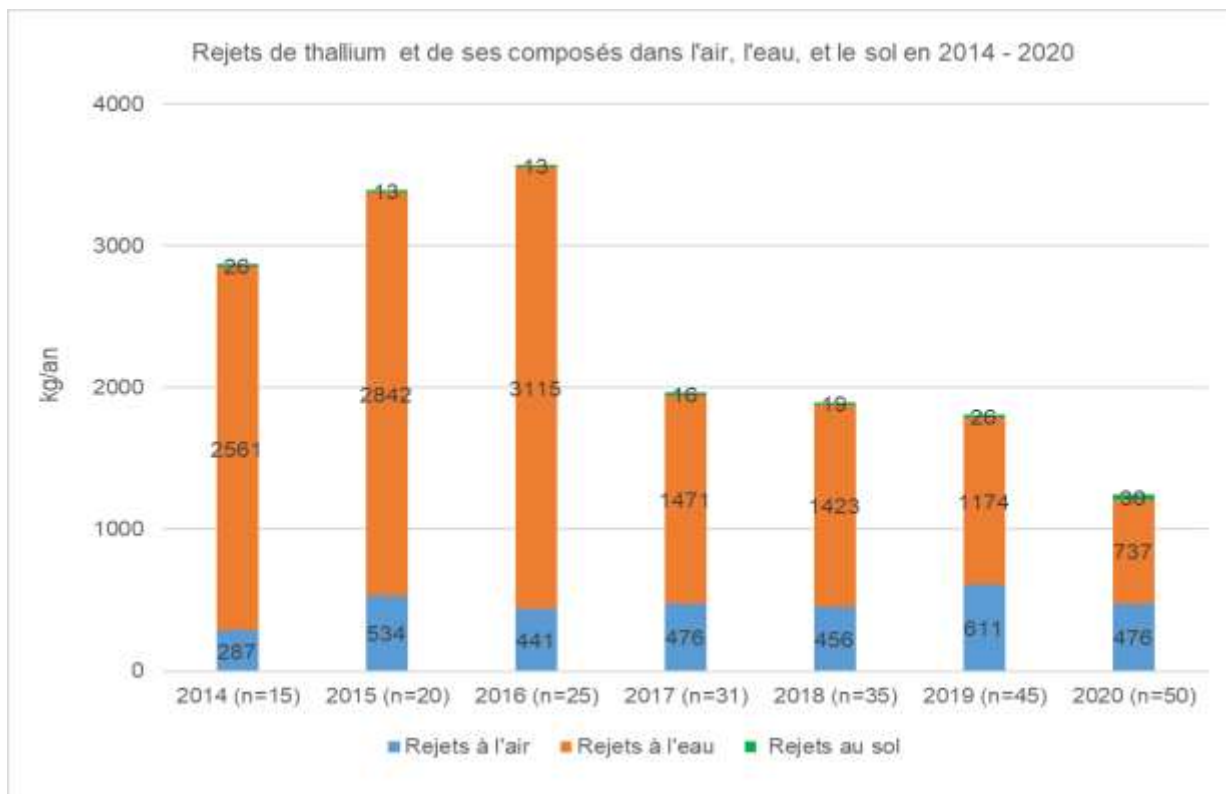


Figure 5-1. Données de l'INRP sur les rejets annuels de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'eau, l'air et le sol de 2014 à 2020

[Description longue : La figure 5-1 résume les données de l'INRP sur les rejets de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'eau, l'air et le sol de 2014 à 2020^a

Année de déclaration	Nombre de déclarations	Rejets dans l'air	Rejets dans l'eau	Rejets dans le sol	Rejets totaux
2014	15	287	2561	26	2874
2015	20	534	2842	13	3389
2016	25	441	3115	13	3569
2017	31	476	1471	16	1963
2018	35	456	1423	19	1898
2019	45	611	1174	26	1811
2020	50	476	737	30	1243

2014	15	287	2 561	26	2 874
2015	20	534	2 843	13	3 390
2016	25	441	3 115	13	3 569
2017	31	476	1 471	16	1 963
2018	35	456	1 423	19	1 898
2019	45	611	1 174	26	1 811
2020	50	476	737	30	1 243

^a Les quantités sont arrondies au kilogramme supérieur.]

La figure 5-2 montre les rejets annuels totaux de thallium supérieurs à 1 kg dans l'air, par secteur industriel, notamment la fabrication de ciment et de produits en béton, l'extraction de charbon, les centrales électriques alimentées au charbon (production, transport et distribution d'électricité), l'extraction de minerais métalliques et les fonderies de métaux communs (production et transformation de métaux non ferreux [sauf l'aluminium]), entre 2014 et 2020 (INRP 2021). Les fonderies de métaux communs ont déclaré les rejets de thallium les plus élevés dans l'air, suivies du secteur de l'extraction de minerais métalliques. Les émissions de thallium dans l'air déclarées par ce dernier secteur provenaient majoritairement de deux installations, qui ont rejeté ensemble 267 kg de thallium en 2020, par rapport à 317 kg pour tout le secteur de l'extraction de minerais métalliques. Le thallium rejeté dans l'air par ces deux installations est associé à l'exploitation de fours de durcissement dans les usines de boulettage de minerai de fer.

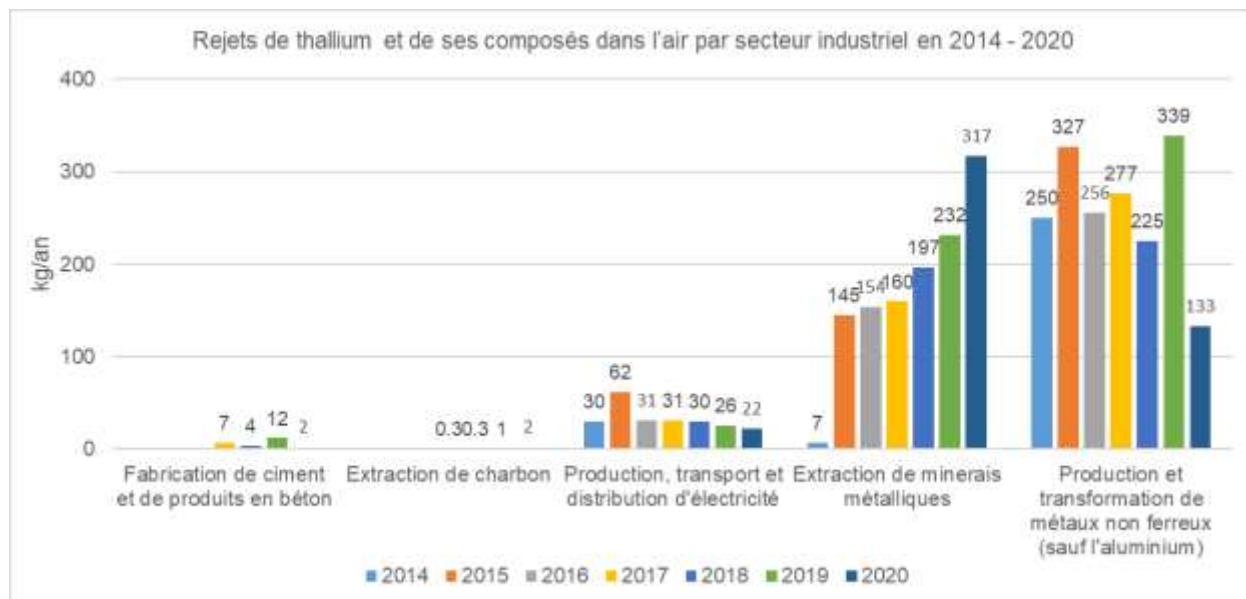


Figure 5-2. Données de l'INRP sur les rejets annuels de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'air par secteur industriel de 2014 à 2020

[Description longue : La figure 5-2 résume les données de l'INRP sur les rejets de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'air par secteur industriel de 2014 à 2020^a.

Année de déclaration	Fabrication de ciment et de produits en béton	Extraction de charbon	Production, transport et distribution d'électricité	Extraction de minerais métalliques^b	Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)
2014	N. D.	N. D.	30	7	250
2015	N. D.	N. D.	62	145	327
2016	N. D.	N. D.	31	154	256
2017	7	0,3	31	160	277
2018	4	0,3	30	197	225
2019	12	1	26	232	339
2020	2	2	22	317	133

Abréviation : N. D., non déclarée (aucune quantité n'a été déclarée par ce secteur pour les rejets de thallium dans l'air pour l'année civile).

^a Les secteurs industriels suivants ont déclaré des rejets de thallium dans l'air inférieurs à 1 kg par année durant la période de déclaration : sidérurgie, extraction de pétrole et de gaz, fabrication de produits du pétrole et du charbon, et extraction de minerais non métalliques et exploitation en carrière.

^b L'extraction de minerais métalliques comprend le secteur du bouletage de minerai de fer, qui a représenté un pourcentage élevé des rejets par secteur en 2019 et en 2020.】

La figure 5-3 illustre les rejets totaux annuels de thallium supérieurs à 1 kg dans l'eau, par secteur industriel, notamment l'extraction de charbon, l'extraction de minerais métalliques, les fonderies de métaux communs (production et transformation de métaux non ferreux [sauf l'aluminium]), la fabrication de produits du pétrole et du charbon, et les réseaux d'aqueduc et d'égout et autres, entre 2014 et 2020 (INRP 2021). Les fonderies de métaux communs ont déclaré les rejets de thallium les plus élevés dans l'eau par rapport aux autres secteurs industriels. Le thallium peut aussi se retrouver dans les eaux usées à la suite de l'utilisation ou de l'élimination de produits pharmaceutiques, de colorants de fabrication et de feux d'artifice, ou du lessivage après des réactions chimiques (Couture et coll. 2011). Les concentrations élevées de thallium déclarées par un système de traitement des eaux usées en 2014 et 2015 ont été estimées en utilisant la moitié de la limite de détection pour les mesures non détectées. En 2016, cette installation a retiré le thallium de sa liste de substances déclarables, car il n'y avait eu « aucun résultat supérieur à la limite de détection de la méthode (LDM) en deux ans » (INRP 2021).

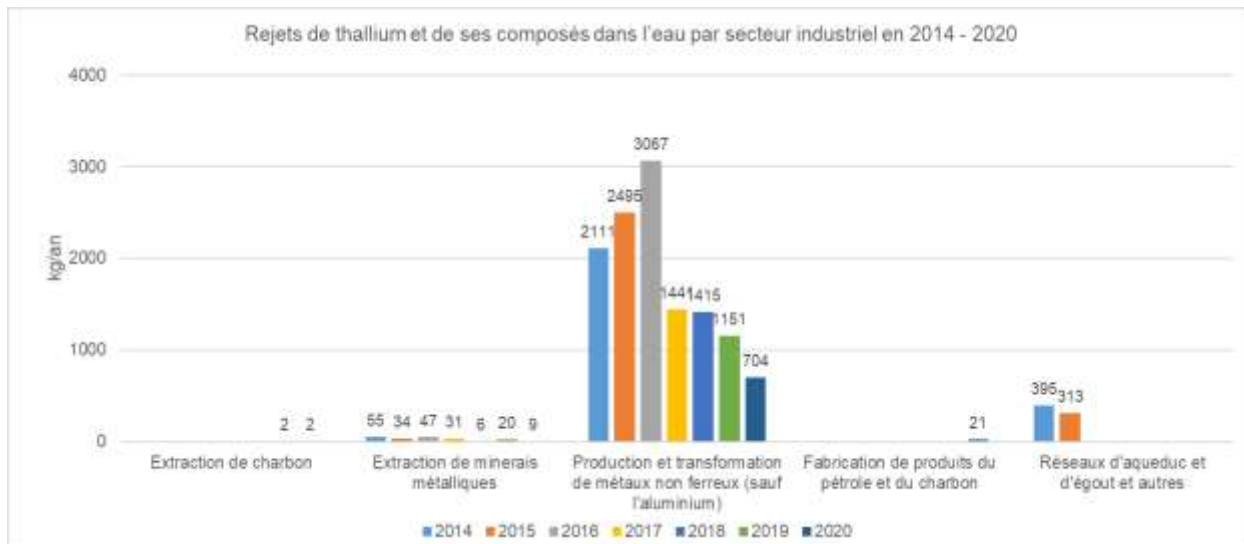


Figure 5-3. Données de l'INRP sur les rejets de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'eau par secteur industriel de 2014 à 2020

[Description longue : La figure 5-3 résume les données de l'INRP sur les rejets de thallium et de ses composés (kg par an) dans l'eau par secteur industriel de 2014 à 2020^a.

Année de déclaration	Extraction de charbon	Extraction de minerais métalliques	Production et transformation de métaux non ferreux (sauf l'aluminium)	Fabrication de produits du pétrole et du charbon	Réseaux d'aqueduc et d'égout et autres
2014	N. D.	55	2 111	N. D.	395
2015	N. D.	34	2 495	N. D.	313
2016	N. D.	47	3 067	N. D.	N. D.
2017	N. D.	31	1 441	N. D.	N. D.
2018	N. D.	6	1 415	N. D.	N. D.
2019	2	20	1 151	N. D.	N. D.
2020	2	9	704	21	N. D.

Abréviation : N. D., non déclarée (aucune quantité n'a été déclarée par ce secteur pour les rejets de thallium dans l'eau pour l'année civile)

^a Les secteurs industriels suivants ont déclaré des rejets de thallium dans l'eau inférieurs à 1 kg par année durant la période de déclaration : production, transport et distribution d'électricité, usines de pâte à papier, de papier et de carton, et extraction de pétrole et de gaz.]

Le secteur de l'extraction de minerais métalliques a déclaré les rejets de thallium les plus élevés dans le sol, c'est-à-dire entre 13 kg et 28 kg par année entre 2014 et 2020. Les secteurs de l'extraction du pétrole et du gaz et des usines de pâte à papier, de papier et de carton ont déclaré entre 0,4 kg et 1,5 kg de rejets de thallium et de ses

composés dans le sol par année en 2019 et 2020. Les autres secteurs ont déclaré des rejets inférieurs à 1 kg par année ou aucun rejet dans le sol (INRP 2021).

Outre les secteurs industriels qui font une déclaration à l'INRP, d'autres procédés industriels pourraient contribuer au rejet de thallium dans l'environnement, notamment la production d'engrais potassique et le grillage de la pyrite pour la production d'acide sulfurique (McNeely et coll. 1979; Schoer 1984; PISSC 1996; Cheam 2001). Cependant, les quantités de thallium provenant de ces sources sont probablement inférieures au seuil de déclaration à l'INRP. Le thallium peut également se lixivier à partir de déchets solides produits par des fonderies, des raffineries et des usines aurifères, et accumulés pendant des dizaines d'années (Kazantzis 1979, 2000).

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Distribution dans l'environnement

Dans l'air, le thallium est éliminé par les précipitations, la dispersion atmosphérique et les dépôts humides ou secs après avoir pénétré dans l'atmosphère (ATSDR 1992). Des émissions de thallium attribuables aux dépôts atmosphériques ont été retrouvées dans la neige et la glace de l'Arctique canadien (Cheam 2001) et ont une portée mondiale; par exemple, elles ont été mesurées dans la neige aussi loin qu'en Antarctique (Baiocchi et coll. 1994; McConnell et Edwards 2008). Le thallium métallique s'oxyde lentement dans l'air pour former de l'oxyde thalleux à la surface du métal (Lee 1971). Bien que le chlorure de thallium soit photosensible (Cotton et Wilkinson 1980), la réaction photochimique du thallium n'est pas considérée comme un processus important de son devenir dans l'atmosphère (ATSDR 1992).

Dans le milieu aquatique, le thallium peut exister dans deux états d'oxydation : thalleux monovalent, Tl(I), et thallique trivalent, Tl(III) (Lan et Lin 2005). Le Tl(I) et le Tl(III) diffèrent sensiblement en matière de mobilité et de toxicité environnementales, et le Tl(I) est la forme la plus stable sur le plan thermodynamique (Kaplan et Mattigod 1998; Lin et Nriagu 1998b; Gao et coll. 2007). Selon Vink (1993), le Tl(I) est la forme prédominante et elle est mobile lorsque dissoute dans l'eau. Bien que le Tl(I) soit la forme redox stable du thallium dans les eaux de surface, Lin et Nriagu (1999) ont constaté que 70 % du thallium dissous dans l'eau des Grands Lacs est du Tl(III). Twining et coll. (2003) ont avancé que la conversion du Tl(I) en Tl(III) par des bactéries planctoniques pourrait expliquer cette proportion. Campanella et coll. (2018) ont démontré que la photo-oxydation du Tl(I) en présence de cations aqueux [par exemple le Fe(III) ou l'As(V)] pourrait également provoquer la conversion du Tl(I) en Tl(III) dans les eaux naturelles. Selon Cotton et Wilkinson (1988), le Tl(III) est largement hydrolysé et est dominé par un complexe inerte $Tl(OH)_3$, qui peut précipiter, tandis que l'ion Tl(I), très soluble et faiblement réactif, est l'espèce de thallium inorganique la plus biodisponible.

Le thallium peut également être présent en milieu aquatique sous forme de l'ion organique stable du diméthylthallium (DMT), $(CH_3)_2Tl^+$, qui peut être produit par la

biométhylation bactérienne dans les sédiments anaérobies comme mécanisme de détoxification (Huber et Kirchmann 1978, cité dans PISSC 1996). Schedlbauer et Heumann (2000) ont également rapporté la production biotique de DMT dans l'océan. Cependant, aucune mesure du DMT dans l'eau douce n'a été effectuée, et la toxicité aquatique de cette espèce de thallium n'est pas connue (Schedlbauer et Heumann 2000; Hassler et coll. 2007). Étant donné qu'il n'existe pas de source anthropique connue de DMT, nous n'examinerons pas davantage son devenir dans l'environnement, son écotoxicité et son potentiel de bioaccumulation dans la présente évaluation.

Le thallium peut se répartir à partir de l'eau dans les sédiments et s'adsorber sur les minéraux argileux, les agrégats de sulfure de fer et les oxydes métalliques hydratés, comme l'oxyde de manganèse (Zitko 1975; Callahan et coll. 1979; Frantz et Carlson 1987; ATSDR 1992; Thomson et coll. 1992; Bidoglio et coll. 1993; Duan et coll. 2012). Il a aussi été avancé que la précipitation de l'hydroxyde de Tl(III) pourrait être un mécanisme efficace pour retirer le thallium de l'eau. L'hydroxyde de Tl(III) précipité peut ensuite être réduit en Tl(I) par des sédiments anaérobies riches en matières organiques ou se lier aux ions sulfure dans les sédiments pour former du sulfure de Tl(I) insoluble (Tl₂S) (PISSC 1996; Laforte et coll. 2005; Gao et coll. 2007; Turner et coll. 2010). D'après les coefficients de partage particules en suspension-eau (log K_{pe}) et sédiments-eau (log K_{se}) de 4,28 et de 1,48, respectivement, mentionnés par Harvey et coll. (2007), le thallium serait modérément mobile dans les sédiments et fortement adsorbant sur les particules dans les eaux de surface.

On considère que le Tl(I) est la forme dominante dans le sol. Le thallium présent dans le sol est généralement adsorbé sur les argiles et les colloïdes de manganèse dans des conditions réductrices (Kabata-Pendias et Pendias 1992). Selon Bidoglio et coll. (1993), le thallium s'associe aux oxydes ou aux hydroxydes de Mn, ce qui entraîne l'oxydation de surface du Tl(I) en Tl(III), qui est ensuite adsorbé ou précipité sous forme de Tl₂O₃. Certaines études indiquent que la sorption du thallium par les oxydes de fer et la matière organique du sol n'est pas importante (Peter et Viraraghavan 2008; Vaněk et coll. 2015a, 2015b). Les teneurs naturelles en thallium du sol sont surtout présentes dans les silicates et les oxydes cristallins ayant, dans les conditions habituelles du sol, un très faible potentiel de libération et de disponibilité pour le thallium (Vaněk et coll. 2009).

Des concentrations élevées de thallium dans le sol (par la météorisation naturelle de roches ou minéraux riches en cet élément), qui entraînent une forte accumulation dans les plantes, ont cependant été rapportées en Chine et en Tchéquie (Xiao 2004b; Pavlíčková et coll. 2005). Kabata-Pendias et Pendias (1992) mentionnent également que le thallium d'origine anthropique présent dans le sol s'est avéré très soluble et donc disponible pour les plantes. Cette observation est cohérente avec la faible valeur du coefficient de partage sol-eau (log K_{se}) de 0,68 rapportée par Harvey et coll. (2007), qui indique que le thallium est très mobile dans le sol. En étudiant la spéciation du thallium dans les plantes, Nolan et coll. (2004) ont observé que le Tl(I) était la seule espèce redox du thallium à s'accumuler dans les feuilles et l'espèce la plus répandue chez *Iberis intermedia*.

6.1.1 Potentiel de transport à grande distance

Le thallium présenterait un certain potentiel d'être transporté sur de grandes distances dans l'atmosphère en raison de sa mobilité sous forme de particules fines (ATSDR 1992). Des concentrations de thallium ont été rapportées dans des organismes et des milieux de l'environnement de diverses régions éloignées et peu exposées, telles que l'Arctique canadien et d'autres régions arctiques éloignées (Baiocchi et coll. 1994; Cheam et coll. 1996; Cheam 2001; Gantner et coll. 2009). McConnell et Edwards (2008) ont présenté une étude portant sur les archives des dépôts continus moyens mensuels et annuels de thallium entre 1772 et 2003, obtenues à partir d'une carotte de glace prélevée au Groenland. Ils ont montré que le changement dans les dépôts atmosphériques du thallium dans la carotte de glace était corrélé avec l'utilisation du charbon, du pétrole et du gaz comme principales sources de combustible en Amérique du Nord et en Europe.

6.2 Persistance dans l'environnement

Le thallium métallique s'oxyde lentement dans l'humidité et l'air (Lee 1971). Le chlorure de thallium est photosensible (Cotton et Wilkinson 1988), mais rien n'indique que le thallium soit fortement transformé par des réactions photochimiques dans l'atmosphère (Callahan et coll. 1979).

Le thallium sous forme élémentaire est persistant, car il ne peut se dégrader davantage dans l'environnement, bien qu'il puisse se transformer en différentes espèces chimiques ou se répartir entre les différentes phases d'un milieu de l'environnement.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

6.3.1 Biodisponibilité

Le thallium n'est pas un élément essentiel pour les organismes. L'évaluation de la bioaccumulation du thallium dans les organismes aquatiques doit tenir compte de la biodisponibilité de l'espèce redox du thallium (Ralph et Twiss 2002). Dans une étude de Twiss et coll. (2004) qui présentait les résultats de la biodisponibilité du Tl(I) et du Tl(III) dans l'algue unicellulaire *Chlorella* sp. et la diatomée *Stephanodiscus hantzschii*, la concentration de l'ion Tl(I) libre dans le milieu d'essai s'est révélée près de la concentration totale de Tl(I) dissous. Par rapport à la concentration de Tl(I), celle de Tl(III) sous forme d'ion libre dans le milieu d'essai était extrêmement faible et la substance était surtout présente sous forme de Tl(OH)₃ inerte. Rickwood et coll. (2015) ont également observé une conversion rapide du Tl(III) en Tl(I) dans la solution d'essai dans des conditions de laboratoire. Le Tl(I) faiblement réactif est donc considéré comme l'espèce de thallium libre dans l'environnement aquatique à un pH plus ou moins neutre (Ralph et Twiss 2002; Twiss et coll. 2003).

En plus du fait que la spéciation du thallium dans les milieux de l'environnement a une incidence sur sa biodisponibilité et son absorption, des études ont démontré que

l'absorption alimentaire contribuait également à son accumulation chez les organismes aquatiques (Lapointe et Couture 2009, 2010; Lapointe et coll. 2009; Ouellet et coll. 2013). L'assimilation alimentaire du thallium s'est révélée importante chez les têtes-de-boule juvéniles par rapport aux poissons au stade d'embryon ou de larve (Lapointe et Couture 2009; Lapointe et coll. 2009). Lorsque les poissons étaient exposés simultanément par l'eau et par l'alimentation, l'absorption de thallium par l'eau était plus rapide que par l'alimentation. L'induction rapide des processus d'ionorégulation dans les branchies des poissons, qui a limité l'absorption et l'accumulation de thallium, ainsi que l'activation de mécanismes de régulation dans l'intestin des poissons pour réguler l'absorption ou l'élimination du thallium présent dans l'alimentation ont également été rapportées (Lapointe et Couture 2009; Lapointe et coll. 2009).

La biodisponibilité du thallium pour les organismes terrestres et son absorption ultérieure par les plantes terrestres sont influencées par divers facteurs. Pour les plantes, ces facteurs sont la spéciation du thallium, le type de sol (et donc les propriétés du sol), la concentration de thallium dans le sol, l'espèce végétale et la mobilité du thallium dans le sol (Kazantzis 2000; Xiao et coll. 2004a; Pavlíčková et coll. 2005; Vaněk et coll. 2015a, 2015b). Tout comme dans les milieux aquatiques, le Tl(I) est la forme prédominante accumulée depuis le sol par les systèmes racinaires des plantes (Tsakovski et coll. 1994; Nolan et coll. 2004; Xiao et coll. 2004a). Au moyen d'une méthode d'extraction séquentielle, Lukaszewski et coll. (2018) ont étudié la mobilité du thallium dans des échantillons de sol de fond (0,8 m à 1,0 m de profondeur) formés sur plus de six milieux lithologiques différents en Pologne. Les auteurs ont constaté qu'une grande proportion du thallium présent dans la plupart des types de sol était fortement piégé par la roche mère aluminosilicatée, ce qui constitue une forme immobile du thallium qui n'est donc pas disponible pour l'absorption par les organismes terrestres. Font exception les sols contenant des minerais sulfurés dispersés (minerais Zn-Pb, pyrites et minerais As-Sb) qui sont mobiles dans le sol, ce qui donne à penser que les sols de minerais sulfurés naturels et de sources anthropiques de même origine (mines de minerais métalliques, fonderies de métaux communs, etc.) sont une source importante des espèces de thallium les plus biodisponibles pour l'absorption par les organismes terrestres.

6.3.2 Bioaccumulation dans les organismes aquatiques

Les méthodes fondées sur le facteur de bioconcentration (FBC) et le facteur de bioaccumulation (FBA) utilisées pour la plupart des métaux sont considérées comme peu utiles pour prévoir l'accumulation de métaux et les dangers qui y sont associés (McGeer et coll. 2003; Schlekot et coll. 2007). Certains métaux peuvent s'accumuler parce qu'ils sont nécessaires comme nutriments ou sont partiellement détoxifiés de manière interne. De plus, des relations inverses peuvent se produire pour les éléments métalliques parce que l'accumulation de métaux par les organismes suit généralement une cinétique de saturation pour laquelle la constante du taux d'absorption du métal diminue avec l'augmentation de la concentration dans le milieu externe (McGeer et coll. 2003; Schlekot et coll. 2007).

Borgmann et coll. (2004) et Norwood et coll. (2007) ont élaboré un modèle mécaniste de saturation qui estime les FBC ou les FBA des métaux pour l'amphipode dulcicole *Hyaella azteca* et évite la dépendance susmentionnée à la concentration. En principe, les organismes qui ne stockent pas de métaux sous forme détoxifiée peuvent présenter une relation étroite entre les FBA et les FBC et la toxicité chronique (Couillard et coll. 2008). Cette approche a été vérifiée sur le terrain (Couillard et coll. 2008) et ne s'applique qu'aux métaux non essentiels et peu essentiels (par exemple, le thallium), et pas aux métaux physiologiquement régulés et nécessaires du point de vue nutritionnel. Les FBA obtenus à partir de données de terrain sont fortement corrélés avec les FBC obtenus en laboratoire, déterminés selon l'approche de Borgmann et coll. (2004) et de Norwood et coll. (2007) pour l'eau du lac Ontario. Le tableau 6-1 présente les FBC et les FBA aquatiques empiriques produits pour le thallium en reliant les FBC aux effets toxiques chroniques pour l'amphipode dulcicole *Hyaella azteca* (Borgmann et coll. 1998; Borgmann et coll. 2004; Norwood et coll. 2007; Couillard et coll. 2008).

Tableau 6-1. FBC ou FBA aquatiques empiriques produits pour le thallium pour l'amphipode dulcicole *Hyaella azteca* (Borgmann et coll. 1998; Borgmann et coll. 2004; Norwood et coll. 2007; Couillard et coll. 2008)

Type d'essai ^a	Durée	Type d'eau	FBC ou FBA (L/kg ph)
Transplantation sur le terrain de <i>Hyaella azteca</i> dans deux rivières touchées par l'extraction de métaux dans le nord-ouest du Québec (six sites)	17 jours	Eau de rivière (rivière Allard et rivière Colombière)	1 645 ^b
Exposition en laboratoire	7 jours	Eau du lac Ontario ^c	1 380 ^b
Exposition en laboratoire	7 jours	Eau reconstituée sans K ⁺	7 220 ^b

Abréviation : ph, poids humide

^a L'amphipode dulcicole *Hyaella azteca* était l'organisme d'essai utilisé dans le cadre d'études réalisées sur le terrain et en laboratoire.

^b L/kg de poids humide converti à partir du poids sec en utilisant 0,19 g sec pour 1 g humide.

^c Caractéristiques de l'eau du lac Ontario utilisées dans l'essai en laboratoire : K⁺ = 40 µM, dureté 130 mg/L, alcalinité 90 mg/L, pH 7,9 à 8,6

L'effet protecteur du potassium (K) contre la toxicité du thallium a été démontré pour différents organismes aquatiques, en raison du mécanisme toxique bien connu du thallium, qui interfère avec les processus vitaux dépendant du potassium dans les organismes vivants (Borgmann et coll. 1998; Twiss et coll. 2004; Hassler et coll. 2007; Rickwood et coll. 2015; Tatsi et coll. 2015). La hausse de la concentration de potassium inhibe l'accumulation de thallium dans les organismes aquatiques et en réduit la toxicité. Cette question est examinée plus en détail dans les documents justificatifs (ECCC 2018b).

Des concentrations de thallium dans le phytoplancton et les macrophytes ont été rapportées pour quelques espèces, et la plupart de ces valeurs ont été obtenues lors

d'expériences en laboratoire. Les mesures sur le terrain de Zitko et coll. (1975) ont montré des concentrations élevées de thallium chez les producteurs primaires dans les rivières contaminées par les activités minières au Canada. En particulier, il a été déterminé que les algues et les mousses accumulaient jusqu'à 43,4 mg/kg ps et 162 mg/kg ps de thallium, respectivement, pour des concentrations de 0,7 µg/L à 88,3 µg/L de thallium dans l'eau. Les valeurs moyennes calculées du FBA étaient de 21 500 L/kg pour les mousses et de 908 L/kg ps à 1 895 L/kg ps pour les algues. Queirolo et coll. (2009) ont mesuré sur le terrain des FBA plus élevés (environ 8 000 L/kg ps à 82 500 L/kg ps) chez deux espèces d'algues, *Myriophyllum aquaticum* et *Zannichellia palustris*, vivant dans des eaux polluées par la transformation de minerais sulfurés de cuivre, de zinc et de plomb et par l'activité volcanique dans le nord du Chili. Ils ont constaté que la concentration de thallium dans les algues augmentait avec le temps tout au long de leur processus de croissance.

Une étude de Kwan et Smith (1988) a porté sur la toxicité et l'accumulation du thallium chez *Lemna minor*. Dans le cadre d'essais de laboratoire de 10 jours, il a été démontré que l'absorption du thallium augmentait avec les concentrations d'exposition. Les valeurs du FBC dans les plantes étaient très élevées (6 000 000 L/kg à 88 000 000 L/kg), et les concentrations d'exposition présentaient des relations inverses. Les plantes ont montré peu ou pas de rétablissement lorsqu'elles ont été déplacées vers un milieu exempt de thallium après une exposition à 0,5 nmol/L (102 µg/L) ou plus de thallium. Les concentrations seuils dans les tissus végétaux pour *L. minor* étaient comprises entre 960 nmol/g et 1 440 nmol/g (196 mg/kg et 294 mg/kg), ce qui était supérieur à la charge corporelle létale d'environ 300 nmol/g (62 mg/kg) calculée par Borgmann et coll. (1998) pour *Hyalella azteca* lors d'une étude de quatre semaines.

Lapointe et Couture (2009, 2010) ont étudié en laboratoire l'absorption du thallium par l'eau et la nourriture chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Les larves de poisson ont accumulé une concentration considérablement plus élevée de thallium (jusqu'à 6,5 mg/kg ps) que les juvéniles (jusqu'à 0,052 mg/kg), mais aucun effet sur le temps d'éclosion, la survie des embryons ou les activités enzymatiques n'a été démontré. Dans les deux études, des vers *Tubifex tubifex* ayant été exposés pendant 21 jours à des sédiments contenant du thallium ont été offerts comme proies aux poissons. Les facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) calculés étaient de 0,92 à 1,32, ce qui est semblable à ceux de 0,47 à 1,44 rapportés pour *H. azteca* (Borgmann et coll. 1998).

Le thallium est l'un des métaux traces surveillés par le Programme national de suivi et de surveillance des contaminants dans le poisson d'ECCC (ECCC 2018a). Dans le cadre de ce programme et d'autres programmes fédéraux ou provinciaux de surveillance de l'eau, trois sites ont été sélectionnés pour la collecte de données de surveillance du thallium visant les concentrations dans l'eau et le corps des poissons (ECCC 2018a). L'un des trois sites, désigné comme présentant un potentiel d'enrichissement en thallium attribuable à l'impact industriel, comprenait deux stations de surveillance de l'eau situées dans des eaux réceptrices, à environ 5,6 km et 13 km en aval de l'un des points de rejet de l'installation. Les moyennes géométriques

calculées des concentrations de thallium mesurées dans l'eau de 2005 à 2013 aux deux stations de surveillance étaient respectivement de 0,0242 µg/L et 0,00256 µg/L. Des poissons ont également été prélevés aux deux stations de surveillance de l'eau au cours de plusieurs années de surveillance, de 2008 à 2015. Les moyennes géométriques calculées des concentrations de thallium dans le corps entier de la truite arc-en-ciel et du doré jaune étaient respectivement de 0,110 mg/kg ps et de 0,103 mg/kg ps, tandis que les FBA calculés à partir des données de terrain variaient de 1 100 L/kg ph à 1 500 L/kg ph. Les deux autres sites présentaient de très faibles concentrations de thallium détectables dans l'eau, allant d'une valeur inférieure à la limite de détection (LD entre 0,001 µg/L et 0,1 µg/L) à 0,02 µg/L. Les concentrations de thallium mesurées dans le corps entier des poissons étaient comprises entre 0,0105 mg/kg ps et 0,0434 mg/kg ps, ce qui donne à penser que les poissons peuvent accumuler du thallium à de très faibles concentrations dans l'eau. Étant donné que plus de 80 % des concentrations de thallium dans l'eau étaient inférieures à la limite de détection, les FBA de terrain n'ont pas été calculés pour les deux sites.

La contamination potentielle du milieu marin par le thallium a été considérée comme un problème émergent dans les zones industrialisées. Par exemple, Fard et coll. (2017) ont présenté une concentration moyenne de thallium de 0,781 mg/kg ph (0,984 mg/kg ps) dans les tissus musculaires de soles et ont avancé une relation positive importante entre la concentration de thallium et la longueur des poissons. Turner et Pillsbury (2013) ont nourri des escargots marins avec une macroalgue verte (*Ulva lactuca*) et ont déterminé que les escargots n'accumulaient que 2 % de thallium à partir de l'eau de mer, contre environ 15 % à partir de l'alimentation, ce qui indique que l'absorption alimentaire est potentiellement plus importante que l'exposition par l'eau. Del Valls et coll. (1999) ont rapporté que les concentrations de thallium dans trois espèces d'invertébrés estuariens et marins provenant d'un estuaire contaminé par un déversement minier étaient égales ou inférieures à celles mesurées chez *H. azteca* dans le lac Ontario (Borgmann et coll. 1998). Les FABS calculés variaient de 0,25 à 1,93 pour des concentrations mesurées dans les sédiments de 0,059 mg/kg à 0,080 mg/kg, ce qui est comparable aux FABS pour *H. azteca* et *Tubifex tubifex* (Borgmann et coll. 1998; Lapointe et Couture 2009, 2010). Les concentrations de thallium dans les palourdes et les crabes indigènes ainsi que dans les tissus d'huîtres transférées n'ont pas augmenté de manière importante au cours des deux à quatre mois d'étude sur le terrain. Del Valls et coll. (1999) ont mesuré des concentrations légèrement accrues de thallium (0,07 mg/kg ps à 0,20 mg/kg ps) dans les tissus de mulets.

6.3.3 Bioaccumulation dans les plantes terrestres

L'absorption du thallium par les plantes dépend de l'espèce, la famille des *Brassicaceae* et les espèces du genre *Viola* étant rapportées comme des hyperaccumulateurs de thallium (Leblanc et coll. 1999; LaCoste et coll. 2001; Al-Najar et coll. 2003; Pavlíčková et coll. 2005; Wang et coll. 2013; Baceva et coll. 2014; Antisari et coll. 2016). De nombreuses études (Leblanc et coll. 1999; LaCoste et coll. 2001; Al-Najar et coll. 2003; Sun et coll. 2012, 2015) ont avancé que la tolérance de certaines espèces de plantes

terrestres au thallium et la forte accumulation de la substance dans ces espèces pourraient en faire des sources prometteuses pour la bioremédiation ou la phytoremédiation et le phytominage dans les zones polluées par le thallium.

Les concentrations de thallium dans les plantes reflètent aussi directement leur environnement immédiat dans le sol contaminé, et l'accumulation de thallium dans la végétation peut augmenter avec le temps tout au long du processus de croissance (Xiao et coll. 2004a).

L'accumulation de thallium dans certaines parties des plantes dépend également de l'espèce. En examinant des cultures (pomme de terre, fève des marais, maïs) prélevées près de sites contaminés par des mines de cuivre, Queirolo et coll. (2009) ont établi que les racines sont les meilleurs accumulateurs de thallium. Wierzbicka et coll. (2004) ont rapporté des résultats similaires. Cependant, des études sur le terrain ont également démontré la capacité de certaines plantes à accumuler le thallium et à le déplacer dans ses parties aériennes et ses tissus reproducteurs, ce qui indique la capacité de ces plantes à accumuler le thallium dans leurs tissus aériens (Madejón 2013; Antisari et coll. 2016; Ferronato et coll. 2016; Pavoni et coll. 2017).

Les champignons ont montré une tendance semblable à l'accumulation de thallium qui dépend de la souche. Urík et coll. (2010) ont rapporté une accumulation atteignant 36 mg/kg et 430 mg/kg de thallium par une souche fongique après une exposition à des concentrations de thallium de 1,0 mg/L et 4,9 mg/L dans des milieux de culture pendant 30 jours. La croissance fongique a été réduite aux deux concentrations de thallium après 10 jours d'exposition. Sun et coll. (2012, 2015) ont aussi démontré que certaines souches fongiques peuvent survivre dans des sols contaminés au thallium et qu'elles ont une grande capacité de biosorption et de bioaccumulation du thallium.

6.3.4 Bioaccumulation dans les animaux terrestres

Comme pour les organismes aquatiques, les données disponibles sur la bioaccumulation du thallium chez les animaux terrestres étaient limitées. Sager (1994) a résumé que le thallium s'accumule principalement dans le foie, le cerveau et les reins des animaux terrestres.

Dmowski et coll. (1998) ont étudié les populations de petits mammifères dans une communauté soumise à des conditions de concentrations extrêmement élevées de thallium près d'un complexe de fonderie et d'exploitation minière de Zn-Pb dans la région de Bukowno-Olkusz, en Pologne. Des concentrations élevées de thallium (aussi élevées que 11 mg/kg à 44 mg/kg) ont été détectées dans les reins et le foie de rongeurs vivant aux deux sites les plus près de la fonderie. Le site le plus proche de la fonderie et du crassier présentait les niveaux de contamination les plus élevés. De plus, l'un des symptômes de l'empoisonnement au thallium est l'alopecie progressive ou la perte de fourrure chez les animaux. Trois spécimens inhabituels présentant une perte de poils importante et une fourrure pâle ont été trouvés parmi les rongeurs capturés sur le site le plus proche de la fonderie. La productivité (densité de population et structure

d'âge) de l'ensemble de la communauté de petits mammifères et de souris adultes sur le site a été considérablement réduite, même par rapport à d'autres sites de fonderie de zinc ou fortement pollués par des métaux. Toutefois, il n'a pas été possible de déterminer clairement si les effets observés sur les rongeurs étaient uniquement révélateurs d'une éventuelle toxicité chronique du thallium, étant donné que d'autres agents stressants, dont d'autres métaux traces provenant de la fonderie et des scories, pourraient également avoir contribué à la cause.

Dmowski et coll. (1998, 2000, 2001, 2015) ont également surveillé la contamination au thallium d'autres animaux terrestres dans la même région. De fortes concentrations de thallium ont été mesurées dans les œufs du crapaud commun (*Bufo bufo*), les juvéniles après métamorphose et les adultes, les plus fortes concentrations de thallium ayant été trouvées dans les œufs (maximum de 28 mg/kg). Il a été avancé que le thallium dans le frai n'était pas absorbé depuis l'eau (0,070 µg/L) ou les sédiments (7,55 mg/kg ps), mais était transféré directement par les femelles (Krasnodębska-Ostręga et coll. 2005, cité dans Karbowska 2016). En fait, les concentrations de thallium dans les crapauds étaient beaucoup plus faibles que celles mesurées chez d'autres vertébrés sauvages présentant des symptômes d'intoxication aiguë au thallium (Clausen et Karlog 1974, 1977, cité dans Dmowski et coll. 2015; Munch et coll. 1974, cité dans Dmowski et coll. 2015; Cromartie et coll. 1975). Les crapauds présentaient également de nombreuses caractéristiques démontrant leur adaptation à l'environnement défavorable; aucune anomalie de développement externe n'a été observée chez les adultes, les têtards ou les juvéniles provenant de bassins contaminés. Les auteurs ont avancé que les masses ou les chapelets d'œufs gélatineux de crapauds pourraient constituer une source importante de thallium pour les prédateurs non résidents qui ne s'adaptent pas à de fortes concentrations de thallium.

Sánchez-Chardi (2007) a rapporté que les concentrations de thallium étaient de trois à dix fois plus élevées dans le foie et les reins de la grande musaraigne musette (*Crocidura russula*) à un site contaminé par un déversement minier en Espagne que chez les animaux des sites de référence. Les adultes présentaient des concentrations de thallium plus élevées que les juvéniles, et les femelles présentaient des concentrations plus élevées que les mâles.

Cwynar et coll. (2014) ont aussi étudié l'accumulation chronique de thallium chez les animaux de ferme. Une exposition de huit semaines à des aliments contenant du thallium a entraîné une accumulation dans les tissus, les organes internes et les œufs de poules pondeuses, et l'accumulation de thallium était corrélée avec la concentration dans la nourriture et la durée d'exposition. Les plus fortes accumulations de thallium ont été trouvées dans les os, suivis des reins, des muscles et du foie, ce qui indique que cet élément a facilement été absorbé par le tractus gastro-intestinal et s'est rapidement réparti dans l'animal. Aucune mortalité n'a été observée chez les poules, mais des troubles de l'homéostasie ont été observés à la dose la plus élevée de 16 mg/kg, dont les effets comprenaient une augmentation du nombre de globules blancs, de la créatinine et de l'hématocrite, ainsi qu'une diminution du taux de glucose sanguin. L'augmentation de la créatinine sérique donne à penser que les concentrations élevées

de thallium dans les reins peuvent contribuer à altérer les processus de filtration rénale, ce qui réduit l'élimination du thallium de l'organisme et entraîne une accumulation supplémentaire.

La principale source de thallium pour les oiseaux aquatiques est l'alimentation. Au Japon, Mochizuki et coll. (2005) ont rapporté que les concentrations de thallium étaient plus élevées chez huit espèces de canards provenant de sites contaminés que chez les oiseaux de sites de référence (non contaminés) de l'étude. Dans le cadre de l'étude, aucun canard provenant des sites contaminés n'a montré de signes physiques de toxicité. Benito et coll. (1999) ont aussi rapporté des données de surveillance sur les éléments traces dans le sang d'oiseaux aquatiques après un déversement minier dans les zones humides d'un parc national en Espagne, mais ont constaté que le thallium n'était pas présent chez les oiseaux à une concentration importante (les concentrations de thallium étaient inférieures à la limite de détection de 2 µg/L).

6.3.5 Potentiel de bioamplification

Les animaux vivant dans des zones contaminées par des métaux ou qui se nourrissent volontiers d'organismes vulnérables à l'accumulation de métaux sont particulièrement exposés au risque d'accumulation. Cela semble être le cas pour les organismes au bas de la chaîne trophique, dont l'appareil digestif tend à contenir de grandes quantités de matières extrêmement contaminées, qui sont ensuite mangées par des organismes de niveau trophique supérieur, ce qui entraîne une bioamplification. Cependant, peu de recherches ont été faites sur le potentiel de bioamplification du thallium, et les résultats sont parfois contradictoires.

On a constaté que le thallium pouvait se bioamplifier dans la chaîne alimentaire d'un lac arctique isolé, dans lequel l'omble chevalier est l'espèce dominante (Gantner et coll. 2009). Le lac Hazen est le plus grand lac du Haut-Arctique canadien, peu contaminé par l'homme, et il a été choisi pour mener une étude sur la bioaccumulation du mercure. Les concentrations de thallium dans les tissus musculaires des ombles ont été examinées en utilisant le mercure comme indicateur. Les résultats de l'étude ont montré une relation directe entre la teneur en thallium et la position trophique de l'omble, déterminée par $\delta^{15}\text{N}$ ⁸, ce qui indique un potentiel de bioamplification. Une tendance similaire a été rapportée par Lin et coll. (2001), qui avaient mesuré les concentrations de thallium dans les touladis adultes du lac Michigan. Une corrélation a été trouvée entre le facteur de croissance de la truite (le poids divisé par l'âge du poisson) et la concentration de thallium.

⁸ Le $\delta^{15}\text{N}$ est la signature isotopique stable de l'azote. Il est utilisé pour déduire la position trophique des consommateurs dans les études du réseau trophique. L'interprétation des signatures isotopiques stables de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) des consommateurs par rapport au $\delta^{15}\text{N}$ caractérisant la base du réseau trophique fournit une mesure intégrée dans le temps de la position trophique.

Dans les chaînes alimentaires aquatiques, les invertébrés dulcicoles et les poissons absorbent le thallium présent dans leur nourriture (Couture et coll. 2011). Le degré de transfert d'éléments comme le thallium d'un niveau trophique à l'autre est fonction de leur efficacité d'assimilation. Pour un élément trace donné, l'efficacité d'assimilation dépend de plusieurs facteurs, dont la disponibilité de l'élément dans les particules alimentaires et la physiologie digestive du prédateur (Couture et coll. 2011). Des techniques de fractionnement permettant de mesurer la distribution du thallium parmi les fractions de cellules de proies ont été utilisées pour illustrer la probabilité que le thallium soit disponible pour être absorbé, puis assimilé par les prédateurs (Smith et Kwan 1989; Dumas et Hare 2008; Lapointe et Couture 2009; Lapointe et coll. 2009).

En général, on désigne sous le nom de « métaux disponibles par voie trophique » les métaux traces présents dans le cytosol et les fractions d'organelles des proies qui sont facilement assimilés par les prédateurs (Wallace et Luoma 2003). Le thallium se trouve normalement dans le cytosol des invertébrés aquatiques, des poissons juvéniles et des plantes (25 % à 85 %) et peut donc être facilement assimilé par les prédateurs ou les brouteurs. Les proportions de thallium disponible par voie trophique mesurées dans les organismes aquatiques allaient de 50 % chez les *D. magna* et *T. tubifex* consommés par la tête-de-boule (Lapointe et coll. 2009) à 75 % chez le *C. riparius* consommé par les sialis (Dumas et Hare 2008), ce qui semble indiquer un transfert trophique potentiel dans les chaînes alimentaires aquatiques. La figure 6-1 illustre l'efficacité d'assimilation avec laquelle le thallium est transféré entre les niveaux trophiques dans les réseaux trophiques planctoniques et benthiques (Twining et Fisher 2004; Dumas et Hare 2008; Lapointe et Couture 2009; Lapointe et coll. 2009; Couture et coll. 2011).

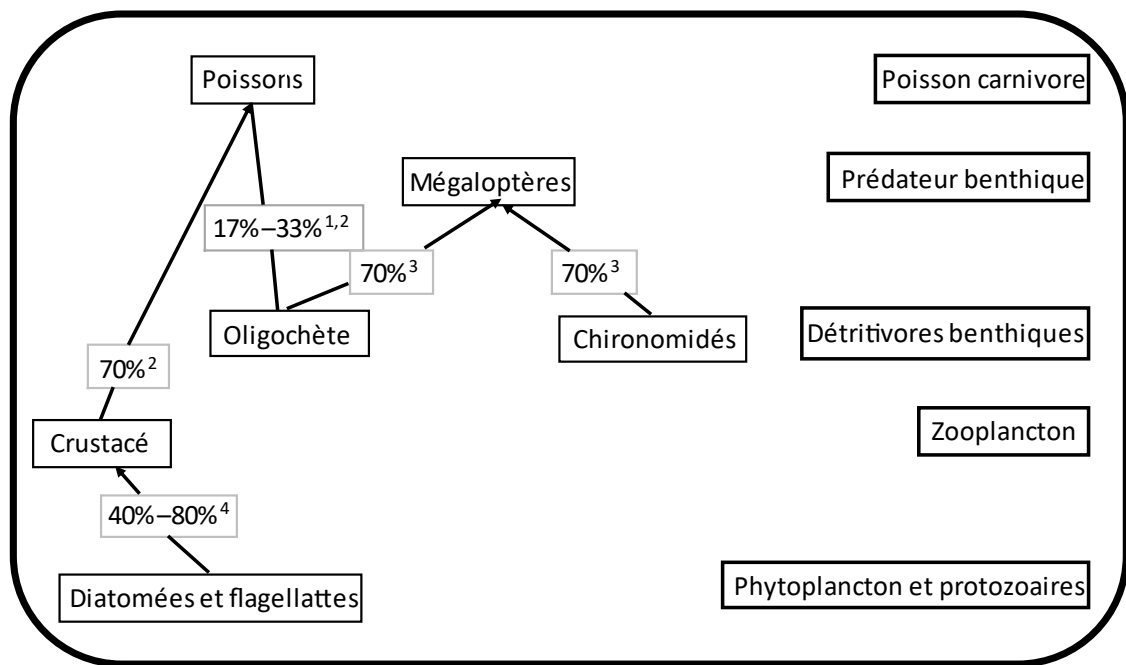


Figure 6-1. Schéma illustrant l'efficacité d'assimilation du transfert du thallium entre les niveaux trophiques dans les réseaux trophiques planctoniques et benthiques (Couture et coll. 2011).

[Description longue : La figure 6-1 illustre le transfert de l'efficacité d'assimilation (EA) du thallium entre cinq niveaux trophiques (c'est-à-dire le phytoplancton, le zooplancton, les détritivores benthiques, les prédateurs benthiques et les poissons carnivores) dans les réseaux trophiques planctoniques et benthiques (Couture et coll. 2011). Environ 40 % à 80 %⁴ du thallium provenant des diatomées phytoplanctoniques et des flagellés est disponible par voie trophique pour les crustacés zooplanctoniques (Twining et Fisher 2004), tandis que 70 %² du thallium provenant des crustacés est disponible pour les poissons carnivores (Lapointe et coll. 2009). Environ 70 %³ du thallium présent dans les détritivores benthiques et de 17 % à 33 %^{1,2} du thallium présent dans les oligochètes et chironomidés est disponible par voie trophique pour les prédateurs benthiques (c'est-à-dire les mégaloptères) et les poissons carnivores, respectivement (Lapointe et Couture 2009; Lapointe et coll. 2009; Dumas et Hare 2008).]

On a toutefois rapporté des observations contradictoires sur la bioamplification potentielle du thallium dans les chaînes alimentaires aquatiques ou terrestres. Aucune preuve de bioamplification du thallium n'a été observée dans le cadre d'études sur le terrain portant sur divers réseaux trophiques aquatiques (Twiss et coll. 2003; Ikemoto et

coll. 2008; Ofukany et coll. 2014) et sous-populations d'invertébrés (Dmowski et Badurek 2001).

Par conséquent, les éléments de preuve actuels indiquent que le thallium rejeté dans l'environnement par des sources tant naturelles qu'anthropiques sous ses formes biodisponibles peut s'accumuler dans les organismes aquatiques et terrestres. Les organismes aquatiques et terrestres exposés au thallium l'absorbent facilement par contact direct avec les milieux de l'environnement ou par ingestion de nourriture (Kazantzis 2000; Xiao et coll. 2004a; Lin et coll. 2005; Pavlíčková et coll. 2005; Couillard et coll. 2008; Lapointe et Couture 2009, 2010; Lapointe et coll. 2009; Ouellet et coll. 2013; Ecoscape Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014; Vaněk et coll. 2015a, 2015b). Des concentrations considérablement élevées de thallium dans les environs des zones de sources ponctuelles (par exemple les fonderies) peuvent avoir une incidence sur les organismes vivant dans ces milieux (Dmowski et Badurek 2001; Dmowski et coll. 1998, 2000, 2015). Cependant, on manque de données essentielles permettant de quantifier les concentrations de résidus de thallium dans les tissus associées à des effets nocifs (par exemple l'effet par rapport à la charge corporelle critique ou à la charge critique dans les tissus, les effets chroniques à l'échelle subcellulaire) et de quantifier les mécanismes et les voies de détoxification du thallium de divers récepteurs dans l'environnement.

Compte tenu des données limitées et contradictoires actuellement disponibles, la bioamplification du thallium dans les chaînes alimentaires aquatiques ou terrestres est incertaine. Les études subcellulaires susmentionnées semblent indiquer une assimilation potentielle du thallium des niveaux trophiques inférieurs aux niveaux trophiques supérieurs dans les chaînes alimentaires aquatiques (Smith et Kwan 1989; Dumas et Hare 2008; Lapointe et Couture 2009; Lapointe et coll. 2009). Cependant, étant donné les renseignements contradictoires tirés d'études de bioamplification sur le terrain, il est justifié d'effectuer des recherches supplémentaires pour cerner les relations prédateur-proie appropriées et examiner plus en détail le transfert de thallium dans une plus grande variété de chaînes alimentaires proie-prédateur dans l'environnement.

7. Potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement

7.1 Évaluation des effets sur l'environnement

7.1.1 Mode ou mécanisme d'action

Le mécanisme exact de la toxicité du thallium fait toujours l'objet de recherches. Le mécanisme le plus connu de la toxicité du thallium est lié à son interférence avec les processus vitaux dépendant du potassium dans les organismes aquatiques et terrestres. En raison de l'incapacité de la membrane cellulaire à distinguer le thallium du potassium et parce que ces deux éléments ont des charges et des rayons ioniques similaires, l'ion thalleux $Tl(I)$ peut imiter l'action biologique des ions potassium. Dans certains systèmes vivants, le $Tl(I)$ a une plus grande affinité d'absorption

(environ 10 fois plus grande) que le K⁺ dans les transporteurs membranaires (Na,K)-ATPase (Brismar 1998). En imitant le potassium dans son mouvement et son accumulation intracellulaire chez les mammifères, le Tl(I) interfère de façon compétitive avec certaines réactions biologiques dépendantes du potassium. De plus, il a été démontré que le thallium remplace l'ion potassium dans l'activation de plusieurs enzymes monovalentes activées par des cations, comme la pyruvate kinase, l'ATPase et l'aldéhyde déshydrogénase. On a également constaté que le thallium remplace le potassium dans la stabilisation des ribosomes et dans des fonctions physiologiques telles que la contraction musculaire (ATSDR 1992; PISSC 1996; Galvan-Arzate et Santamaria 1998).

Comme d'autres métaux, le thallium a une grande affinité pour les groupes sulfhydryles des protéines et les membranes mitochondriales, ce qui inhibe toute une série de réactions enzymatiques et conduit à un empoisonnement généralisé (Ramsden 2002). Le thallium forme des ligands avec les groupes sulfhydryles des protéines, inhibe la respiration cellulaire, interagit avec la riboflavine et les cofacteurs à base de riboflavine, et perturbe l'homéostasie du calcium (Mulkey et Oehme 1993). Le thallium peut également influencer sur la production d'enzymes et la synthèse d'acides aminés, perturber les mécanismes de transport et provoquer une réduction de la mitose (Schoer 1984).

Siegel et Siegel (1975) ont découvert qu'une concentration élevée de thallium (10 mM de Tl) peut induire une carence en potassium chez les semis de concombre. Ils ont également constaté que le thallium perturbe davantage les mécanismes associés à la multiplication cellulaire que la croissance ou la différenciation cellulaire (Siegel et Siegel 1975). Scheckel et coll. (2004) ont découvert que la majorité du thallium distribué dans les nervures d'une plante du genre *Iberis* (famille des Brassicaceae) était présent sous forme d'ion Tl(I) libre dans le système vasculaire, mais ne s'accumulait pas dans le mésophylle ou les cellules stomatiques pour perturber la photosynthèse ou la régulation de l'eau. Dans les plants de maïs et de tournesol, cependant, on a constaté que le thallium s'accumulait dans les cellules de garde, ce qui pouvait entraîner une réduction de la photosynthèse (Carlson et coll. 1975). Dans des études récentes sur des plants de *Lemna minor* exposés au Tl(I), le thallium a aussi interféré avec les mécanismes de protection antioxydants moléculaires et enzymatiques (Babić et coll. 2009; Radić et coll. 2009). Le stress oxydatif induit par le thallium était caractérisé par la production accrue d'espèces réactives de l'oxygène et pourrait également être un mécanisme important de la toxicité du thallium (Radić et coll. 2009). Pu et coll. (2017) ont avancé que l'accumulation de thallium dans la vivace tropicale *Coix lacryma-jobi* (famille des Poaceae) inhibait la photosynthèse (à savoir la photoactivation du photosystème II⁹). Les effets toxiques du thallium ont déclenché l'activation des systèmes antioxydants

⁹ Le photosystème II (ou eau-plastoquinone oxydoréductase) est le premier complexe protéique dans les réactions dépendantes de la lumière de la photosynthèse oxygénique.

(c'est-à-dire la catalase et la peroxydase) dans la plante, ce qui a modéré les effets nocifs du thallium.

Les poissons régulent l'absorption du thallium de l'eau par leurs branchies et l'absorption alimentaire par l'intestin. La régulation du thallium pourrait être liée à l'homéostasie du potassium dans les cellules épithéliales (Lapointe et Couture 2009). Hou et coll. (2017) ont exposé des poissons-zèbres femelles adultes à des concentrations de thallium pertinentes sur le plan environnemental (0,02 à 1 µg/L) pendant 96 jours et démontré que le thallium induisait un certain nombre de modifications biochimiques et de lésions histologiques dans les tissus des branchies, du foie et des gonades des poissons. Un examen subcellulaire donne à penser que le thallium peut provoquer un stress oxydatif chez le poisson-zèbre.

Belowitz (2014) a examiné le mécanisme de la toxicité du Tl(I) pour la forme larvaire du *Chironomus riparius*, un moucheron non piqueur plutôt tolérant au thallium, et avancé que les mécanismes possibles de détoxification du thallium comprennent l'excrétion du Tl(I) par les tubules rénaux du moucheron ou la liaison de protéines riches en soufre, comme la métallothionéine, qui rendent le Tl(I) inerte.

Nagel et coll. (2021) ont rapporté qu'après avoir été exposés au thallium pendant 21 jours, des *Daphnia magna* avaient dépuré 80 % de la charge de thallium absorbée dans le corps entier en 8 heures. Les auteurs ont avancé qu'il peut exister des mécanismes d'excrétion permettant à l'organisme d'éliminer rapidement le thallium au lieu de retirer le métal sous sa forme détoxifiée. La charge corporelle du thallium durant l'exposition de 21 jours n'était pas corrélée avec la variation de la concentration du potassium. Les auteurs ont également avancé la probabilité que les mécanismes toxiques diffèrent entre les espèces de crustacés dulcicoles ainsi qu'entre les expositions à court et à long terme.

7.1.2 Facteurs de modification la toxicité (FMT)

Les données disponibles, bien que limitées, semblent indiquer que le potassium est capable de réduire efficacement la toxicité du Tl(I) chez les organismes aquatiques, et qu'il agit donc comme un FMT potentiel pour le thallium (ECCC 2018b). Toutefois, ce facteur ne peut pas être confirmé de manière fiable par des analyses statistiques. Une étude récente effectuée par Nagel et coll. (2021) donne à penser que les effets du potassium pourraient dépendre de l'espèce et différer entre les expositions à court et à long terme. Par conséquent, dans la présente évaluation, nous ne prendrons pas en compte l'utilisation du potassium comme FMT pour calculer la CESE en eau douce.

7.1.3 Effets sur les organismes aquatiques

La toxicité du thallium n'est pas aussi étudiée que celle d'autres éléments ayant une toxicité similaire, comme le plomb, le mercure et le cadmium.

En raison de la spéciation et de la biodisponibilité des deux formes redox du thallium (voir la section 6.1 du présent rapport), la présente évaluation des effets sur l'environnement se concentre sur le Tl(I) afin d'évaluer la toxicité de la fraction thallium. Il a été démontré que la proportion de Tl(I) libre est proche de la concentration totale de Tl(I) dissous dans le milieu aquatique, en raison de sa faible affinité pour les ligands pour former des complexes (Lin et Nriagu 1998a; Ralph et Twiss 2002 Lan et Lin 2005; Nagel et coll. 2019). Rickwood et coll. (2015) ont également constaté que le Tl(I) était stable, tandis que le Tl(III) était converti en Tl(I) dans des conditions expérimentales lors d'essais de toxicité d'une durée maximale de 21 jours.

Les données disponibles sur la toxicité aiguë du thallium pour les organismes dulcicoles ont été compilées et soumises à un examen critique (Nautilus Environmental 2016). Les paramètres et les valeurs de toxicité (provenant d'études fiables) qui ont satisfait aux exigences pour l'élaboration d'une recommandation canadienne de type A pour la qualité des eaux à court terme (CCME 2007) sont résumés dans l'annexe A (tableau A-1). Ces données ont ensuite été utilisées pour élaborer une distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à court terme (figure 7-1) à l'aide de la version 3.0 du logiciel SSD Master (2013). Lorsque plus d'un paramètre acceptable était utilisable pour une certaine espèce dans des conditions d'essai comparables, la moyenne géométrique a été calculée conformément aux directives du protocole du CCME (2007) concernant les paramètres préférés.

Le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et la mouche arlequin (*Chironomus riparius*) sont des espèces plus tolérantes, avec des valeurs de CL₅₀ après 96 h supérieures à 100 000 µg/L (tableau A-1). À l'exception de ces espèces, d'autres organismes dulcicoles ont montré une sensibilité relativement semblable aux effets toxiques du thallium, avec des valeurs de CL₅₀ allant de 12 µg/L à 7 680 µg/L (tableau A-1). Selon le Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique du CCME (2007), les essais de toxicité pour les algues avec des périodes d'exposition de moins de 24 heures ayant des effets graves sont généralement pris en compte dans les ensembles de données à court terme étant donné le taux de division cellulaire rapide des algues. Cependant, la CL₅₀ sur 48 heures pour la croissance des algues a été choisie en raison du retard de croissance observé dans les cultures témoins à 24 heures (Tatsi 2017, paramètre initial obtenu pour compléter Tatsi et coll. 2015, communication personnelle; source non citée).

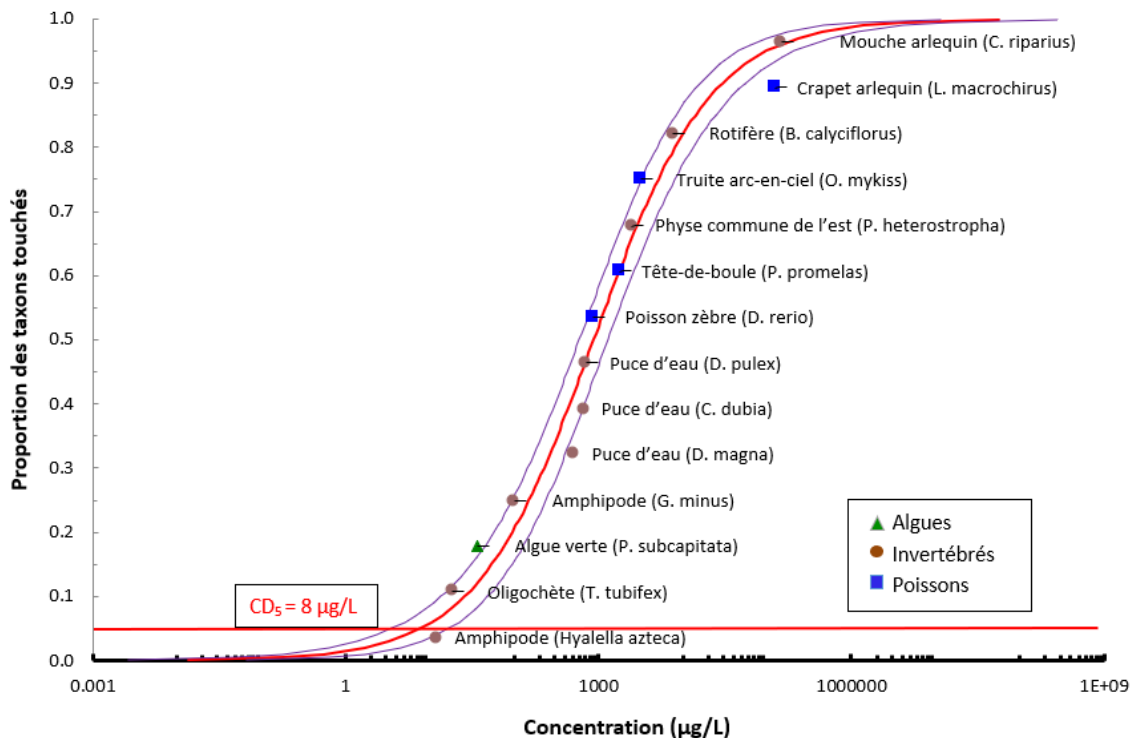


Figure 7-1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité à court terme du thallium en eau douce

[Description longue : La figure 7-1 montre la distribution de la sensibilité des espèces (DSE), qui est basée sur les données de toxicité aiguë pour les concentrations de thallium causant la mortalité de 50 % de la population des organismes dulcicoles mis à l'essai. La DSE aiguë est utilisée afin de calculer la valeur critique de toxicité (VCT) du thallium pour le paramètre d'effet à court terme pour les organismes dulcicoles. Le modèle logistique adapté aux données est indiqué sur le graphique, ainsi que les intervalles de confiance à 95 %. Le 5^e centile de la distribution (CD₅) a été calculé à 8 µg/L et il a été choisi comme VCT à court terme pour le thallium. Cette figure montre que la sensibilité au thallium des organismes dulcicoles mis à l'essai suit une courbe sigmoïde.]

Lors du calcul de la DSE, les hypothèses et l'ajustement du modèle ont été vérifiés à l'aide de tests statistiques. L'ajustement à l'extrémité inférieure de la version 3.0 du modèle SSD Master a été calculé en faisant la somme moyenne des erreurs quadratiques (EQM, erreur quadratique moyenne). Les modèles normal, logistique et de valeurs extrêmes ont donné des EQM semblables de 0,0028, 0,0025 et 0,0027, respectivement, tandis que le modèle de Gumbel affichait une EQM plus élevée de 0,0039. Le modèle logistique a été choisi, car il a donné l'EQM la plus basse, ce qui indique qu'il est mieux adapté à l'extrémité inférieure de la courbe DSE que les autres modèles. Le 5^e centile (CD₅), c'est-à-dire la concentration dangereuse pour 5 % des

espèces dulcicoles mises à l'essai, de la courbe DSE était de 8 µg/L (figure 7-1). La CD₅ de 8 µg/L calculée à partir de la DSE a été choisie comme valeur critique de toxicité (VCT) pour la toxicité à court terme du thallium en eau douce.

Le tableau 7-1 résume les données fiables sur la toxicité chronique du thallium pour les organismes dulcicoles. Comme le montre leur tolérance aiguë à la toxicité du thallium, les organismes dulcicoles (à l'exception du crapet arlequin et de la mouche arlequin) affichent aussi des gammes relativement similaires de sensibilité à long terme aux effets toxiques du thallium (c'est-à-dire des valeurs d'effet CME0 et C(I)E₁₀₋₂₅ de 1,8 µg/L à 806 µg/L). En raison du manque d'études de toxicité chronique fiables et de données de toxicité chronique applicables aux espèces de poissons (tableau 7-1) comme précisé dans le protocole du CCME (2007), l'ensemble de données sur la toxicité du thallium n'est pas adéquat pour une approche de DSE à long terme.

Tableau 7-1. Études fiables sur la toxicité aquatique chronique du thallium pour les organismes dulcicoles

Nom commun	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg/L) ^a	Référence
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CE ₁₀ sur 28 j longueur	688	Kimball 1978
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CE ₁₀ sur 28 j poids	806	Kimball 1978
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CE ₁₀ sur 30 j longueur	79,2	LeBlanc et Dean 1984
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CE ₁₀ sur 30 j poids	69,2	LeBlanc et Dean 1984
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	Cl ₂₅ sur 7 j poids	201 (235,8)	Rickwood et coll. 2015
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CME0 sur 21 j reproduction	8	Rickwood et coll. 2015
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CSEO sur 21 j reproduction	0,8	Rickwood et coll. 2015
Invertébrés	Amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)	CL ₂₅ sur 4 sem.	2,5	Borgmann et coll. 1998
Invertébrés	Amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)	CE ₂₅ sur 6 sem. croissance	1,8	Borgmann et coll. 1998

Nom commun	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg/L) ^a	Référence
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Cl ₂₅ sur 7 j reproduction	100	Pickard et coll. 2001
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Cl ₂₅ sur 7 j reproduction (appauvri en K ⁺)	35,01	Rickwood et coll. 2015
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	Cl ₂₅ sur 7 j reproduction	160 à 189	Rickwood et coll. 2015
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	CE ₅₀ sur 21 j croissance	1,6	Nagel et coll. 2021
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	CE ₅₀ sur 21 j reproduction	11,1	Nagel et coll. 2021
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	CSEO sur 21 j	0,9	Nagel et coll. 2021
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	CMEO sur 21 j croissance et reproduction	8,8	Nagel et coll. 2021
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	CL ₅₀ sur 21 j	424 à 702	Nagel et coll. 2021
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₁₀ sur 7 j nombre de frondes	142	Naumann et coll. 2007
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₁₀ sur 7 j poids frais	114	Naumann et coll. 2007
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₁₀ sur 7 j poids sec	153	Naumann et coll. 2007
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₂₀ sur 7 j nombre de frondes	202	Naumann et coll. 2007
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₂₀ sur 7 j poids frais	150	Naumann et coll. 2007
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₂₀ sur 7 j poids sec	210	Naumann et coll. 2007
Plantes	Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>)	CE ₂₀ sur 7 j taux de croissance	202	Henke et coll. 2011
Algues	Algue (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Cl ₂₅ sur 72 h croissance	90	Pickard et coll. 2001
Algues	Algue (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE ₂₅ sur 72 h croissance	40	Tatsi et coll. 2015

Nom commun	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg/L) ^a	Référence
Algues	Algue (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE ₂₅ sur 72 h rendement	17	Tatsi et coll. 2015
Algues	Algue (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE ₂₅ sur 72 h croissance (appauvri en K ⁺)	4,6	Rickwood et coll. 2015
Algues	Algue (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE ₂₅ sur 72 h croissance	160 à 182	Rickwood et coll. 2015

Abréviations : CEx, concentration d'une substance qui est estimée causer un effet à x % des organismes d'essai; C_{lx}, concentration d'une substance qui est estimée inhiber x % des organismes d'essai; CL₅₀, concentration létale médiane; CMENO, concentration minimale d'effet observé; CSEO, concentration sans effet observé.

^a Les paramètres de toxicité donnés sont pour le Tl(I). Si la spéciation du thallium n'était pas précisée dans l'étude, nous avons présumé qu'il s'agissait de Tl(I). Les paramètres ont été convertis en µg/L lorsque les données originales étaient rapportées en mg/L.

La CESE chronique du thallium a donc été obtenue en utilisant la VCT à court terme obtenue de la DSE pour la toxicité du thallium en eau douce et en appliquant un facteur d'évaluation (FE) de 10 afin d'extrapoler pour la durée d'exposition de court et à long terme, de la mortalité aux effets sublétaux et de la médiane à l'effet faible ou nul (Environnement Canada 2013c). La CESE_{eau douce} pour le thallium qui en résulte est de 0,8 µg/L.

CESE_{eau douce} chronique = VCT à court terme / FE = 8 µg/L / 10 = 0,8 µg de Tl/L

Par mesure de précaution, la CESE_{eau douce} de 0,8 µg/L a été comparée aux paramètres fiables de toxicité chronique du thallium (tableau 7-1) pour s'assurer que les organismes sont protégés de manière adéquate contre la toxicité du thallium lors d'une exposition à long terme. *Hyalella azteca* était la plus sensible des espèces dulcicoles mises à l'essai (tableau 7-1), avec une CL₂₅ sur 4 semaines de 2,5 µg/L et une CE₂₅ sur 6 semaines de 1,8 µg/L pour les effets sur la croissance. Rickwood et coll. (2015) ont effectué un essai de reproduction de 21 jours sur des têtes-de-boule adultes exposées à des concentrations de thallium de 8 µg/L et 0,8 µg/L (tableau 7-1). Des effets réduits sur la reproduction (c'est-à-dire le frai cumulé) ont été observés dans les traitements au thallium à 8 µg/L, mais pas dans les traitements à 0,8 µg/L. Des concentrations d'effet semblables ont aussi été observées pour les *Daphnia magna* (Nagel et coll. 2021), avec une CSEO sur 21 jours de 0,9 µg/L pour les effets sur la croissance et la reproduction (tableau 7-1), ce qui semble indiquer que la CESE à long terme de 0,8 µg/L en eau douce est protectrice.

La CESE du thallium pour les organismes dulcicoles est égale au seuil de qualité de l'eau à long terme proposé par le CCME (1999), à savoir 0,8 µg/L.

Il existe peu d'information sur les effets écotoxicologiques du thallium dans les eaux marines (tableau 7-2). Il a été avancé que la faible teneur en thallium (ng/L) et la forte

teneur en potassium de l'eau de mer réduisaient l'absorption de thallium et la toxicité pour les organismes marins, mais une phytotoxicité élevée a été observée chez certaines espèces marines. Turner et Furniss (2012) ont étudié la toxicité et la bioaccumulation du thallium dans la macroalgue marine *Ulva lactuca*. La macroalgue verte présentait une phytotoxicité élevée avec une CMEO sur 48 heures de 10 µg/L dans l'eau de mer côtière et l'eau estuarienne. Les auteurs n'ont pas effectué d'analyse statistique; les valeurs de CE₅₀ sur 48 heures de 20 µg/L pour l'exposition dans l'eau de mer (salinité de 33 ppt) et de 23 µg/L pour l'exposition dans l'eau d'estuaire (salinité de 20 ppt) ont été estimées à l'aide du programme TRAP (Toxicity Relationship Analysis Program) de l'EPA des États-Unis (Turner et Furniss 2012). La toxicité du thallium pour les algues marines se situe dans une plage semblable à celle de la valeur de toxicité indiquée pour les algues dulcicoles (une CE₅₀ sur 48 heures de 37 µg/L), bien que les algues marines soient plus sensibles aux effets toxiques du thallium. Il a été avancé que la toxicité serait associée à l'absorption de thallium à travers la membrane cellulaire par l'intermédiaire du transport couplé NaCl/KCl, le taux d'absorption augmentant à mesure que les concentrations de Na⁺ et de Cl⁻ augmentent (Turner et Furniss 2012). Bien que le rotifère (*Brachionus plicatilis*) soit le crustacé le moins sensible aux effets du thallium, avec une CL₅₀ sur 24 heures de 100 000 µg/L, les valeurs de toxicité pour les autres espèces d'invertébrés marins sont 3 à 25 fois plus faibles (valeurs de CL₅₀ de 2 400 à 32 300 µg/L). Les données disponibles sur la toxicité aiguë du thallium pour les espèces de poissons marins montrent que la valeur de toxicité se situe dans une plage très étroite de 21 000 µg/L à 24 000 µg/L (tableau 7-2). Les invertébrés marins et les poissons ont montré une tolérance aux effets toxiques du thallium semblable ou légèrement supérieure à celle des organismes dulcicoles (tableau A-1).

L'ensemble de données sur la toxicité en eaux marines ne permet pas de calculer la DSE (car les exigences minimales en matière de données ne sont pas respectées selon le CCME 2007). Une approche fondée sur des facteurs d'évaluation a donc été utilisée pour calculer la CESE marine. D'après l'approche fondée sur des facteurs d'évaluation décrite par Okonski et coll. (2021), les données de toxicité du thallium à court et à long terme dans l'eau d'estuaire et l'eau de mer (tableau 7-2) ont été normalisées, et la valeur normalisée la plus faible a été choisie comme VCT pour la toxicité du thallium dans l'eau de mer. Dans ce cas, la CESE a été calculée à partir de la CE₅₀ sur 48 heures de 20 µg/L pour la macroalgue *Ulva lactuca* dans l'eau de mer côtière. Le calcul a été effectué en divisant la CE₅₀ sur 48 heures par un facteur de normalisation des paramètres d'effet (F_{NP}) de 5 pour extrapoler des concentrations à effets médians aux concentrations à effets faibles ou sans effet, et par un facteur de variation entre les espèces (F_{VE}) de 1. Un facteur de mode d'action (F_{MA}) de 5 a aussi été appliqué pour tenir compte du mode d'action précis (la phytotoxicité chez les macroalgues marines). Il en résulte une CESE_{eau marine} chronique de 0,8 µg/L.

$$\text{CESE}_{\text{eau marine}} \text{ chronique} = \text{VCT} / \text{FE} (\text{F}_{\text{NP}} \times \text{F}_{\text{VE}} \times \text{F}_{\text{MA}}) = 20 \text{ µg/L} / (5 \times 1 \times 5) = 0,8 \text{ µg de Tl/L}$$

Les valeurs de CESE chroniques identiques calculées pour les organismes dulcicoles et marins semblent indiquer que le thallium présente un niveau de toxicité similaire pour

les organismes aquatiques les plus sensibles (tableau A-1 et 7-2). Une seule CESE_{eau} chronique de 0,8 µg/L est donc utilisée pour le thallium.

Tableau 7-2. Études sur la toxicité pour les organismes aquatiques prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité pour l'eau marine

Nom commun	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg/L) ^a	Référence
Poissons	Mené tête-de-mouton ou Petote (<i>Cyprinodon variegatus</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	21 000	Heitmuller et coll. 1981
Poissons	Capucette (<i>Menidia menidia</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	24 000	Dawson et coll. 1976
Invertébrés	Artémis des eaux salines (<i>Artemia salina</i>)	CL ₅₀ sur 48 h	10 700	Onikura et coll. 2008
Invertébrés	Artémis des eaux salines (<i>Artemia salina</i>)	CL ₅₀ sur 24 h	32 300	Calleja et coll. 1994
Invertébrés	Mysis (<i>Americamysis bahia</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	3 480	Onikura et coll. 2008
Invertébrés	Rotifère (<i>Brachionus plicatilis</i>)	CL ₅₀ sur 24 h	100 000	Onikura et coll. 2008
Invertébrés	Copépode (<i>Acartia tonsa</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	2 400	Horne et coll. 1983
Invertébrés	Amphipode (<i>Gammarus annulatus</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	4 200	Horne et coll. 1983
Invertébrés	Crevette grise de sable (<i>Crangon septemspinus</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	2 500	Horne et coll. 1983
Invertébrés	Crevette poignard (<i>Palaemonetes pugio</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	5 600	Horne et coll. 1983
Invertébrés	Polychète (<i>Neanthes arenaceodentata</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	17 000	Horne et coll. 1983
Algues	Laitue de mer (<i>Ulva lactuca</i>)	CME0 sur 48 h	10	Turner et Furniss 2012
Algues	Laitue de mer (<i>Ulva lactuca</i>)	CL ₅₀ sur 48 h	20 ^b	Turner et Furniss 2012
Algues	Laitue de mer (<i>Ulva lactuca</i>)	CL ₅₀ sur 48 h	23 ^b	Turner et Furniss 2012

Abréviations : CL₅₀, concentration létale médiane; CME0, concentration minimale avec effet observé.

^a Les paramètres de toxicité donnés sont pour le Tl(I). Si la spéciation du thallium n'était pas précisée dans l'étude, nous avons présumé qu'il s'agissait de Tl(I). Les paramètres ont été convertis en µg/L si les données originales étaient rapportées en mg/L.

^b Les valeurs ont été estimées à partir du programme TRAP de l'EPA.

7.1.4 Effets sur les organismes vivant dans les sédiments

Bien que les données sur l'écotoxicité du thallium dans les sédiments soient très rares et insuffisantes pour obtenir une CESE pour ce milieu, les publications scientifiques nous offrent certaines données pertinentes. Par exemple, Borgmann et coll. (1998) ont étudié la toxicité chronique du thallium pour l'amphipode *Hyalella azteca* dans l'eau du robinet (du lac Ontario) et dans un sédiment artificiel sans ajout de potassium. Les auteurs ont déduit une concentration corporelle létale entraînant une mortalité de 25 % (CCL₂₅) sur la base de l'absorption calculée de thallium par l'organisme en fonction de la concentration de thallium dans l'eau (FBC). En combinant tous les essais sur *H. azteca*, ils ont calculé une CCL₂₅ sur 4 semaines de 290 nmol/g (59 mg/kg). Les concentrations de thallium dans les *H. azteca* prélevés dans les sédiments de six sites du havre Hamilton et du lac Ontario ont été analysées. La concentration maximale de thallium accumulé par l'organisme à partir des sédiments environnants était de 4,9 nmol/g (1,0 mg/kg), ce qui équivaut à environ 2 % de la CCL₂₅ sur 4 semaines et donne à penser que des concentrations de thallium de 0,53 nmol/g à 4,2 nmol/g (0,11 mg/kg à 0,86 mg/kg) dans les sédiments ne sont pas susceptibles de causer des effets nocifs environnementaux à l'organisme (Borgmann et coll. 1998).

7.1.5 Effets sur les organismes terrestres

Il existe peu d'information sur les effets écotoxicologiques du thallium dans le sol. On a démontré que le thallium anthropique présent dans le sol était très soluble et disponible pour les plantes (Schoer 1984; Kabata-Pendias et Pendias 1992). Des effets nocifs pour les plantes ont été signalés à des concentrations de seulement 1 mg/kg de tissu végétal sec (PISSC 1996). La recommandation canadienne pour la qualité du sol en ce qui concerne l'exposition à long terme des organismes terrestres est de 1 mg/kg ps (CCME 1999), d'après les valeurs de CMEO de thallium signalées pour les plantes et les invertébrés terrestres (McCool 1933, cité dans CCME 1999; Lachover et coll. 1958, cité dans CCME 1999; Environnement Canada 1996, 1998, cité dans CCME 1999). La valeur de la recommandation correspond à la valeur supérieure au 98^e centile de la gamme des concentrations typiques de thallium dans les sols de l'Ontario (CCME 1999).

Heim et coll. (2002) ont publié les résultats d'études comportant des essais biologiques du sol avec des plantes et des invertébrés terrestres. Par exemple, chez les invertébrés terrestres, la présence de thallium dans le sol affecte davantage la reproduction que la croissance ou la mortalité. Des effets nocifs sur l'éclosion de l'hélice des bois (*Arianta arbustorum*) et la reproduction du ver du fumier (*Eisenia fetida*) ont été observés dans des sols comportant respectivement des concentrations de thallium de 1 mg/kg et 5 mg/kg. La croissance et la survie de l'hélice des bois et du ver du fumier constituent des paramètres plus tolérants, avec des CMEO sur 4 semaines rapportées allant de 100 mg/kg à 500 mg/kg. Dans la même étude, les valeurs de CMEO sur 7 jours pour les semis de cresson de jardin (*Lepidium sativum*) rapportées étaient de 10 mg/kg pour la croissance des pousses et de 100 mg/kg pour la croissance des racines.

Fischer et Molnar (1997) ont rapporté que 1 mM/kg de TlCl (204 mg Tl/kg) a entraîné un gain initial de masse corporelle chez le ver de fumier (*Eisenia fetida*), suivi d'une diminution marquée de la masse corporelle et de la mortalité après 2 semaines d'exposition. Seulement 15 % des vers ont survécu après 7 semaines d'exposition.

Les données actuellement disponibles sur la toxicité du thallium dans le sol indiquent qu'une CESE_{sol} fixée à 1 mg/kg ps dans le sol, conformément à la recommandation du CCME de 1999, protégerait les organismes terrestres dans l'environnement canadien.

7.2 Évaluation de l'exposition dans l'environnement

7.2.1 Concentrations naturelles

Le thallium est omniprésent dans l'environnement, et dans certaines régions du Canada inaltérées par les activités anthropiques (des régions représentatives des conditions naturelles), les concentrations de thallium peuvent être naturellement élevées. Dans d'autres régions, les activités anthropiques font que les concentrations de thallium dépassent les concentrations naturelles.

Les plages de concentrations naturelles — ou plages normales — du thallium total dans les eaux de surface pour les écozones canadiennes ont été estimées par Kilgour & Associates Ltd. (2016). À l'aide de la méthode de Kilgour & Associates Ltd. (2016), les concentrations naturelles médianes de thallium dans les écozones canadiennes ont été calculées à partir d'échantillons de référence, considérés comme tels par la démarche décrite par Proulx et coll. (2018) et prélevés dans le cadre de divers programmes fédéraux et provinciaux de surveillance de la qualité des eaux de surface et d'autres dépôts¹⁰. Les concentrations médianes de thallium sont également disponibles pour le lac Érié, le lac Ontario, le lac Huron et le lac Supérieur grâce à des mesures prises entre 2005 et 2015¹¹. Dans tous les cas, les concentrations non détectables par analyse ont été remplacées par des valeurs correspondant à la moitié de la limite de détection (LD). La concentration médiane de thallium (total ou dissous) pour toutes les régions du Canada se situe entre 0,002 µg/L et 0,05 µg/L (tableau 7-3), ce qui est semblable aux concentrations de thallium en eau douce de 0,005 µg/L à 0,01 µg/L estimées par Reimann et de Caritat (1998). Des concentrations plus élevées de thallium (maximum de 4,4 µg/L) ont été détectées dans les écozones des Plaines boréales et des Prairies, où la météorisation naturelle du substrat rocheux sédimentaire peut contribuer à des concentrations accrues de thallium. Les concentrations médianes de thallium ont

¹⁰ BQMA 2015; FQMS 2014; FQMS 2016; NLTWQM 2016; PWQMN [modifié en 2018]; 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; source non citée; communication personnelle, données préparées par les Environmental and Municipal Management Services, Saskatchewan Water Security Agency, pour la Division de l'évaluation écologique, Environnement et Changement climatique Canada, 25 février 2016; source non citée.

¹¹ Communication personnelle, données fournies par la Division du suivi 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; source non citée.

également été calculées pour les Grands Lacs (à l'exception du lac Michigan) à partir des données recueillies de 2005 à 2015 par le groupe de suivi et de surveillance de la qualité de l'eau d'ECSC. Les concentrations totales moyennes de thallium dissous (tableau 7-3) allaient de 0,001 µg/L à 0,009 µg/L et concordaient assez bien avec les valeurs rapportées pour les Grands Lacs par Cheam (2001) et Cheam et coll. (1995).

Tableau 7-3. Concentrations totales de thallium dans les eaux de surface des écozones canadiennes et des Grands Lacs

Région	Taille de l'échantillon (% de détection)	Plage de conc. du TI (µg/L)	Conc. médiane de TI (µg/L)
Bouclier boréal	159 (0 %)	< 0,01 à < 0,06	0,05
Maritime de l'Atlantique ^a	2 (0 %)	< 0,1	0,05
Plaines boréales	629 (51 %)	< 0,0003 à 4,4	0,05
Prairies	411 (88 %)	< 0,01 à 1,03	0,05
Taïga de la Cordillère	4 (S. O.)	0,002 à 0,066	0,006
Cordillère boréale	286 (S. O.)	0,0005 à 0,164	0,003
Maritime du Pacifique	1 322 (13 %)	< 0,001 à 0,239	0,002
Cordillère montagnarde	1 336 (8,8 %)	< 0,001 à 0,058	0,003
Lac Supérieur	83 (93 %)	0,0005 à 0,007 (LD = 0,001)	0,001
Lac Supérieur ^b	S. O.	S. O.	0,001
Lac Huron	80 (100 %)	0,002 à 0,013 (LD = 0,001)	0,004
Lac Huron ^b	S. O.	S. O.	0,010
Lac Érié	106 (100 %)	0,004 à 0,052 (LD = 0,001)	0,009
Lac Érié ^b	S. O.	S. O.	0,009
Lac Ontario	165 (100 %)	0,003 à 0,059 (LD = 0,001)	0,007
Lac Ontario ^b	S. O.	S. O.	0,006
Lac Michigan ^b	S. O.	S. O.	0,014

Abréviation : S. O., sans objet

^a Comme les concentrations totales de thallium n'étaient pas disponibles pour l'écozone maritime de l'Atlantique, les concentrations médianes de thallium dissous sont indiquées.

^b Cheam 2001, unité convertie à partir de pmol/L.

Il existe peu d'information sur les concentrations de thallium dans les sols canadiens. Le MEEQ (1993) a rapporté des concentrations au 98^e centile de 0,81 mg/kg et 0,77 mg/kg pour les forêts-parcs rurales et les anciennes forêts-parcs urbaines en Ontario, respectivement. Reimann et de Caritat (1998) ont estimé à 0,5 mg/kg, la concentration médiane de thallium dans le sol au Canada. Une étude récente semble

aussi indiquer que les concentrations naturelles moyennes de thallium vont de 0,20 ppm à 0,82 ppm dans les sols du monde entier (Belzile et Chen 2017).

La teneur naturelle en thallium dans les plantes a été rapportée être d'environ 0,05 mg/kg par Krasnodębska-Ostręga et Golimowski (2008, cité dans Karbowska 2016) et de moins de 0,1 mg/kg ps par Geilmann et coll. (1960, cité dans PISSC 1996). Des concentrations de thallium de 1 mg/kg ont été rapportées dans les cendres de plantes (Dvornikov et coll. 1973, 1976, cité dans PISSC 1996).

7.2.2 Approche pour la caractérisation de l'exposition

Des scénarios d'exposition détaillés ont été élaborés pour les quatre activités sectorielles au Canada qui entraînent les rejets les plus élevés de thallium dans l'eau, tels que déterminés à partir des données de l'INRP (section 5), à savoir l'extraction de métaux, la fusion et l'affinage de métaux communs, les centrales électriques alimentées au charbon et les systèmes de traitement des eaux usées. Bien qu'ils ne soient pas inclus dans la présente évaluation, les scénarios d'exposition aux rejets de thallium provenant d'autres secteurs (par exemple les pâtes et papiers, les sables bitumineux et les sites d'enfouissement) ont aussi été examinés. Les données disponibles n'ont montré aucun potentiel de risque pour l'environnement découlant des rejets de thallium dans les eaux de surface par ces secteurs aux niveaux d'exposition actuels.

Les concentrations environnementales estimées (CEE) ont principalement été calculées à partir des concentrations mesurées de thallium dans les eaux de surface. Lorsque les concentrations de thallium total et de thallium dissous étaient disponibles, la concentration de thallium total a été prise en compte dans l'analyse de l'exposition, étant donné la grande disponibilité des mesures, la solubilité rapide dans l'eau et la très faible tendance du Tl(I) à former des complexes avec les ligands dans l'environnement aquatique. La pertinence des concentrations environnementales mesurées a été évaluée en tenant compte de facteurs comme l'année et la saison pendant lesquelles les échantillons ont été prélevés, la méthode d'analyse utilisée et ses limites de détection, ainsi que le nombre de mesures disponibles. Bien qu'elles aient été déterminées à partir de concentrations mesurées, les CEE sont désignées comme étant « estimées », parce que les mesures prises à des sites précis pour un secteur d'activité donné sont utilisées pour représenter le secteur dans son ensemble.

Lorsque les concentrations mesurées dans les eaux de surface n'étaient pas disponibles, les concentrations aquatiques estimées (CAE) ont été déterminées en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations mesurées dans les effluents. Étant donné que les organismes des écosystèmes aquatiques sont exposés à des sources naturelles et anthropiques de thallium, les concentrations naturelles ont également été prises en compte dans l'estimation de l'exposition totale. Par conséquent, pour un site particulier, les CEE ont été calculées en ajoutant la concentration naturelle médiane appropriée de thallium total dans les eaux de surface (tableau 7-3) aux CAE de thallium dans le milieu récepteur (c'est-à-dire $CEE = CAE + \text{concentration naturelle médiane}$).

7.2.3 Extraction de métaux

Le thallium est un constituant mineur de nombreux minerais. Il coexiste également avec les minerais sulfurés de plomb, de zinc, de cuivre et de fer, ou avec les minéraux associés au cadmium, au fer et au potassium, mais on le retrouve principalement dans le cuivre, le zinc et le plomb extraits au Canada (section 4.2.1).

Les émissions atmosphériques provenant d'installations d'extraction de métaux ont été analysées, et deux sources distinctes présentant des profils d'émissions différents ont été observées. Le procédé de bouletage de minerai de fer produit des émissions atmosphériques associées à l'utilisation de fours de durcissement, qui diffèrent des émissions atmosphériques provenant d'activités classiques d'extraction et de concentration du minerai. La majorité du thallium émis dans l'air provient du procédé de durcissement effectué dans les usines de bouletage. Selon les données de l'INRP, le secteur du bouletage de minerai de fer a rejeté 267 kg de thallium dans l'air en 2020.

Depuis 2018, les installations de bouletage de minerai de fer au Canada sont assujetties aux exigences relatives aux émissions atmosphériques énoncées dans une entente sur la performance environnementale signée cette année-là dans le cadre d'initiatives liées au Système de gestion de la qualité de l'air (SGQA). L'entente prévoit des limites de rejet pour les matières particulaires (PM 2,5), qui contiennent des métaux émis dans l'air, dont le thallium. Les émissions atmosphériques provenant des installations de bouletage de minerai de fer ne sont pas davantage prises en compte dans la présente évaluation, qui se concentre plutôt sur les rejets de thallium dans l'environnement aquatique attribuables aux rejets d'effluents.

Pour les années 2014 à 2020, le total des rejets annuels de thallium et de ses composés dans l'eau déclarés à l'INRP par le secteur de l'extraction de métaux variait de 6 kg à 55 kg (section 5 du présent rapport) (INRP 2021).

Les mines de métaux canadiennes qui rejettent des effluents à tout moment dans toute eau à un débit supérieur à 50 m³/jour sont assujetties au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants* (REMMMD 2018) pris en vertu de la *Loi sur les pêches*. Au titre du REMMMD, il est obligatoire de déclarer le thallium dans le cadre des dispositions relatives au suivi des effets sur l'environnement (SEE) (ESEE 2021). Pour le dosage du thallium dans l'eau et les effluents en application de la version modifiée du REMMMD, une limite de détection de la méthode d'analyse (LDM) de 0,4 µg/L est en vigueur (Canada 2017b).

Les données sur la concentration du thallium présentées par l'entremise du REMMMD (ESEE 2021) ainsi que des rapports inédits pour 157 installations d'extraction et de traitement de minerais métalliques ayant effectué un SEE dans le cadre du REMMMD entre 2004 et 2020 ont été analysés. Les concentrations de thallium mesurées dans les effluents ou dans le milieu récepteur où des effluents sont déversés étaient disponibles pour 135 sites (environ 86 % de tous les sites), soit 40 sites dans la région de l'Ontario, 33 sites dans la région du Québec, 29 sites dans la région des Prairies et du Nord, 17 sites dans la région du Pacifique et 16 sites dans la région de l'Atlantique (Canada

2021). D'après les données disponibles sur la surveillance des effluents et la surveillance de l'exposition et des zones de référence¹², 119 sites affichaient des concentrations de thallium inférieures à 0,4 µg/L (soit la LDM pour la concentration dans les effluents prévue au REMMMD) dans les eaux réceptrices. Seuls 11 sites présentaient des concentrations de thallium supérieures ou égales à 0,4 µg/L lors de la prise d'au moins une mesure détectable dans les eaux réceptrices (tableau 7-4). Ces 11 sites (8 % des 135 sites pour lesquels des données étaient disponibles) affichant des concentrations de thallium modérées à élevées (≥0,4 µg/L) détectées dans le milieu récepteur ont été analysés plus en profondeur dans le présent rapport d'évaluation. Cinq sites présentaient des concentrations de thallium qui n'ont pu être interprétées en raison du nombre restreint de mesures et des limites de détection élevées (LDM >0,8 µg/L).

Tableau 7-4. Résumé des installations d'extraction de métaux qui ont déclaré des concentrations de thallium dans le milieu récepteur au titre du REMMMD^a (ESEE 2021)

Nombre de sites d'extraction de métaux (157 au total)	Plage des concentrations de thallium dans les zones exposées
119 sites	<0,2 µg/L ^b à <0,4 µg/L dans les eaux réceptrices
11 sites	≥0,4 µg/L dans les eaux réceptrices
5 sites	Non détectable avec une LDM >0,8 µg/L
22 sites	Aucune donnée

Abréviation : LDM, limite de détection de la méthode

^a Comprend les rapports inédits et confidentiels préparés pour respecter les dispositions relatives au suivi des effets sur l'environnement énoncées dans le *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants*.

^b Les concentrations inférieures à la LDM allaient de 0,002 µg/L à 0,2 µg/L.

Nous avons effectué des calculs des concentrations de thallium propres à 11 installations ou sites miniers qui affichaient des concentrations de thallium supérieures ou égales à 0,4 µg/L lors de la prise d'au moins une mesure dans les zones exposées. Les installations d'extraction de métaux qui ont rejeté des effluents dans le milieu récepteur entre 2010 et 2020 ont été choisies aux fins d'une analyse de l'exposition. Les concentrations non détectables par analyse ont été remplacées par la moitié de la LDM. Les concentrations médianes et au 75^e centile de thallium aux sites 1, 3, 5, 6, 7 et 11 étaient plus élevées que celles mesurées dans les zones de référence respectives (figure 7-2). Cinq installations ou sites (les sites 2, 4, 8, 9 et 10) affichaient des fréquences de détection comparables (soit le nombre d'échantillons détectables

¹² Selon le REMMMD, la zone exposée fait référence aux eaux où vivent des poissons et à l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent de mines de métaux, tandis que la zone de référence fait référence aux eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, qui ne sont pas exposées à un effluent des mines de métaux et qui présentent les caractéristiques les plus semblables à celles de la zone exposée (voir l'annexe 5 du REMMMD).

divisé par la taille de l'échantillon) et des concentrations de thallium situées entre celles mesurées dans les zones exposées et de référence. La gamme des LDM s'étendait de 0,002 µg/L à 5 µg/L.

La figure 7-2 présente les concentrations de thallium mesurées dans les eaux de surface des zones exposées et de référence des 11 installations ou sites. Les mesures prises à de nombreuses zones exposées ou de référence sont combinées en un ensemble de données complet pour chaque site (sites 4, 6, 10 et 11).

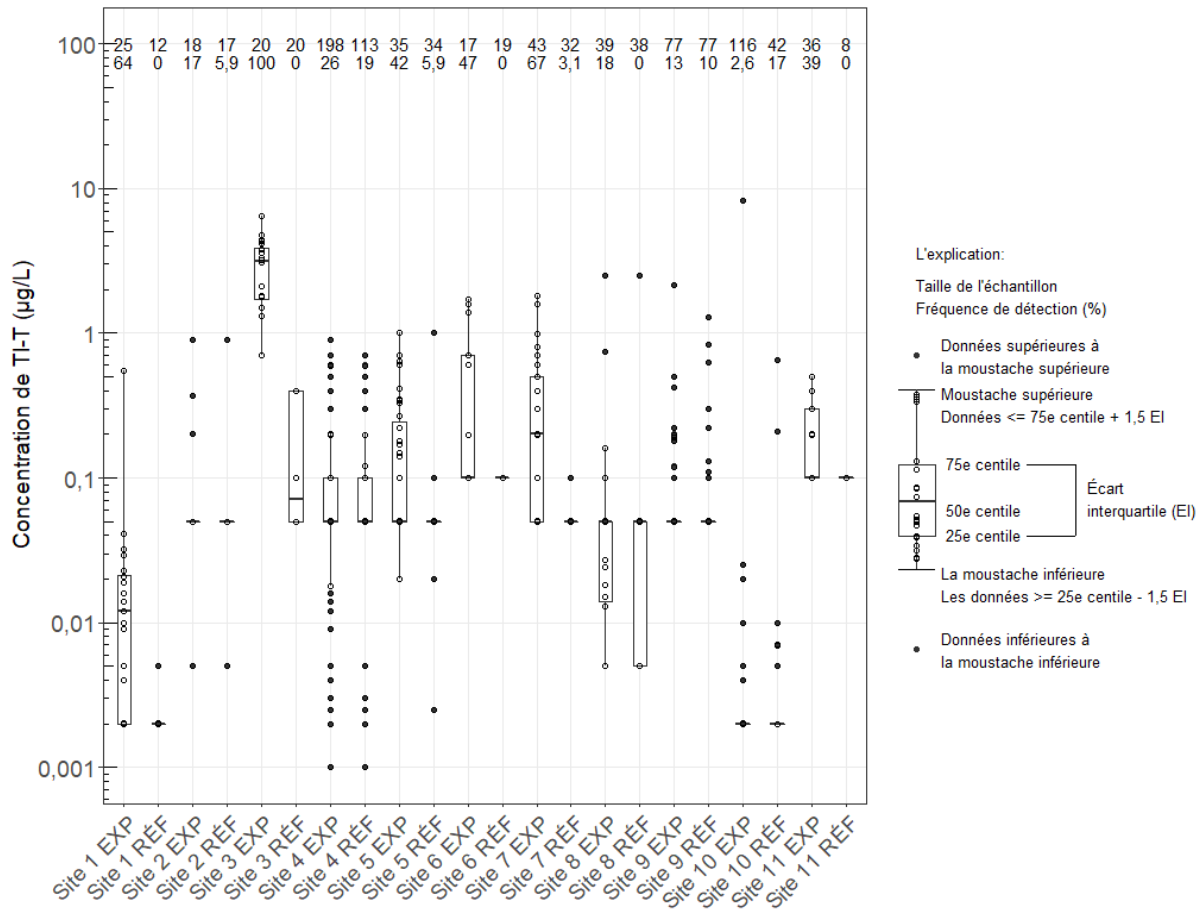


Figure 7-2. Diagramme de quartiles des concentrations de thallium dans les eaux de surface déclarées au titre des dispositions relatives au suivi des effets sur l'environnement énoncées dans le REMMMD pour 11 sites d'extraction de métaux (2010 à 2020)

[Description longue : La figure 7-2 résume en un diagramme de quartiles les concentrations de thallium dans les eaux de surface pour les zones exposées et de référence de 11 installations ou sites choisis entre 2010 et 2020 (ESEE 2021). Les données sur le thallium ont été combinées lorsque de nombreuses mesures prises aux zones exposées et de référence étaient disponibles pour les sites 4, 6, 10 et 11. Les

concentrations médianes et au 75^e centile de thallium dans les zones exposées des sites 1, 3, 5, 6, 7 et 11 étaient plus élevées que dans les zones de référence respectives.

Les sites 6, 10 et 11 ont plusieurs zones exposées et de référence situées sur les mêmes plans d'eau, respectivement en aval et en amont du point de rejet (par exemple le site 6), ou situées sur des plans d'eau différents (par exemple les sites 10 et 11). Le site 4 comprend de multiples installations d'extraction de métaux et des points de rejet dans de nombreuses zones exposées et de référence situées sur les mêmes plans d'eau, respectivement en aval et en amont. La taille des échantillons, les fréquences de détection et les concentrations de thallium minimales, maximales, au premier quantile (25^e centile), au 50^e centile, au troisième quantile (75^e centile) et au 95^e centile sont présentées dans le tableau suivant.

N° du site ^a	Taille de l'éch. (n =)	Fréq. de détect. (%)	Conc. min. (µg/L)	Conc. au 1 ^{er} quant. (µg/L)	Conc. au 50 ^e cent. (µg/L)	Conc. au 3 ^e quant. (µg/L)	Conc. au 95 ^e cent. (µg/L)	Conc. max. (µg/L)
Site 1 exp.	25	64	0,002 ^b	0,002 ^b	0,01	0,02	0,04	0,55
Site 1 réf.	12	0	0,002 ^b	0,002 ^b	0,002 ^b	0,002 ^b	0,003 ^b	0,005 _b
Site 2 exp.	18	17	0,005 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,45	0,9
Site 2 réf.	17	5,9	0,005 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,22	0,9
Site 3 ^c exp.	20	100	0,7	1,7	3,2	3,9	4,9	6,5
Site 3 ^c réf.	20	0	0,05 ^b	0,05 ^b	0,08 ^b	0,4 ^b	0,4 ^b	0,4 ^b
Site 4 exp.	198	26	0,001 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,1 ^b	0,4	0,9
Site 4 réf.	113	19	0,001 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,1 ^b	0,4	0,7
Site 5 exp.	35	43	0,02 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,24	0,66	1 ^{b,d}
Site 5 réf.	34	5,9	0,002 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,1	1 ^{b,d}
Site 6 exp.	17	47	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,7	1,6	1,7
Site 6 réf.	19	0	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b
Site 7 exp.	43	67	0,05 ^b	0,05 ^b	0,2	0,5	1,5	1,8
Site 7 réf.	32	3,1	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,1

Site 8 exp.	39	18	0,005 ^b	0,01 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,92	2,5 ^{b,e}
Site 8 réf.	38	0	0,005 ^b	0,005 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,42 ^{b,e}	2,5 ^{b,e}
Site 9 exp.	77	13	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,20	2,2
Site 9 réf.	77	10	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,05 ^b	0,24	1,3
Site 10 exp.	116	2,6	0,002 ^b	0,002 ^b	0,002 ^b	0,002 ^b	0,006	8,2
Site 10 réf.	42	17	0,002 ^b	0,002 ^b	0,002 ^b	0,002 ^b	0,2	0,65
Site 11 exp.	36	39	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,3	0,42	0,5
Site 11 réf.	8	0	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b	0,1 ^b

Abréviations : exp., zone exposée; réf., zone de référence; LDM, limite de détection de la méthode de 0,002 µg/L à 5 µg/L.

^a La zone exposée correspond aux eaux où vivent des poissons et à l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent; la zone de référence correspond aux eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, 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 (annexe 5 du REMMMD).

^b Les concentrations non détectables par analyse ont été remplacées par la moitié de la LDM.

^c L'installation minière est fermée. Toutefois, des eaux usées provenant des résidus de traitement et de l'écoulement sont toujours rejetées après la fermeture, quoiqu'en quantités réduites. D'après les commentaires formulés par des intervenants lors de consultations publiques (2023), le rejet d'effluents devrait continuer à diminuer.

^d Un échantillon par zone exposée et zone de référence prélevé en 2019 affichant une concentration non détectable de 2 µg/L a été inclus dans l'analyse statistique. La concentration la plus élevée de thallium détectable dans les zones exposées était de 0,7 µg/L, tandis que celle pour les zones de référence était de 0,1 µg/L.

^e Deux échantillons par zone exposée et zone de référence prélevés en 2013 affichant des concentrations non détectables de 5 µg/L ont été inclus dans l'analyse statistique. La concentration la plus élevée de thallium détectable dans les zones exposées était de 0,74 µg/L, tandis que toutes les concentrations de thallium dans les zones de référence étaient inférieures à la LDM.]

Les données sur les concentrations de thallium dans les effluents (tableau 7-5) présentées par l'entremise du REMMMD sont disponibles pour 10 des 11 installations minières analysées entre 2019 et 2020 (ESEE 2021). Des concentrations de thallium supérieures à 0,8 µg/L ont été détectées (LDM de 0,004 µg/L à 2 µg/L) dans les effluents des installations 5, 7 et 11.

Tableau 7-5. Concentrations de thallium dans les effluents déclarées entre 2019 et 2020 pour 11 sites d'extraction de métaux au titre du REMMMD (ESEE 2021)

Numéro de l'installation	Taille de l'échantillon (nombre détectable)	Plage des concentrations de TI (µg/L)
1	7 (7)	0,026 à 0,051
2	5 (0)	<0,1 ^a
3	S. O.	S. O.
4 ^b	8 (8)	0,012 à 0,085 ^c

5	8 (7)	0,15 à 1,83
6	8 (0)	<0,2 ^a
7	8 (5)	<0,1 ^a à 1
8	9 (9)	0,014 à 0,04
9	8 (1) ^d	<0,1 ^a à <1 ^a
10	126 (21) ^d	<0,004 ^a à <0,1 ^a
11	7 (7)	0,3 à 3,1

Abréviations : LDM, limite de détection de la méthode de 0,004 µg/L à 2 µg/L; S. O., sans objet.

^a Limite de détection de la méthode

^b De nombreuses installations d'extraction de métaux rejettent des effluents dans le même cours d'eau. Toutefois, les données sur les concentrations dans les effluents ne sont disponibles que pour l'une des installations.

^c Un échantillon affichant une concentration de 22 000 µg/L a été considéré comme une valeur aberrante et a donc été exclu.

^d Les concentrations de thallium détectables dans les effluents étaient inférieures à la LDM la plus élevée.

Un écart a été observé entre les mesures du thallium dans l'effluent (tableau 7-5) et les zones exposées (figure 7-2) de l'installation 6. Bien qu'on ait rapporté une fréquence de détection de 100 % et des concentrations de thallium allant de 0,6 µg/L à 1,7 µg/L dans des zones quasi et moyennement exposées de cette installation entre 2011 et 2017, des concentrations inférieures ou égales à la LDM de 0,2 µg/L ont été mesurées dans les effluents et les zones exposées en 2019 et 2020. Cet écart donne à penser que le rejet d'effluents contenant du thallium depuis l'installation a diminué dans les dernières années.

En 2019, trois autres installations d'extraction de métaux ont déclaré à l'INRP (2021) des concentrations de thallium dans les effluents allant d'une valeur inférieure à la LDM (entre 0,1 µg/L et 10 µg/L) à 0,2 µg/L. Les concentrations dans les effluents ou la moitié de la LDM pour les valeurs non détectées ont été divisées par un facteur de dilution de 10 pour calculer les CAE de thallium, comme décrit à la section 7.2.2. La CEE pour les eaux réceptrices a été calculée en additionnant les CAE et les concentrations naturelles médianes pour l'écozone où se trouve l'installation. Les CEE calculées ont atteint des valeurs aussi élevées que 0,55 µg/L.

7.2.4 Fusion et affinage des métaux communs

Il existe actuellement 11 grandes installations de fusion et d'affinage de métaux communs au Canada qui sont situées en Alberta, en Colombie-Britannique, au Québec, au Manitoba, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve-et-Labrador et en Ontario. Le secteur des fonderies et des affineries de métaux communs traite des concentrés provenant de mines et d'usines de métaux ainsi que des matériaux recyclés (par exemple électrodéposition et batteries) pour récupérer, purifier et produire des métaux. Le thallium est l'un des résidus ou sous-produits issus des procédés de fusion. De 2014 à 2020, les rejets annuels de thallium et de ses composés dans l'eau déclarés à l'INRP par les installations de fusion et d'affinage de métaux communs ont varié de 704 kg à 3 067 kg, les rejets moyens étant de 1 769 kg ± 763 kg (écart-type) (INRP 2021). Les rejets annuels dans le sol déclarés à l'INRP par ce secteur pendant la même période ont été négligeables (INRP 2021).

Les rejets des fonderies de cuivre de première et de deuxième fusions et des affineries de cuivre, ainsi que les rejets des fonderies de zinc de première et de deuxième fusions et des affineries de zinc ont été évalués dans le cadre du programme d'évaluation des substances de la deuxième Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP2) (Canada 2001). Les émissions atmosphériques de ces installations ont été jugées toxiques au sens de la LCPE (Canada 2001), et les matières particulaires contenant des métaux rejetées dans les émissions des fonderies de cuivre et de zinc ou des raffineries ont été inscrites à l'annexe 1 de la LCPE en 2003. Les installations de fusion et d'affinage des métaux communs au Canada ont ensuite été assujetties aux exigences relatives aux émissions atmosphériques établies dans l'avis modifié de planification de la prévention de la pollution publié dans la *Gazette du Canada* en 2006 (Canada [modifié en 2011]). L'avis indiquait les limites de rejet de matières particulaires, qui contiennent la plupart des métaux émis dans l'air, dont le thallium. Étant donné ces activités antérieures d'évaluation et de gestion des risques, les émissions atmosphériques provenant des installations de fusion et d'affinage de métaux communs ne sont pas davantage étudiées dans la présente évaluation, qui se concentre plutôt sur les rejets de thallium dans le milieu aquatique par l'intermédiaire des rejets d'effluents.

Six installations de fusion et d'affinage de métaux communs ayant combiné leurs effluents à ceux de mines de métaux ont déclaré des concentrations de thallium mesurées dans les eaux de surface et les effluents dans le cadre des dispositions relatives au SEE énoncées dans le REMMMD (ESEE 2021). Les installations de fusion et d'affinage de métaux communs qui ont rejeté des effluents dans le milieu récepteur pendant la période de déclaration de 2010 à 2020 ont été choisies aux fins d'une analyse de l'exposition. Les concentrations de thallium mesurées dans les eaux de surface (données disponibles pour 2010 à 2020) et les effluents (données disponibles pour 2019 et 2020) présentées dans le cadre du REMMMD (ESEE 2021) pour les installations 1 à 6 ont été regroupées avec les données sur les concentrations de thallium dans les eaux de surface extraites de rapports de SEE (pour diverses années de déclaration) et résumées au tableau 7-6. Les concentrations non détectables par analyse ont été remplacées par la moitié de la LDM.

Les concentrations de thallium mesurées dans les effluents des installations 1 à 3 et 5 allaient d'une valeur inférieure à la LDM (0,01 µg/L à 1 µg/L) à 0,4 µg/L (tableau 7-6). Les concentrations de thallium mesurées dans les zones exposées et de référence de ces installations étaient comparables (tableau 7-6). Ces données semblent indiquer que les effluents rejetés depuis ces quatre installations ajoutent peu de thallium dans le milieu récepteur.

Les concentrations médianes de thallium dans les zones exposées des installations 4 et 6 (tableau 7-6) étaient de 0,03 µg/L et de 2 µg/L, respectivement, ce qui est plus élevé que les valeurs pour leurs zones de référence (0,005 µg/L et 0,05 µg/L, respectivement) et donne à penser que les effluents rejetés par ces deux installations ajoutent du thallium dans le milieu récepteur.

Tableau 7-6. Concentrations de thallium propres au site dans les eaux de surface et les effluents rapportées de 2010 à 2020 par les fonderies et affinerie de métaux communs dans le cadre du REMMMD

Numéro de l'installation	Type de zone ^a	Taille de l'échantillon (nombre détectable)	Plage des concentrations de Tl (µg/L)	Conc. médiane ^d (µg/L)	Conc. au 95 ^e centile ^d (µg/L)
1	Exposée A+B ^b	81 (0)	0,01 ^c à 5 ^c	0,05 ^c	2,5 ^c
1	De référence A+B ^b	76 (8)	0,01 ^c à 5 ^c	0,05 ^c	2,5 ^c
1	Effluent	24 (0)	0,01 ^c à 0,1 ^c	0,005 ^c	0,01 ^c
2	Exposée A+B ^b	50 (0)	0,01 ^c à 1 ^c	0,05 ^c	0,5 ^c
2	De référence A+B ^b	40 (0)	0,1 ^c à 1 ^c	0,05 ^c	0,5 ^c
2	Effluent	23 (19)	0,1 ^c à 0,4	0,1	0,3
3	Exposée	13 (0)	0,1 ^c	0,05 ^c	0,05 ^c
3	De référence	16 (2)	0,1 ^c	0,05 ^c	0,1 ^c
3	Effluent	10 (0)	0,1 ^c	0,05 ^c	0,05 ^c
4	Exposée A+B ^b	32 (27)	0,0005 ^c à 0,2	0,03	0,1
4	De référence A+B+C ^b	25 (8)	0,0005 ^c à 0,045	0,005 ^c	0,02 ^c
4	Effluent	16 (16)	0,02 à 0,3	0,08	0,3
5	Exposée	16 (7)	0,0025 ^c à 0,1	0,05	0,1
5	De référence	11 (0)	0,0025 ^c à 0,05 ^c	0,05 ^c	0,05 ^c
5	Effluent	4 (2)	0,0025 ^c à 0,09	0,04	0,09
6	Exposée	7 (3)	0,2 ^c à 10 ^c	2	5 ^{c,e}
6	De référence	7 (3)	0,2 ^c à 10 ^c	0,5 ^c	5 ^{c,f}
6	Effluent	6 (3)	0,2 ^c à 11	3,4	9,3

^a La zone exposée correspond aux eaux où vivent des poissons et à l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent. La zone de référence correspond aux eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, 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 (annexe 5 du REMMMD).

^b Les données d'installations ayant de nombreuses zones exposées et de référence (désignées par A, B ou C) ont été regroupées.

^c Limite de détection de la méthode ou statistiques fondées sur la moitié de la LDM.

^d Les concentrations non détectables par analyse ont été remplacées par la moitié de la LDM.

^e La concentration la plus élevée de thallium détectable dans la zone de référence était de 1 µg/L (LDM de 0,2 µg/L).

^f La concentration la plus élevée de thallium détectable dans la zone exposée était de 3,2 µg/L (LDM de 0,2 µg/L).

Les rejets de thallium provenant de deux installations (installations 7 et 8) n'ayant pas combiné leurs effluents avec ceux de mines de métaux ont aussi été analysés. Les concentrations de thallium dans les eaux réceptrices (zones exposées) et les zones de référence mesurées entre 2011 et 2016 étaient disponibles pour l'installation 7

(tableau 7-7) (Ecoscape Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014, 2019). En tout, 101 paires d'échantillons d'eau de surface contenant du thallium total et dissous ont été prélevées à deux sites de référence (61 % et 57 % de détection pour le thallium total et le thallium dissous, respectivement, à une LDM de 0,002 µg/L à 0,2 µg/L) et 185 paires d'échantillons d'eau de surface contenant du thallium total et dissous ont été prélevées à sept sites exposés (sites de rejet II, III et IV, et sites exposés 2, 3, 4 et 5) entre avril 2011 et octobre 2016. Les données sur les concentrations de thallium total ont été utilisées dans l'analyse de l'exposition, étant donné que les concentrations de thallium dissous et de thallium total étaient comparables (une différence de -1 % à 19 %). Des échantillons d'eau de surface ont été prélevés le long d'un transect s'étendant de 5 m à 35 m en aval des trois sites de rejet d'effluents (sites de rejet II, III et IV) pendant les saisons de faible débit et de débit élevé en 2011. Trois échantillons de thallium prélevés en juillet 2011 au site de rejet III affichaient des concentrations de 0,62, 0,98 et 1,16 µg/L. En novembre 2011, les concentrations de thallium avaient baissé à moins de 0,023 µg/L au même emplacement. Le site de rejet III était le principal site recevant les effluents d'eaux usées provenant des fonderies et des affineries de l'installation (ChemInfo 2013) et est probablement le site qui rejette le plus de thallium. Les concentrations en thallium des sites de rejet II et IV étaient toutes inférieures à 0,4 µg/L au cours des mêmes périodes d'échantillonnage (tableau 7-7). Des échantillons ordinaires d'eau de surface ont été prélevés à deux sites de référence et quatre sites exposés (tableau 7-7). Le site exposé 2 est la zone de dilution initiale située à 0,23 km en aval du site de rejet II, et on estime qu'il se trouve à environ 0,72 km en aval du site de rejet III. Les échantillons prélevés au site exposé 2 affichaient les concentrations de thallium médianes, au troisième quantile et au 95^e centile les plus élevées (tableau 7-7). À l'exception du site de rejet IV, les concentrations médianes de thallium dans les eaux de surface de toutes les zones exposées sont supérieures à celles mesurées dans les zones de référence.

Tableau 7-7. Concentrations de thallium total dans les zones de référence et le milieu récepteur de l'installation de fusion 7 de 2011 à 2016 (Ecoscape Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014, 2019)

Type de zone	Taille de l'échant. (nombre détectable)	Plage des concentrations (µg/L)	Conc. médiane (µg/L)	Conc. au 3 ^e quant. (µg/L)	Conc. au 95 ^e cent. (µg/L)
Site de rejet II ^a	6 (6)	0,028 à 0,40	0,13	0,22	0,36
Site de rejet III ^a	6 (6)	0,0073 à 1,2	0,32	0,89	1,1
Site de rejet IV ^a	6 (4)	<LDM à 0,0023	0,0024	0,0024	0,0032
Exposée 2 ^b	35 (31)	<LDM à 1,6	0,25	0,50	0,91
Exposée 3 ^c	35 (30)	<0,0092 à 0,20	0,065	0,10	0,13
Exposée 4 ^d	14 (14)	0,009 à 0,054	0,019	0,026	0,038
Exposée 5 ^e	83 (73)	0,0034 à 0,11	0,017	0,024	0,1 ^h
De référence 1 ^f	50 (32)	<LDM à <0,0082	0,0028	0,0034	0,1 ^h
De référence 2 ^g	51 (30)	<LDM à 0,0087	0,0027	0,0035	0,1 ^h

^a Les sites de rejet II, III et IV sont situés de 5 à 35 m en aval des émissaires CII, CIII et CIV.

^b La zone exposée 2 est la zone de dilution initiale située à environ 0,23 km en aval de l'émissaire CII et à environ 0,72 km en aval de l'émissaire CIII. La rive droite de la zone exposée 2 se trouve dans la trajectoire du panache de rejet.

^c La zone exposée 3 est située à 1,09 km en aval de l'émissaire CII. La rive droite de la zone exposée 3 se trouve dans la trajectoire du panache de rejet.

^d La zone exposée 4 est située à 4,2 km en aval de l'émissaire CII. La rive droite de la zone exposée 4 se trouve dans la trajectoire du panache de rejet.

^e La zone exposée 5 est la zone située à 15,8 km en aval de l'émissaire CII.

^f La zone de référence 1 est la zone située à 1,975 km en amont de l'émissaire CII.

^g La zone de référence 2 est la zone située à 9,72 km en amont de l'émissaire CII.

^h LDM = limite de détection de la méthode de 0,2 µg/L avant mai 2011 et de 0,002 µg/L après juillet 2011.

Les installations 7 et 8 ont déclaré à l'INRP des concentrations annuelles de thallium dans les effluents allant de 8,4 µg/L à 12,5 µg/L et de 89 µg/L à 258 µg/L, respectivement (INRP 2021). Aucune déclaration n'a été faite à l'INRP après 2019 pour l'installation 8 en raison de sa fermeture. Les CEE de thallium ont été estimées à partir des concentrations annuelles dans les effluents, comme décrit à la section 7.2.2. Les CEE calculées se situaient entre 0,94 µg/L et 1,2 µg/L pour l'installation 7 et entre 89 µg/L et 258 µg/L pour l'installation 8.

7.2.5 Centrales électriques alimentées au charbon

La volatilisation du thallium causée par la combustion du charbon à haute température et la recondensation ultérieure sur des particules de cendres plus fines peut entraîner des concentrations de thallium sur les particules de cendres qui sont jusqu'à 10 fois

plus élevées que dans le charbon lui-même (Cheam 2001). Par conséquent, le rejet d'effluents provenant des bassins de cendres du secteur de la production d'électricité peut entraîner le rejet de thallium dans l'environnement. Bien que les rejets annuels provenant des installations de ce secteur aient été déclarés à l'INRP (voir la section 5), il existe peu de données disponibles sur les concentrations de thallium à proximité de ces installations.

En 2006, le CCME a approuvé la mise en œuvre de standards pancanadiens relatifs aux émissions de mercure provenant des centrales électriques alimentées au charbon (CCME 2006). Bien que l'objectif des standards soit de réduire les émissions de mercure provenant des poussières de charbon, la technologie mise au point a également permis de réduire les émissions globales de matières particulaires dans l'air, y compris de métaux lourds élémentaires coexistants comme le thallium. Le *Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone — secteur de l'électricité thermique au charbon* (Canada 2022) devrait aussi entraîner l'élimination progressive des émissions provenant des centrales électriques classiques alimentées au charbon, qui contiennent d'autres contaminants en plus du CO₂. L'intention du gouvernement fédéral d'accélérer l'abandon progressif des centrales électriques classiques alimentées au charbon d'ici 2030 (Canada 2018) permettra, au fil du temps, d'atténuer davantage les risques associés à d'autres contaminants, dont le thallium.

Le tableau 7-8 résume les concentrations de thallium disponibles mesurées dans les effluents et les eaux de surface réceptrices à proximité de 11 centrales électriques au Canada (Cheam et coll. 2000; Cheam 2001; Alberta Environment 2006; INRP 2021). Les rejets provenant de bassins de cendres, de bassins de lixiviation et d'eaux usées ont été considérés comme des effluents, et un facteur de dilution de 10 a été appliqué aux concentrations de thallium mesurées dans ces effluents pour calculer les CAE de thallium respectives. Les CEE ont été calculées selon la méthode précédemment décrite (voir section 7.2.2). Les CEE calculées pour 10 des 11 centrales électriques se situaient dans la plage allant de 0 µg/L à 0,56 µg/L. Les CEE calculées pour les rejets en aval d'un bassin de cendres (installation 7) ont diminué pour passer de 2,9 µg/L avant l'an 2000 à environ 0,1 µg/L (tableau 7-8) entre 2016 et 2019.

En 2005, après le déversement d'hydrocarbures dans le lac Wabamun, le ministère de l'Environnement de l'Alberta a mené des enquêtes sur la qualité de l'eau du lac, sur les rives duquel se trouvent deux centrales électriques alimentées au charbon (Alberta Environment 2006). Les concentrations de thallium mesurées dans 54 échantillons d'eau prélevés dans la zone pélagique du lac étaient toutes inférieures à la LDM de 0,003 µg/L (Alberta Environment 2006). En comparaison, 33 échantillons prélevés dans le même lac en 2002 présentaient une concentration maximale de thallium de 0,011 µg/L (avec une LDM de 0,005 µg/L). Par conséquent, la CEE pour le lac Wabamun est basée sur les données de 2002 (tableau 7-8).

Tableau 7-8. Concentrations de thallium dans les effluents et les eaux réceptrices à proximité de 11 centrales électriques au Canada

Numéro de l'instal.	Emplacement	Concentration de TI ^c (µg/L)	CAE ^c (µg/L)	CEE ^{c,d} (µg/L)
1	Ruisseau sous le réservoir de l'installation ^a	0,10	0,10	0,10
2	Site de rejet ^b	0,06	0,01	0,06
3	2 km à l'est de l'installation ^a	0,29	0,29	0,29
3	Rejet traité ^b	4,0	0,40	0,45
3	Rejet d'un bassin de lixiviation des cendres ^b	5,1	0,51	0,56
4	Rejet d'eaux usées dans un bassin ^b	0,89	0,09	0,14
4	Effluent ^e	0,3 à 0,4	0,03 à 0,04	0,08 à 0,09
5	Rejet d'un bassin de lixiviation des cendres ^b	0,40	0,04	0,09
5	Rejet d'eaux usées ^b	0,56	0,06	0,10
6	Rejet final d'eaux usées, traité ^b	0,37	0,04	0,09
6	Rejet d'un bassin de lixiviation des cendres ^b	1,0	0,10	0,15
7	Rejet d'un bassin de cendres ^b	24	2,4	2,9
7	Rejet de la fosse B ^b	0,98	0,10	0,15
7	Effluent ^e	0,3 à 0,48	0,03 à 0,05	0,08 à 0,10
8 et 9	Lac Wabamun ^a	0,01	0,01	0,01
10	Effluent ^e	0 à 0,1	0 à 0,1	0 à 0,06
11	Rejet dans un fossé de drainage ^a	0,065	0,065	0,065

Abréviations : CAE, concentration aquatique estimée; CEE, concentration environnementale estimée

^a Les sites sont évalués en fonction de la concentration de thallium mesurée dans le milieu aquatique récepteur. Aucun facteur de dilution ni concentration naturelle n'a été appliqué.

^b Considérée comme la concentration dans les effluents; un facteur de dilution de 10 a été appliqué pour calculer la CAE.

^c Toutes les valeurs ont été arrondies vers le haut à deux chiffres significatifs.

^d CEE = CAE + concentration naturelle médiane d'après les écozones où sont situées les installations (tableau 7-3).

^e Concentrations dans les effluents à deux points de rejet de l'installation, déclarées à l'INRP (2021) entre 2016 et 2019.

7.2.6 Systèmes de traitement des eaux usées

Le thallium peut être rejeté dans les eaux usées par l'utilisation de produits pharmaceutiques, la fabrication de colorants et de feux d'artifice, et des réactions chimiques où le thallium entre en jeu (Couture et coll. 2011). Une installation canadienne de traitement des eaux usées a déclaré avoir rejeté environ 300 kg de thallium dans l'eau entre 2014 et 2015 (INRP 2021). Comme la plupart des échantillons (94 % en 2014 et 100 % en 2015) présentaient des concentrations de thallium inférieures aux LDM, les quantités rejetées ont été estimées en utilisant la moitié des LDM. En 2016 et 2017, cette installation a retiré le thallium de sa liste de substances à déclarer parce qu'il n'y avait eu « aucun résultat supérieur à la limite de détection de la méthode (LDM) pendant deux ans » (communication personnelle, courriel de la Division de l'intégration des programmes, Environnement et Changement climatique Canada [ECCC], à la Division de l'évaluation environnementale, ECCC, 29 janvier 2018; source non citée).

De 2009 à 2012, les rejets de thallium ont été surveillés dans 25 systèmes de traitement des eaux usées au Canada dans le cadre du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) (Environnement Canada 2013a). Les effluents finaux ont été analysés pour déterminer les concentrations de thallium total dans l'eau. Le thallium a été quantitativement détecté dans seulement 1 des 191 échantillons d'effluents finaux (c'est-à-dire 0,5 %), à une concentration de 0,059 µg/L. En 2018 et 2019, des échantillons d'effluents provenant de 20 systèmes de traitement des eaux usées ont été analysés pour déterminer les concentrations de thallium total et de thallium dissous (Environnement Canada 2019). Les concentrations de thallium total et de thallium dissous allaient d'une valeur inférieure à la LDM (0,01 µg/L) à 0,014 µg/L et d'une valeur inférieure à la LDM (0,001 µg/L) à 0,012 µg/L, respectivement.

Bien qu'aucun rejet direct dans le sol ne soit prévu, des rejets indirects peuvent résulter de l'épandage de biosolides contenant du TI (provenant des systèmes de traitement des eaux usées) sur les terres agricoles. Au Canada, la présence de thallium dans les biosolides n'est pas réglementée, mais sa concentration a considérablement diminué au cours des dernières décennies pour atteindre une concentration médiane de thallium dans les biosolides de 0,26 mg/kg ps en 2009 par rapport à 16 mg/kg ps en 2001 (WEAO 2010). Des concentrations similairement faibles (dans environ 10 % des échantillons) ou des concentrations quantitativement non détectables ont été déclarées par 30 systèmes de traitement des eaux usées au Canada de 2009 à 2019 (Environnement Canada 2013a, 2019). Au total, 112 échantillons de boues primaires, 78 échantillons de boues biologiques résiduelles et 197 échantillons de biosolides traités ont été analysés pour déterminer leur concentration en thallium total. Les concentrations de thallium détectées étaient supérieures à la LDM de 0,001 mg/kg à 0,005 mg/kg dans 99 des 387 échantillons solides (c'est-à-dire dans 26 % des échantillons), les concentrations maximales étant de 0,0168 mg/kg, 0,134 mg/kg et 5,32 mg/kg dans les échantillons de boues primaires, de boues biologiques résiduelles et de biosolides traités, respectivement. Les biosolides issus des systèmes de

traitement des eaux usées sont envoyés dans des sites d'enfouissement, incinérés ou épandus. L'équation ci-dessous a été utilisée pour estimer l'apport de thallium au sol découlant de l'épandage de biosolides.

$$CEE = \frac{\text{Concentration de Tl total dans les biosolides} \times \text{taux d'application} \times \text{nombre d'années}}{\text{profondeur de mélange du sol} \times \text{densité du sol}}$$

Pour calculer un scénario d'exposition prudent pour les organismes terrestres, on a entré dans l'équation ci-dessus un taux d'application de biosolides maximal de 0,83 kg/m² ps par année (d'après la limite réglementaire provinciale existante la plus élevée; Environnement Canada 2006), une profondeur de mélange du sol de 0,2 m (profondeur de labourage; ECHA 2012), une densité du sol de 1 200 kg/m³ (Williams 1999) ainsi que la concentration de thallium la plus élevée mesurée dans des biosolides provenant de systèmes de traitement des eaux usées au Canada et non destinés à l'incinération. Une période de 10 années consécutives a été choisie comme durée d'application (ECHA 2012). La concentration cumulative de thallium dans le sol à la fin de cette période est de 0,18 mg/kg pour la concentration la plus élevée mesurée dans les biosolides.

Hébert et coll. (2011) ont étudié l'incidence de l'épandage de biosolides sur les concentrations de thallium dans le lait de vache de fermes du Saguenay, au Québec (Canada), où des biosolides sont épandus sur les sols depuis de nombreuses années. Le thallium n'a pas été détecté en concentrations supérieures à la limite de détection, ni dans les biosolides (0,1 mg/kg) ni dans le lait de vache (0,01 mg/L).

Les données du programme de surveillance du PGPC et de l'INRP semblent indiquer que les rejets annuels de thallium dans l'eau ou le sol provenant des systèmes de traitement des eaux usées sont négligeables.

7.3 Caractérisation du risque écologique

L'approche suivie dans la présente évaluation préalable environnementale était d'examiner les données des évaluations et de tirer des conclusions en suivant la méthode du poids de la preuve et le principe de précaution. Nous avons réuni des données probantes pour déterminer le potentiel du thallium et de ses composés d'avoir des effets nocifs pour l'environnement au Canada. Les éléments de preuve examinés comprennent notamment ceux étudiés dans le cadre de la présente évaluation qui appuient la caractérisation du risque écologique dans l'environnement canadien. Des éléments de preuve indirects ou secondaires fiables ont été pris en compte lorsque disponibles, dont les classifications du risque ou les caractéristiques du devenir établies par d'autres organismes réglementaires. Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen de l'exposition cumulative liée à l'entité thallium.

7.3.1 Analyse du quotient de risque

Des analyses du quotient de risque (QR) ont été réalisées en comparant les estimations d'exposition (CEE, voir la section 7.2 – Évaluation de l'exposition de l'environnement) avec les données d'écotoxicité (CESE, voir la section 7.1 – Évaluation des effets sur l'environnement) en vue de déterminer s'il existe un potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Plus précisément, des QR ont été calculés pour le milieu aquatique (c'est-à-dire les eaux douces de surface et les eaux marines) dans les scénarios d'exposition décrits à la section 7.2 pour quatre secteurs : l'extraction de métaux, la fusion de métaux communs, les centrales électriques alimentées au charbon et les systèmes de traitement des eaux usées.

La caractérisation du risque écologique pour le secteur des mines de métaux est appuyée par des données sur les effluents et les eaux douces de surface soumises dans le cadre des dispositions relatives au SEE énoncées dans le REMMMD pour la période de 2010 à 2020 (ESEE 2021) ainsi que par les données sur les concentrations annuelles dans les effluents déclarées à l'INRP pour trois autres installations (INRP 2021). Par conséquent, les CEE ont principalement consisté en des concentrations de thallium mesurées dans les milieux récepteurs (c'est-à-dire les zones exposées) et les zones de référence correspondantes des installations d'extraction de métaux. Nous avons calculé les QR pour 11 installations d'extraction de métaux choisies pour l'évaluation de l'exposition dans l'environnement dans la section 7.2.3 de ce rapport. Le diagramme de quartiles (figure 7-3) généré pour les 11 installations montre la distribution des QR, avec une ligne rouge pour indiquer où le QR est égal à 1.

Les résultats des calculs du QR indiquent un potentiel de risque écologique au site 3. À ce site, du thallium a été détecté dans tous les échantillons prélevés dans la zone exposée entre 2011 et 2016, tandis qu'il n'a pas été détecté dans la zone de référence. En tout, 85 % des mesures dépassaient la $CESE_{eau}$, avec une concentration médiane de thallium de 3,2 µg/L, ce qui équivaut à un QR de 4,0. Bien que l'installation 3 ne soit plus en service, des eaux usées provenant des résidus de traitement et de l'écoulement sont toujours rejetées après sa fermeture, quoiqu'en quantités réduites. Les concentrations médianes de thallium sont passées d'une plage de 3,7 µg/L à 4,0 µg/L pendant l'exploitation, des valeurs qui dépassaient toujours la $CESE_{eau}$, à des valeurs de 3,2 µg/L, 1,7 µg/L et 1,6 µg/L lors d'années consécutives après la fermeture, ce qui représente un dépassement de la $CESE_{eau}$ 75 % du temps. Ces mesures montrent un potentiel continu d'effets nocifs pour l'environnement. Toutefois, les mesures du thallium postérieures à 2016 ne sont pas disponibles.

La zone quasi exposée du site 6 affichait des concentrations élevées de thallium, avec une concentration médiane de 1,6 µg/L, et les trois mesures prises entre 2011 et 2017 dépassaient la $CESE_{eau}$ (0,8 µg/L). De 2019 à 2020, les concentrations de thallium ont diminué jusqu'à des valeurs inférieures ou égales à 0,2 µg/L dans la zone exposée (et dans les effluents) du site 6, ce qui donne à penser que les effets nocifs pour l'environnement à l'installation 6 ont diminué dans les dernières années. Les concentrations de thallium dans environ 45 % des échantillons prélevés dans la zone

exposée du site 7 se situaient entre 0,4 µg/L et 1,8 µg/L. Seule la concentration au 95^e centile (1,5 µg/L) pour le site dépassait la CESE_{eau}, tandis que les concentrations médiane et au troisième quantile (0,2 µg/L et 0,5 µg/L, respectivement) étaient inférieures à la CESE_{eau}. La fréquence de détection élevée pour des QR de 0,5 à 2,2 dans la zone exposée peut indiquer que cette installation est potentiellement préoccupante.

Des dépassements occasionnels de la CESE_{eau} ont été observés à d'autres sites analysés, où les concentrations peuvent ne pas être détectables. Par exemple, deux échantillons prélevés dans la zone de référence et dans la zone exposée (un échantillon par zone) du site 5 en 2019 affichaient des concentrations non détectables de 2 µg/L, tandis que les concentrations de thallium détectables les plus élevées étaient de 0,7 µg/L et de 0,1 µg/L dans la zone exposée et dans la zone de référence, respectivement. Deux échantillons prélevés dans la zone de référence et dans la zone exposée (un échantillon par zone) du site 8 en 2013 affichaient des concentrations non détectables de 5 µg/L, tandis que les concentrations de thallium détectables les plus élevées étaient de 0,74 µg/L et d'une valeur inférieure à la LDM (0,01 µg/L à 0,1 µg/L) dans la zone exposée et dans la zone de référence, respectivement. Des dépassements occasionnels de la CESE_{eau} observés à d'autres sites ont été jugés temporaires (par exemple sites 2 et 10) quand toutes les autres mesures étaient inférieures à 0,8 µg/L.

Les CEE calculées pour trois autres installations d'extraction de métaux ayant déclaré à l'INRP (2021) des concentrations de thallium dans leurs effluents étaient inférieures à 0,55 µg/L, ce qui équivaut à des QR inférieurs à 0,69 (données non illustrées à la figure 7-3).

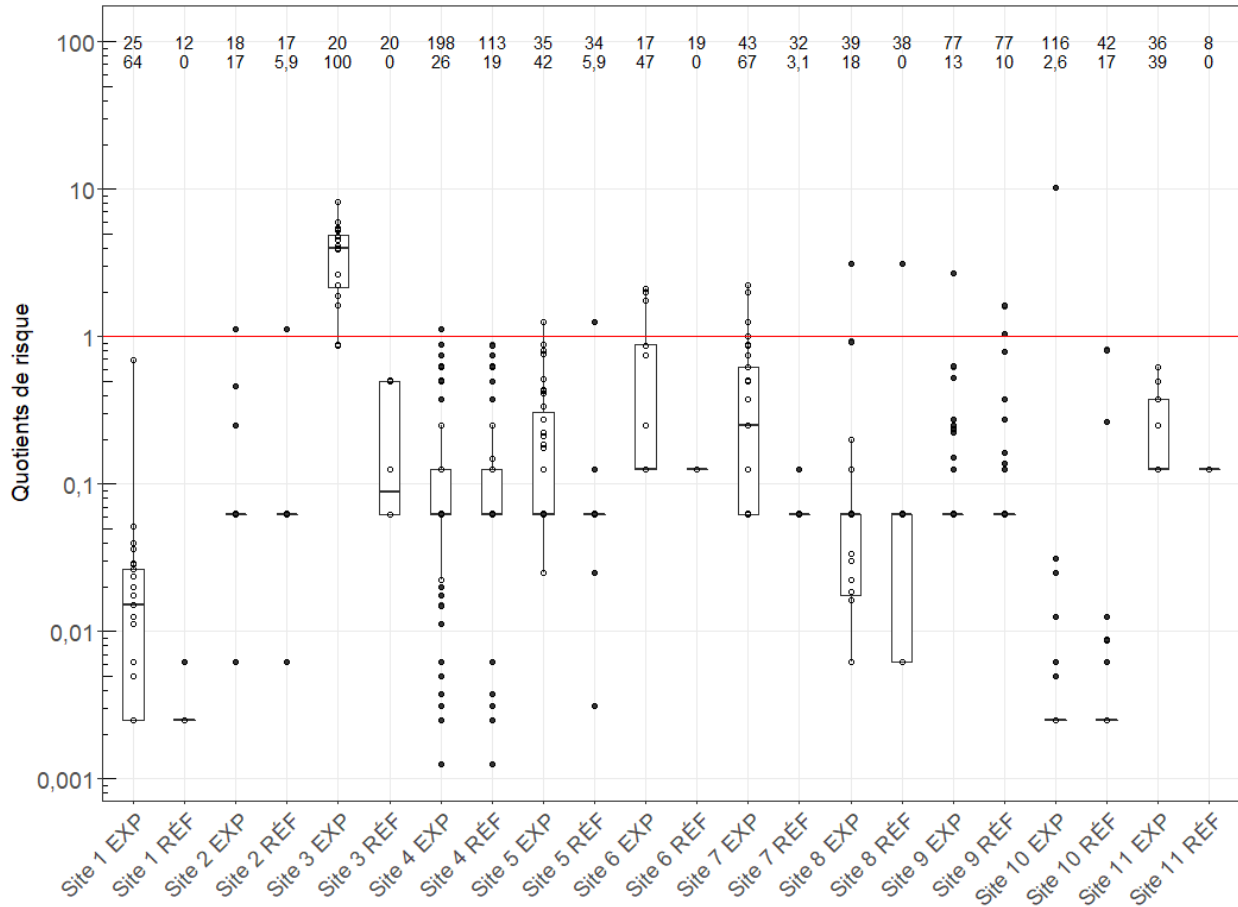


Figure 7-3. Diagramme de quartiles des quotients de risque (la ligne rouge représente une CESE_{eau} de 0,8 µg/L par rapport aux concentrations de thallium mesurées, ce qui équivaut à un QR de 1) d’après les concentrations de thallium mesurées à 11 sites d’extraction de métaux entre 2010 et 2020 (ESEE 2021)

Voir la figure 7-2 pour obtenir une explication des données présentées dans le diagramme de quartiles.

[Description longue : La figure 7-3 utilise un diagramme de quartiles pour résumer les concentrations de thallium dans les eaux de surface des zones exposées et de référence de 11 sites choisis, déclarées dans le cadre du REMMMD entre 2010 et 2020 (ESEE 2021). Les données sur le thallium ont été combinées lorsque de nombreuses zones exposées et de référence étaient disponibles (sites 4, 6, 10 et 11).

La taille des échantillons, les fréquences de détection, le QR minimal, le QR médian, le QR au 95^e centile et le QR maximal sont présentés dans le tableau suivant :

Numéro du site^a	Taille de l'échant.	Fréquence de détection (%)	QR minimal	QR médian	QR au 95^e cent.	QR maximal
Site 1 exp.	25	64	0,002	0,02	0,05	0,9
Site 1 réf.	12	0	0,002	0,002	0,004	0,006
Site 2 exp.	18	17	0,006	0,06	0,6	1,1
Site 2 réf.	17	5.9	0,006	0,06	0,3	1,1
Site 3 ^b exp.	20	100	0,9	3,9	6,1	8,1
Site 3 ^b réf.	20	0	0,06	0,09	0,5	0,5
Site 4 exp.	198	26	0,001	0,06	0,5	1,1
Site 4 réf.	113	19	0,001	0,06	0,5	0,9
Site 5 exp.	35	43	0,02	0,06	0,8 ^c	1,2 ^c
Site 5 réf.	34	5.9	0,003	0,06	0,1 ^c	1,2 ^c
Site 6 exp.	17	47	0,1	0,212	2,0	2,1
Site 6 réf.	19	0	0,1	0,1	0,1	0,1
Site 7 exp.	43	67	0,06	0,2	1,9	2,2
Site 7 réf.	32	3.1	0,06	0,06	0,06	0,1
Site 8 exp.	39	18	0,006	0,06	1,1 ^d	3,1 ^d
Site 8 réf.	38	0	0,006	0,06	0,5 ^d	3,1 ^d
Site 9 exp.	77	13	0,06	0,06	0,2	2,7
Site 9 réf.	77	10	0,06	0,06	0,3	1,6
Site 10 exp.	116	2.6	0,002	0,002	0,008	10
Site 10 réf.	42	17	0,002	0,002	0,2	0,8
Site 11 exp.	36	39	0,1	0,1	0,5	0,6
Site 11 réf.	8	0	0,1	0,1	0,1	0,1

Abréviations : exp, zone exposée; réf., zone de référence; QR, quotient de risque

^a La zone exposée correspond aux eaux où vivent des poissons et à l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent; la zone de référence correspond aux eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, 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 (annexe 5 du REMMMD).

^b L'installation minière est fermée. Toutefois, des eaux usées provenant des résidus de traitement et de l'écoulement étaient toujours rejetées après la fermeture, quoiqu'en quantités réduites. D'après les commentaires formulés par des intervenants lors de consultations publiques (2023), le rejet d'effluents devrait continuer à diminuer.

^c Une mesure par zone exposée et zone de référence prise en 2019 affichant une concentration non détectable de 2 µg/L a été incluse dans l'analyse statistique. La concentration la plus élevée de thallium détectable dans la zone exposée était de 0,7 µg/L, tandis que celle pour la zone de référence était de 0,1 µg/L.

^d Deux mesures par zone exposée et zone de référence prises en 2013 affichant des concentrations non détectables de 5 µg/L ont été incluses dans l'analyse statistique. La concentration la plus élevée de thallium détectable dans la zone exposée était de 0,74 µg/L, tandis que toutes les concentrations de thallium dans la zone de référence étaient inférieures à la LDM.】

La caractérisation du risque écologique pour le secteur de la fusion des métaux communs a été faite en utilisant des données sur les effluents ou sur les eaux de surface douces et marines présentées dans le cadre des dispositions relatives au SEE énoncées dans le REMMMD entre 2010 et 2020 pour les six installations qui combinent leurs effluents avec ceux de mines de métaux (ESEE 2021). Les données déclarées à l'INRP pour deux installations autonomes (INRP 2021) et les données d'un rapport d'évaluation environnementale pour l'une de ces installations (Ecoscape Environmental

Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014, 2019) ont également été utilisées. Le diagramme de quartiles (figure 7-4) généré pour les huit installations montre la distribution des QR, une ligne rouge indiquant les endroits où le QR est égal à 1. Cinq installations qui combinent leurs effluents avec ceux de mines de métaux (installations 1 à 5) affichent de faibles QR, et on juge qu'elles sont peu susceptibles d'avoir des effets nocifs sur l'environnement. Les données pour les installations 6 et 8 indiquent des dépassements de la CESE_{eau} (QR de 2,5 à 320). L'installation 6 présentait des concentrations médianes de thallium élevées dans la zone exposée, en dépassement de la CESE_{eau} (deux paires de concentrations pour la zone exposée et la zone de référence dépassant la CESE_{eau} étaient des mesures non détectées et ont donc été exclues du calcul du QR). Les mesures les plus élevées détectables étaient de 3,2 µg/L et de 1 µg/L dans la zone exposée et la zone de référence, respectivement. L'installation 7 compte de multiples points de rejet et zones exposées. Dans la zone exposée 2 (située à environ 0,72 km en aval du site de rejet III), 34 % des mesures affichaient des QR entre 0,5 et 2,0, ce qui semble indiquer un certain degré de préoccupation associé aux rejets de thallium. Les concentrations élevées de thallium détectées près du site de rejet III, lequel est situé de 5 m à 35 m de l'émissaire de l'effluent, donnent aussi à penser que les zones exposées se trouvant à proximité de ce site de rejet peuvent présenter des concentrations préoccupantes de thallium. En vue de fournir un autre élément de preuve, la concentration environnementale estimée de thallium a aussi été calculée à partir des concentrations annuelles dans les effluents déclarées à l'INRP par l'installation entre 2016 et 2019 (INRP 2021). La CEE calculée se situait entre 0,89 µg/L et 1,2 µg/L, ce qui équivaut à des QR de 1,0 à 1,5 et semble indiquer encore une fois que les rejets de thallium à cette installation peuvent être préoccupants.

L'installation 8 a déclaré à l'INRP des concentrations annuelles dans les effluents entre 2016 et 2018 (INRP 2021). Aucune déclaration n'a été faite à l'INRP après 2019 en raison de la fermeture de l'installation. Les CEE de thallium ont été calculées à partir des concentrations annuelles dans les effluents, comme décrit à la section 7.2.2. Les CEE calculées se situaient entre 89 et 258 µg/L, ce qui est beaucoup plus élevé que la CESE_{eau} de 0,8 µg/L, qui équivaut à des QR de 110 à 320.

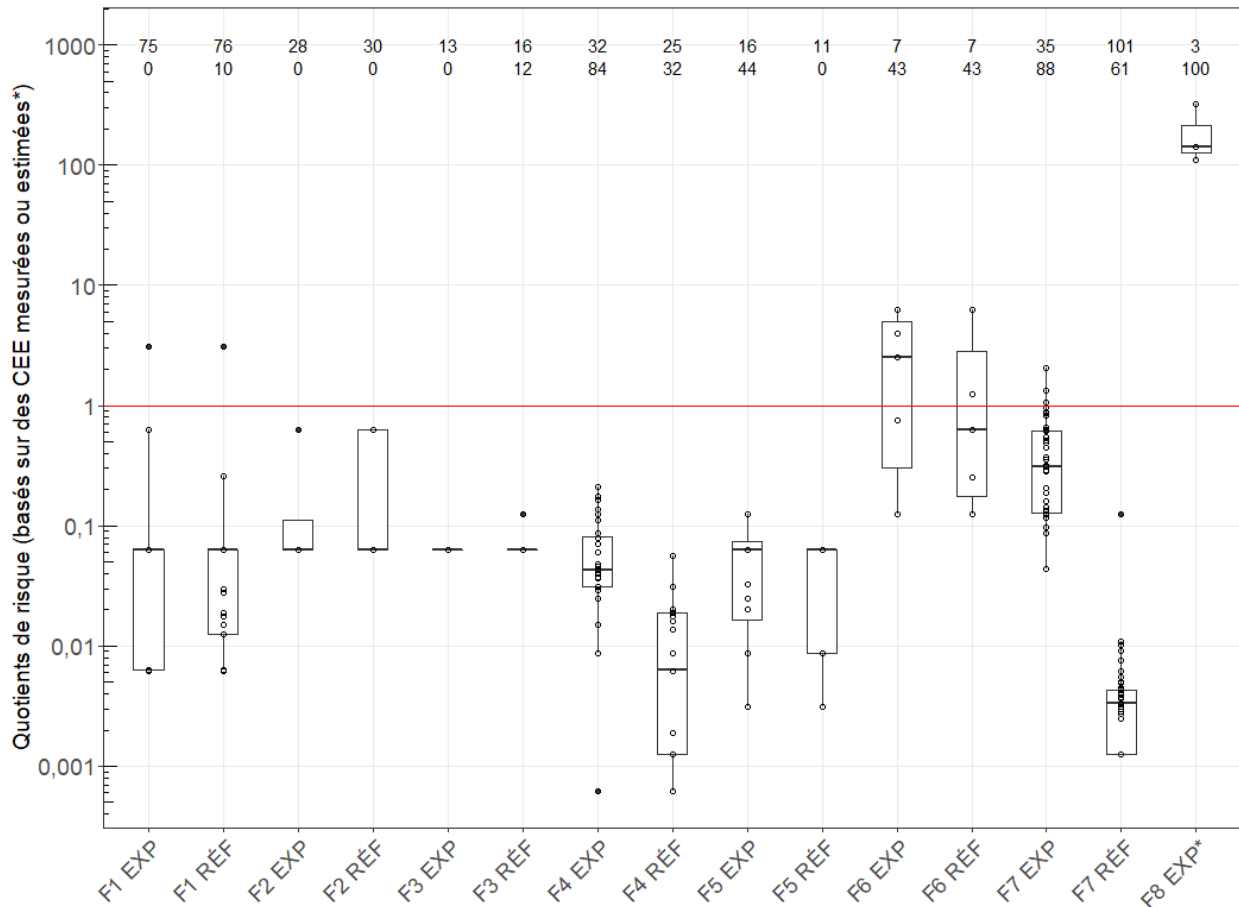


Figure 7-4. Diagramme de quartiles des quotients de risque (la ligne rouge représente une $CESE_{eau}$ de $0,8 \mu\text{g/L}$ par rapport aux concentrations de thallium mesurées, ce qui équivaut à un QR de 1) d'après les concentrations de thallium mesurées à sept fonderies de métaux communs entre 2010 et 2020 (ESEE 2021) et les concentrations de thallium estimées pour une fonderie de métaux communs* entre 2016 et 2018 (INRP 2021)

Voir la figure 7-2 pour obtenir une explication des données présentées dans le diagramme de quartiles.

[Description longue : La figure 7-4 utilise un diagramme de quartiles pour résumer les quotients de risque du thallium pour les zones exposées et de référence de sept installations choisies ayant fait des déclarations dans le cadre du REMMMD entre 2010 et 2020 (ESEE 2021) ainsi que les quotients de risque déduits à partir des CEE calculées pour les zones exposées de l'installation 8* entre 2016 et 2018 (INRP 2021). Les données sur le thallium ont été combinées lorsque de nombreuses zones exposées et de référence étaient disponibles (installations 1, 2, 4 et 7). Les zones exposées de l'installation 6 affichent des concentrations médianes de thallium élevées, qui dépassent la $CESE_{eau}$. Pour l'installation 7, les concentrations de thallium dans les zones

exposées étaient plus élevées que dans les zones de référence. Toutefois, seule la concentration au 95^e centile pour la zone exposée 2 (les quatre zones exposées de l'installation se situent dans le même cours d'eau, et seule la zone quasi exposée de l'installation est incluse dans le diagramme) dépasse la CEE_{eau}. Comme les QR pour l'installation 8 ont été déduits à partir des CEE calculées, il n'existe aucune donnée sur les zones de référence de cette installation. La taille des échantillons, les fréquences de détection, le QR minimal, le QR médian, le QR au 95^e centile et le QR maximal sont présentés dans le tableau suivant :

Numéro de l'installation^a	Taille de l'échant.	Fréquence de détection (%)	QR minimal	QR médian	QR au 95^e cent.	QR maximal
<i>Inst. 1 exp.</i>	75	0	0,0062	0,062	3,1 ^b	3,1 ^b
<i>Inst. 1 réf.</i>	76	10	0,0062	0,062	3,1 ^b	3,1 ^b
<i>Inst. 2 exp.</i>	28	0	0,062	0,062	0,62	0,62
<i>Inst. 2 réf.</i>	30	0	0,062	0,062	0,62	0,62
<i>Inst. 3 exp.</i>	13	0	0,062	0,062	0,062	0,062
<i>Inst. 3 réf.</i>	16	12	0,062	0,062	0,12	0,12
<i>Inst. 4 exp.</i>	32	84	0,00062	0,042	0,17	0,21
<i>Inst. 4 réf.</i>	25	32	0,00062	0,0062	0,031	0,056
<i>Inst. 5 exp.</i>	16	44	0,0031	0,062	0,12	0,12
<i>Inst. 5 réf.</i>	11	0	0,0031	0,062	0,062	0,062
<i>Inst. 6 exp.^c</i>	7	43	0,12	2,5	6,2 ^c	6,2 ^c
<i>Inst. 6 réf.^c</i>	7	43	0,12	0,62	6,2 ^c	6,2 ^c
<i>Inst. 7 exp.</i>	35	88	0,044	0,37	1,1	2,0
<i>Inst. 7 réf.</i>	101	61	0,0012	0,0034	0,12	0,12
<i>Inst. 8 exp.^d</i>	3	100	111	142	304	322

Abréviations : exp, zone exposée; réf., zone de référence; QR, quotient de risque

^a La zone exposée correspond aux eaux où vivent des poissons et à l'habitat du poisson qui sont exposés à un effluent; la zone de référence correspond aux eaux où vivent des poissons et où se trouve un habitat du poisson, 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 (annexe 5 du REMMMD).

^b Les mesures les plus élevées pour zone exposée et la zone de référence affichant des concentrations non détectables de 5 µg/L ont été incluses dans l'analyse statistique. Toutes les mesures prises dans la zone exposée étaient inférieures à la LDM de 0,01 µg/L à 5 µg/L.

^c Deux paires des mesures les plus élevées pour les zones exposées et de référence prises en 2019 et 2020 affichant des concentrations non détectables de 10 µg/L ont été incluses dans l'analyse statistique. La concentration la plus élevée de thallium détectable dans la zone exposée était de 3,2 µg/L, tandis que celle dans la zone de référence était de 1 µg/L.

^d Les données sur les eaux de surface n'étaient pas disponibles pour l'installation 8. Le QR pour cette installation a été déduit à partir des CEE calculées d'après les concentrations de thallium dans les effluents mesurées entre 2016 et 2018 (INRP 2021).】

La caractérisation du risque écologique pour le secteur de la production d'électricité à partir du charbon a été faite en utilisant les données sur l'eau douce publiées par Cheam (2001), les concentrations dans les effluents déclarées à l'INRP (2021) et les résultats des enquêtes sur la qualité de l'eau du lac Wabamun (Alberta Environment 2006). Les CEE comprennent des données mesurées pour le thallium dans les eaux

douces de surface en aval des sites de rejet des centrales électriques. Des CEE ont aussi été calculées en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations de thallium dans les effluents des sites de rejet des eaux usées et en additionnant la concentration naturelle médiane appropriée de thallium total dans les eaux de surface. D'après les données rapportées par Cheam et coll. (2000) et Cheam (2001), une installation peut être préoccupante pour l'environnement en raison des rejets de thallium au point de rejet de son bassin de cendres, avec un QR de 3,6 (CEE de 2,9 µg/L). Or, plus récemment en 2018 et 2019, l'installation a déclaré des concentrations de thallium dans les effluents de 0,3 µg/L à 0,48 µg/L, avec un QR d'environ 0,1 (INRP 2021). Outre de faibles quantités annuelles rejetées dans l'eau pendant six ans déclarées à l'INRP par le secteur, les dernières données sur l'exposition semblent indiquer que les effluents rejetés dans les eaux douces de surface à partir de centrales électriques alimentées au charbon sont peu susceptibles d'être préoccupants pour l'environnement.

La caractérisation du risque écologique associé aux systèmes de traitement des eaux usées au Canada s'est appuyée sur les données sur les effluents et les biosolides recueillies dans le cadre du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement du PGPC (Environnement Canada 2013a, 2019). Les CEE ont été calculées en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations de thallium dans les effluents provenant de sites de rejet d'eaux usées et en additionnant la concentration naturelle médiane appropriée de thallium total dans les eaux de surface. Les QR se situent entre 0,003 et 0,06, ce qui donne à penser que les effluents rejetés par les systèmes de traitement des eaux usées ne sont pas susceptibles d'être préoccupants pour l'environnement. La concentration cumulative de thallium la plus élevée calculée pour le sol est de 0,18 mg/kg, ce qui équivaut à un QR de 0,18 (c'est-à-dire une CESE_{sol} de 1 mg/kg) et semble aussi indiquer que l'épandage sur les terres agricoles de biosolides provenant de systèmes de traitement des eaux usées est peu susceptible d'être préoccupant pour l'environnement.

7.3.2 Examen des éléments de preuve

Afin de caractériser le risque écologique du thallium et de ses composés, les données techniques de divers éléments de preuve ont été examinées (comme discuté dans les sections pertinentes du présent rapport) et pondérées qualitativement. Les éléments de preuve clés ayant servi à tirer la conclusion de la présente évaluation sont présentés dans le tableau 7-9, accompagnés d'une analyse globale du poids de la preuve fournie à la section 7.3.3. Le niveau de confiance fait référence à 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 pour l'élément de preuve. La pertinence fait référence à l'incidence de l'élément de preuve lorsqu'il s'agit de déterminer le potentiel qu'a la substance de causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada. Pour l'analyse, nous avons qualifié les potentiels comme étant de faibles à élevés, et attribué cinq résultats possibles pour la pondération.

Tableau 7-9. Pondération des principaux éléments de preuve pris en compte pour déterminer le potentiel du thallium et de ses composés à causer des effets nocifs pour l'environnement canadien

Élément de preuve	Niveau de confiance^a	Pertinence pour l'évaluation^b	Poids attribué^c
Persistance dans l'environnement	Élevé	Modérée	Modéré à élevé
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques ou terrestres	Faible	Modérée	Faible à modéré
Potentiel de transport à grande distance	Modéré	Faible	Faible à modéré
CESE pour les organismes aquatiques dans l'eau	Élevé	Élevée	Élevé
CESE pour les organismes dans le sol	Modéré	Modérée	Modéré
Données de surveillance des concentrations de thallium dans les eaux de surface (CEE pour l'extraction de métaux)	Élevé	Élevée	Élevé
Données de surveillance des concentrations de thallium dans les eaux de surface (CEE pour la fusion de métaux communs)	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
Données de surveillance pour les concentrations de thallium dans les eaux de surface et les effluents (CEE pour la production d'électricité à partir du charbon)	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
Données estimées pour les concentrations de thallium dans les eaux de surface et le sol (systèmes de traitement des eaux usées)	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
QR pour l'extraction de métaux	Élevé	Élevée	Élevé
QR pour les fonderies de métaux communs	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
QR pour les centrales électriques	Modéré	Élevée	Modéré à élevé
QR pour les systèmes de traitement des eaux usées	Modéré	Élevée	Modéré à élevé

Abréviations : CEE, concentration environnementale estimée; CESE, concentration estimée sans effet; QR, quotient de risque

- ^a Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de la variabilité des données, des lacunes dans les données et de l'adéquation des données à leur objectif.
- ^b La pertinence fait référence à l'incidence de l'élément de preuve dans le cadre de l'évaluation.
- ^c Un poids est attribué à chaque élément de preuve en fonction du niveau de confiance et de la pertinence pour l'évaluation combinés.

7.3.3 Poids de la preuve pour la détermination du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada

Une fois libérés dans l'environnement, le thallium et ses composés se dissolvent et se dissocient pour libérer des ions thallium libres, ce qui entraîne une exposition potentielle des organismes aquatiques et terrestres. Le thallium est persistant et peut être transporté sur de grandes distances vers des régions éloignées, restant ainsi dans l'environnement et entraînant une exposition à long terme des organismes. Le thallium n'est pas reconnu comme étant un élément essentiel aux organismes vivants. Le thallium, le Tl(I) en particulier, est absorbé par les organismes aquatiques et terrestres et surtout les plantes, et s'accumule dans ceux-ci. Bien que le thallium puisse ne pas sembler se bioaccumuler dans les organismes, on a rapporté des concentrations de thallium considérablement élevées dans des organismes vivant à proximité de sources de rejet (par exemple des fonderies). Toutefois, le potentiel de bioamplification du thallium dans les écosystèmes est incertain en raison de renseignements contradictoires.

Le thallium possède deux états d'oxydation, Tl(I) et Tl(III), et sa spéciation dans les eaux de surface dépend des propriétés physico-chimiques du plan d'eau donné. Le thallium(I) est la forme la plus stable sur le plan thermodynamique dans des conditions environnementales neutres. Le thallium(III) est la principale forme signalée dans les Grands Lacs, existant probablement sous forme d'hydroxyde inerte, et pouvant à terme se précipiter dans les sédiments de la colonne d'eau. La biodisponibilité et l'absorption du thallium dans les organismes dépendent toutefois de l'activité du thallium, et donc, l'espèce Tl(I) est la plus pertinente d'un point de vue écotoxicologique. L'interférence compétitive avec les processus biologiques vitaux dépendant du potassium dans les organismes vivants est un mécanisme bien connu de la toxicité du thallium. Le potassium est reconnu comme un facteur potentiel de modification de la toxicité, parce qu'il peut réduire la toxicité du thallium dans les organismes aquatiques. Les données actuelles sont cependant insuffisantes pour qu'il soit considéré comme un facteur de modification de la toxicité dans le calcul de la $CESE_{eau}$.

Le thallium est rejeté dans le milieu aquatique par de nombreuses industries, notamment l'extraction de métaux, la fusion de métaux communs, les centrales électriques alimentées au charbon et les systèmes de traitement des eaux usées au Canada. Pour la plupart des installations, les rejets sont limités et peu susceptibles de présenter un risque écologique, mais un petit nombre d'installations des secteurs de l'extraction de métaux et de la fusion de métaux communs peuvent rejeter du thallium dans une mesure qui est préoccupante pour l'environnement.

Dans le secteur de l'extraction de métaux au Canada, des données sur les concentrations de thallium dans les eaux de surface réceptrices ou les effluents sont disponibles pour 160 installations, ce qui représente environ 86 % des sites d'extraction de métaux en exploitation entre 2004 et 2020 (ESEE 2021; INRP 2021). L'analyse de l'exposition s'est concentrée sur les installations ayant déclaré au moins une mesure supérieure ou égale à 0,4 µg/L (c'est-à-dire la moitié de la CESE_{eau}) entre 2010 et 2020. Parmi les 11 installations remplissant ce critère, une installation (site 3; figure 7-3) présentait le potentiel de préoccupation pour l'environnement le plus évident en raison de ses rejets de thallium. Les concentrations médianes de thallium à ce site étaient supérieures à la CESE_{eau} et les quotients de risque se situaient entre 0,9 et 8,1, tandis que ceux de la zone de référence correspondante étaient tous inférieurs à 1 (0,06 à 0,5). Bien que ce site soit désormais hors service, des eaux usées provenant des résidus de traitement et de l'écoulement étaient encore rejetées après la fermeture. Pendant ces années, les concentrations de thallium mesurées dans la zone exposée dépassaient la CESE_{eau} dans 75 % des échantillons. Outre le site 3, les données disponibles semblent aussi indiquer que les sites 6 et 7 peuvent être préoccupants pour l'environnement, bien que la force de la preuve soit moins évidente pour ces sites. Toutes les mesures prises dans la zone quasi exposée du site 6 avant 2018 dépassaient la CESE_{eau}, tandis que les données de 2018 et 2019 (ESEE 2021) pour la zone exposée et les concentrations dans les effluents étaient toutes inférieures à la CESE_{eau}, ce qui semble indiquer une réduction des rejets de l'installation dans les dernières années. Au site 7, du thallium a été détecté dans la zone exposée dans environ la moitié (45 %) des mesures, les QR allant de 0,5 à 2,2. Bien que ces données révèlent un potentiel de préoccupation, seuls 9,5 % des échantillons dépassaient la CESE_{eau}, ce qui semble indiquer que le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement à ce site varie.

Cinq installations de fusion et d'affinage de métaux communs qui combinent leurs effluents avec ceux de mines de métaux ont montré un faible potentiel de préoccupation pour l'environnement. Toutefois, une installation qui combine ses effluents avec ceux de mines de métaux (installation 6) et une installation autonome de fusion et d'affinage de métaux communs (installation 8) rejettent des effluents contenant du thallium qui entraînent des concentrations dans l'environnement supérieures à la CESE_{eau}, avec des quotients de risque maximaux de 2,5 et 320, respectivement. Bien que l'installation 8 ait fermé récemment, le dépassement élevé de la CESE_{eau} (d'après les données disponibles jusqu'en 2018) semble indiquer que les rejets de l'installation dans l'environnement pourraient persister après la mise hors service. L'installation 7 présentait aussi un potentiel de préoccupation pour l'environnement, étant donné que la fréquence de détection du thallium y était élevée, qu'un tiers des mesures affichaient des QR entre 0,5 et 2 dans la zone exposée la plus près d'un des sites de rejet et qu'on a observé un dépassement minime de la CESE avec des QR calculés entre 1,1 et 1,6 dans le champ proche d'un point de rejet.

Une des onze centrales électriques alimentées au charbon rejetait du thallium dans l'eau, ce qui entraînait des concentrations supérieures à la CESE_{eau}, avec un QR maximal supérieur à 3, d'après les données de rejet recueillies avant l'an 2000 (Cheam

2000, 2001). La même installation a déclaré à l'INRP (2021) des données sur les concentrations de thallium dans les effluents en 2018 et 2019, et les QR calculés pour les deux années étaient de 0,1. Étant donné la faible quantité (de 0 kg à moins de 1 kg par an) de rejets de thallium déclarée à l'INRP par le secteur entre 2014 et 2019 et les faibles QR fondés sur les données les plus récentes, on peut considérer qu'il est peu probable que le rejet d'effluents contenant du thallium par les centrales électriques alimentées au charbon entraîne des effets nocifs sur l'environnement.

Les utilisations du thallium (section 4.3) et les données de l'INRP (section 5) donnent à penser que les systèmes de traitement des eaux usées peuvent rejeter du thallium dans l'environnement. Cependant, d'autres données soumises à l'INRP ainsi que des renseignements tirés du Programme de monitoring et de surveillance de l'environnement du PGPC (Environnement Canada 2013a, 2019) indiquent que les rejets de thallium dans l'eau à partir de ces installations et de l'épandage de biosolides sur les terres agricoles sont peu préoccupants pour l'environnement.

Ces données indiquent que le thallium et ses composés ont le potentiel de causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada.

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

Des scénarios de caractérisation de l'exposition et des risques liés au thallium dans les eaux de surface ont été élaborés pour quatre secteurs : l'extraction de métaux, la fusion et l'affinage de métaux communs, les centrales électriques alimentées au charbon et les systèmes de traitement des eaux usées.

La caractérisation des risques dans le secteur des mines de métaux au Canada pour le site minier 3 s'est fondée sur les données disponibles sur les concentrations de thallium dans les eaux de surface réceptrices jusqu'en 2016. Il a été constaté que le site minier 3 était fermé et que les concentrations médianes de thallium dans les eaux réceptrices après la mise hors service avaient diminué d'environ la moitié. Toutefois, les QR sont demeurés élevés. Des données plus récentes peuvent montrer une réduction supplémentaire des concentrations et des QR. Cinq installations d'extraction de métaux (tableau 7-4) ont déclaré des concentrations non détectables de thallium dans les zones exposées, avec une LDM supérieure à la CESE_{eau} (1 µg/L à 2 µg/L). Des échantillons prélevés à des sites miniers ayant une LDM supérieure à la valeur de la CESE_{eau} (une paire d'échantillons prélevés dans la zone exposée et de référence du site minier 5 en 2019 et deux paires d'échantillons prélevés dans la zone exposée et de référence du site minier 8 en 2013) ont été inclus dans l'analyse, ce qui peut entraîner un biais dans l'analyse statistique (les valeurs non détectables étaient supérieures à la CESE_{eau} et représentaient les valeurs maximales pour les deux sites). Toutefois, cette incertitude ne nuit pas à l'interprétation des rejets de thallium d'origine anthropique provenant des installations de ce secteur.

La caractérisation des risques associés au thallium dans le secteur de la fusion des métaux communs a été limitée à huit installations pour lesquelles des données

d'exposition étaient disponibles pour les eaux de surface ou les effluents. L'installation de fusion de métaux communs 7 a déclaré des concentrations de thallium mesurées à sept sites exposés et de rejet, dont la majorité affichait des QR inférieurs à 1. Toutefois, les données semblent indiquer que le thallium était majoritairement rejeté depuis le site de rejet III et la zone exposée la plus près (zone exposée 2), où environ le tiers des mesures étaient accompagnées de QR supérieurs à 0,5 et parfois de dépassements de la $CESE_{eau}$. Les CEE pour cette installation ont été calculées à partir des concentrations dans les effluents (INRP 2021) en vue de mieux évaluer le degré de préoccupation potentielle à proximité du site de rejet III. Les QR résultants de 1,1 à 1,6 ont servi comme élément de preuve supplémentaire indiquant un certain degré de préoccupation à proximité de ce site de rejet. Les échantillons prélevés à l'installation 6 affichant des valeurs non détectables supérieures à la $CESE_{eau}$ qui représentaient les valeurs maximales (deux paires d'échantillons prélevés dans la zone exposée et de référence) ont aussi été inclus dans le diagramme de quartiles (figure 7-4), ce qui peut entraîner un biais dans l'analyse statistique. Cependant, cette incertitude ne nuit pas au calcul du QR ni à l'interprétation des rejets de thallium d'origine anthropique provenant de l'installation. En raison du manque de données sur les eaux de surface, les CEE pour l'installation 8 ont été calculées à partir des concentrations annuelles dans les effluents déclarées à l'INRP (2021). De plus, des données propres au site sur les eaux de surface réceptrices pourraient permettre de lever l'incertitude liée au besoin d'intégrer un facteur de dilution ou une concentration naturelle représentative au calcul des CEE. L'incidence de cette incertitude sur la conclusion de l'évaluation ne peut être déterminée. Bien que la fermeture récente de l'installation de fusion de métaux communs 8 puisse entraîner une réduction des effluents rejetés de cette installation, les rejets préoccupants peuvent persister après la fermeture, comme c'est le cas pour l'installation minière 3.

Certains ensembles de données sur les concentrations mesurées dans l'environnement contenaient des valeurs non détectées, qui ont été remplacées par la moitié de la LDM rapportée. Une analyse de sensibilité a été réalisée pour déterminer si ce remplacement (la moitié de la LDM) produisait de faux positifs dans le résultat du risque pour l'environnement. Le remplacement par 0 donne toutefois des résultats similaires.

Les zones exposées et de référence peuvent être situées en aval et en amont sur le même plan d'eau, ou sur des plans d'eau différents (c'est-à-dire qu'elles ne sont pas nécessairement jumelées en amont et en aval). Dans certains cas, il semble que la concentration de certains métaux dans la zone de référence puisse dépendre de facteurs naturels ou anthropiques, ce qui entraîne des valeurs plus élevées que dans la zone exposée désignée. Toutefois, ce facteur de confusion n'était pas assez important pour influencer le poids de la preuve dans la caractérisation du risque.

Étant donné la disponibilité constante des mesures totales, les concentrations de thallium total mesurées ont été préférées aux concentrations de thallium dissous lorsque les deux séries de données étaient disponibles pour l'analyse de l'exposition dans l'environnement. Bien qu'il s'agisse d'une approche potentiellement prudente, il a été reconnu que le TI(I) est facilement soluble et présente une très faible tendance à

former des complexes avec des ligands dans les eaux de surface. De plus, les concentrations de thallium total étaient souvent semblables (80 % à 100 %) aux concentrations de thallium dissous lorsque les deux séries de données étaient disponibles. Une récente étude de Nagel et coll. (2019), qui ont systématiquement évalué l'effet de la chimie de l'eau sur la toxicité du thallium pour les *Daphnia magna*, a avancé que la toxicité du thallium dans la plupart des eaux naturelles n'a pas besoin de tenir compte de la spéciation du thallium dissous, étant donné que le thallium(I) ne forme pas de complexe avec les ligands organiques et inorganiques dans les eaux naturelles.

L'incorporation de facteur(s) de modification de la toxicité (FMT) dans le calcul des CESE peut donner une analyse propre au site réaliste sur le plan environnemental pour les expositions au thallium. Dans la présente évaluation, la CESE_{eau} ne tient pas compte de FMT en raison de données insuffisantes, bien qu'il y ait des preuves que le potassium peut potentiellement réduire la toxicité du thallium pour certains organismes aquatiques. Il est reconnu qu'une valeur de CESE calculée sans utiliser de FMT peut, dans certains cas, être prudente et donc plus protectrice des organismes aquatiques à long terme.

Les données sur la toxicité dans l'eau douce utilisées pour calculer la CD₅ de la DSE présumaient que les effets nocifs observés étaient causés par le Tl(I). Comme discuté dans la section 7.1.3, il a été démontré que le Tl(I) demeurait stable, tandis que le Tl(III) se transformait en Tl(I) dans des conditions expérimentales lors d'essais de toxicité (Rickwood et coll. 2015). La conversion potentielle du Tl(I) en Tl(III) dans les eaux naturelles par des bactéries planctoniques ou la photo-oxydation du Tl(I) en présence de cations aqueux, comme le Fe(III), le Mn(IV) ou l'As(V), est peu susceptible de se produire dans des conditions d'essai en laboratoire. L'hypothèse selon laquelle la toxicité observée dans le cadre d'études peut être attribuée au Tl(I) quand la spéciation n'a pas été précisée est donc utilisable et n'est pas trop prudente, même si le Tl(III) présente une toxicité manifestement plus élevée que le Tl(I). Bien qu'il ait été avancé que la faible teneur en thallium (ng/L) et la teneur élevée en potassium de l'eau de mer devraient réduire l'absorption du thallium et sa toxicité pour les organismes marins, une phytotoxicité a tout de même été observée chez certaines espèces d'algues marines. La CESE calculée pour les espèces marines a permis d'appliquer un facteur d'évaluation supplémentaire de 5 pour tenir compte du mode d'action précis (phytotoxicité pour les macroalgues marines) en vue de protéger une plus grande variété d'espèces d'algues et de plantes aquatiques dans l'environnement marin.

Étant donné que les FBA estimés sur le terrain ou modélisés en laboratoire disponibles pour les organismes de niveau trophique supérieur (poissons, invertébrés) se situaient entre 1 000 et 1 500, il a été déterminé que le thallium ne satisfait pas aux critères de bioaccumulation (c'est-à-dire 5 000) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE. Comme discuté à la section 6.3, le thallium est facilement assimilé par divers organismes aquatiques et terrestres et, surtout, par les plantes. Il a donc le potentiel de s'accumuler, comme le montrent les concentrations élevées de thallium dans les organismes vivant à proximité des sources de rejets. En raison de

données contradictoires, il existe une incertitude associée au potentiel du thallium de se bioamplifier dans les chaînes alimentaires aquatiques et terrestres. Il a été reconnu que la compréhension actuelle de la bioaccumulation du thallium et des effets qui en résultent sur les récepteurs environnementaux est limitée. Il est donc nécessaire de recueillir davantage de données pour quantifier les concentrations critiques de thallium dans les tissus et les effets subcellulaires en cas d'exposition chronique, ainsi que les mécanismes et les voies de détoxification du thallium par divers organismes.

8. Potentiel d'avoir des effets nocifs pour la santé humaine

L'évaluation des effets sur la santé humaine a pris en considération les sous-groupes de la population canadienne qui pourraient, en raison d'une plus grande vulnérabilité ou exposition, être plus à risque de subir des effets nocifs pour la santé. En ce qui concerne le thallium et ses composés, les données canadiennes de biosurveillance humaine chez les enfants et les femmes enceintes, ainsi que certaines communautés autochtones, ont été utilisées pour éclairer l'examen de ces populations et les prendre en compte dans les résultats de l'évaluation des risques. Le risque d'effets cumulatifs a été pris en compte dans cette évaluation par l'examen de l'exposition cumulative liée à l'entité thallium.

Le thallium est un élément naturellement présent dans les milieux de l'environnement au Canada (section 4.1). La concentration de thallium total a été mesurée dans l'air intérieur et extérieur, les réseaux de distribution d'eau potable et la poussière domestique (RNSPA 2011; Santé Canada 2016; Tugulea 2016; Rasmussen et coll. 2022). Toutefois, la nourriture est la principale source d'exposition des Canadiens au thallium, qui a été mesuré dans le cadre de l'Étude sur l'alimentation totale de 1993 à 1999. L'apport alimentaire moyen pour tous les groupes d'âge était de 0,029 µg/kg pc/jour (Santé Canada [modifié en 2011]). Les tout-petits présentaient l'apport alimentaire le plus élevé, soit 0,088 µg/kg pc/jour, et les apports alimentaires de thallium diminuaient avec l'âge. Le thallium est présent dans le lait maternel comme contaminant et constitue une source d'exposition pour les nourrissons. Des apports moyen et au 95^e centile de 0,0089 µg/kg pc/jour et de 0,011 µg/kg pc/jour, respectivement, ont été obtenus à partir des concentrations mesurées dans le lait maternel de mères canadiennes (n = 1 017) entre 2008 et 2011 dans le cadre de l'étude MIREC (communication personnelle, courriel du Bureau d'innocuité des produits chimiques, Direction des aliments, au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 2016; source non citée).

Les risques du thallium et de ses composés pour la santé humaine ont été caractérisés à l'aide d'une évaluation scientifique reposant sur des données de biosurveillance, la Méthode fondée sur la biosurveillance 2 (Santé Canada 2016). Cette méthode utilise des données de biosurveillance à l'échelle de la population provenant d'enquêtes de grande envergure, telles que l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) et la National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) des États-Unis. Ces données fournissent de l'information précieuse sur la prédominance et la concentration des substances chimiques dans la population générale. L'ECMS et la NHANES

mesurent les concentrations de la substance ou de la fraction dans le sang (sang total, sérum, plasma) ou l'urine. Les concentrations totales d'une substance dans le sang ou l'urine peuvent offrir une mesure intégrée biologiquement pertinente des expositions se produisant par plusieurs voies (orale, cutanée et par inhalation) et ayant plusieurs sources (dont les milieux de l'environnement, l'alimentation et l'usage fréquent ou quotidien de certains produits).

Dans la Méthode fondée sur la biosurveillance 2, les données de biosurveillance sont comparées aux valeurs de référence de la biosurveillance humaine, comme un équivalent de biosurveillance (EB) ou une valeur allemande de biosurveillance humaine (par exemple HBM-I). Les EB sont généralement obtenus à partir de valeurs guides d'exposition basées sur la santé, comme une dose de référence (DR) ou une dose journalière tolérable (DJT). En général, les valeurs guides d'exposition sont converties en EB à l'aide de données pharmacocinétiques ou de corrélations de régression entre l'exposition externe et les concentrations de biomarqueurs (c'est-à-dire la concentration chimique dans le sang ou l'urine). Les valeurs allemandes HBM-I sont généralement calculées à partir d'études humaines ou de données épidémiologiques. Selon l'Agence fédérale allemande pour l'environnement, il ne faut pas s'attendre à des effets nocifs sur la santé lorsque la concentration chimique d'une matrice corporelle (c'est-à-dire le sang ou l'urine) est inférieure à la valeur HBM-I (Angerer et coll. 2011). Un examen approfondi des données toxicocinétiques disponibles fait partie intégrante de la Méthode fondée sur la biosurveillance 2. Cette approche n'est recommandée que si le biomarqueur (c'est-à-dire la concentration chimique dans le sang total, le plasma, le sérum ou l'urine) est jugé adéquat pour quantifier l'exposition dans la population générale (Santé Canada 2016). Si les expositions (d'après les données de biosurveillance) sont inférieures à la valeur guide de biosurveillance humaine (c'est-à-dire la valeur EB ou HBM-I), la substance ou la fraction métallique est considérée comme peu préoccupante pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels (Santé Canada 2016).

Les concentrations de thallium dans l'urine de la population générale du Canada et des États-Unis ont été mesurées lors de l'ECMS et de la NHANES (Santé Canada 2016), ainsi que dans le cadre d'études ciblant des sous-populations précises comme une communauté de la Première Nation gwich'in d'Old Crow, au Yukon (Drysdale et coll. 2021), des communautés des Premières Nations dans la vallée du Mackenzie, aux Territoires du Nord-Ouest (Ratelle et coll. 2020), et la population inuite du Nunavik, au Québec (Cirtiu et coll. 2022) (tableau 8-1). Du thallium a été détecté chez 99 % des Canadiens visés par l'ECMS entre 2009 et 2011, et les concentrations étaient relativement semblables dans l'ensemble de la population canadienne. Les femmes affichaient des concentrations de thallium légèrement plus élevées que les hommes, mais cette différence n'était pas statistiquement significative (Santé Canada 2013). Les concentrations médianes de thallium dans l'urine des femmes enceintes visées par l'ECMS étaient beaucoup plus basses que celles mesurées chez les femmes non enceintes en âge de procréer (Santé Canada 2013; Walker 2016). Les concentrations chez les communautés inuites et des Premières Nations étaient semblables à celles mesurées dans le cadre de l'ECMS.

La Commission allemande de biosurveillance humaine a calculé une valeur HBM-I de 5 µg/L ou 6,4 µg/g de créatinine — la conversion de la créatinine a été basée sur les critères présentés dans Hays et coll. (2010) — sous laquelle on ne s’attend pas à observer d’effets nocifs associés à l’exposition au thallium (Agence fédérale allemande pour l’environnement 2011; Santé Canada 2016). Cette valeur est étayée par la conclusion de l’OMS-PISSC selon laquelle « les taux d’excrétion rénale de thallium inférieurs à 5 µg/L d’urine n’ont pas d’effets nuisibles sur la santé » (Agence fédérale allemande pour l’environnement 2011).

La valeur HBM-I est basée sur les données de deux études épidémiologiques clés réalisées sur des travailleurs exposés au thallium et des personnes vivant à proximité d’une cimenterie allemande (Schaller et coll. 1980; Brockhaus et coll. 1981). Dans le cadre d’une enquête sur des travailleurs exposés au thallium, 128 hommes travaillant dans la production de ciment en Allemagne ont remis des échantillons d’urine aux fins d’analyse. Aucun effet nocif sur la santé attribuable au thallium n’a été observé chez aucun des sujets (Schaller et coll.1980). Lors d’une étude épidémiologique, Brockhaus et coll. (1981) ont étudié un groupe de la population générale (n = 1 200, âge : 1 à 85 ans) vivant à proximité d’une cimenterie rejetant du thallium à Lengerich, en Allemagne. La population d’étude comprenait des enfants et des femmes enceintes. Les sujets ont été examinés pour détecter des signes d’une exposition élevée et des symptômes associés à une surcharge de thallium. Aucune corrélation n’a été établie entre les concentrations urinaires de thallium et des symptômes comme la perte de cheveux et des troubles cutanés ou gastro-intestinaux, qui sont tous typiques d’une surcharge de thallium. Toutefois, une association positive a été observée entre les concentrations de thallium et des symptômes autodéclarés comme l’insomnie, l’épuisement, la faiblesse, la nervosité, les maux de tête, des troubles psychologiques et des symptômes neurologiques et musculaires (Brockhaus et coll.1981). La Commission allemande de biosurveillance humaine a également examiné les résultats d’une étude de suivi portant sur les effets sur le développement réalisée dans la même région d’Allemagne. D’après les résultats de cette étude, une relation causale entre l’exposition au thallium et des anomalies congénitales est peu probable dans cette population (Dolgner et coll. 1983).

Les concentrations médianes et au 95^e centile dans l’urine de la population canadienne et américaine sont comparées aux valeurs HBM-I dans le tableau 8-1.

Tableau 8-1. Concentrations corrigées de thallium total dans l’urine (µg/g de créatinine) dans la population canadienne et américaine

Population visée par l’enquête	Âge (ans)	Concentration médiane (IC à 95 %)	Concentration moyenne géométrique (IC à 95 %)	Concentration au 95 ^e centile (IC à 95 %)	HBM-I	Dépassement
Population canadienne visée par le	3 à 79	0,20 (0,20 à 0,23)	0,22 (0,20 à 0,23)	0,55 (0,49 à 0,61)	6,4 ^h	N

cycle 2 de l'ECMS ^{a, b} (2009 à 2011)						
Population américaine visée par la NHANES ^c (2015 à 2016)	6 ans et plus	0,161 (0,149 à 0,177)	0,153 (0,143 à 0,163)	0.435 (0.403–0.466)	6,4 ^h	N
Vallée du Mackenzie, Territoires du Nord-Ouest ^d (2016 à 2018)	6 ans et plus	N. D.	0,13 (0,12 à 0,15)	0,37 (0,30 à 0,44)	6,4 ^h	N
Old Crow, Yukon ^e (2019)	18 ans et plus	N. D.	0,1213 (0,11 à 0,14)	0,2128 (0,19 à 0,24)	6,4 ^h	N
Nunavik, Nord du Québec (2017) ^f	16 ans et plus	N. D.	0,23 (0,20 à 0,25) ^g	N. D.	5	N

Abréviations : IC, intervalle de confiance; HBM-1, valeur de biosurveillance humaine de niveau 1 (Allemagne); N. D., valeur non déclarée; N, non

^a Santé Canada 2013

^b Le cycle 2 de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) visait les personnes de 3 à 79 ans vivant dans les dix provinces et les trois territoires, mais pas les personnes vivant dans des réserves et d'autres peuplements autochtones dans les provinces, les membres à temps plein des Forces armées canadiennes, la population en institution et les habitants de certaines régions éloignées. Prises ensemble, ces exclusions représentent moins de 4 % de la population cible.

^c CDC 2019

^d Ratelle et coll. 2020

^e Drysdale et coll. 2021

^f Cirtiu et coll. 2022. Les concentrations urinaires déclarées ne sont pas corrigées pour tenir compte de la créatinine.

^g Valeur convertie à partir de la nmol/L d'urine, où $\mu\text{g/L d'urine} = \text{nmol/L urine} * 1 \times 10^{-9} \text{ mol/nmol} * \text{masse moléculaire} (204,38 \text{ g/mol}) * 1 \times 10^6 \mu\text{g/g}$

^h Valeur convertie à partir de 5 $\mu\text{g/L d'urine}$, où $\mu\text{g/g de créatinine} = \mu\text{g/L d'urine} * \text{volume d'excrétion urinaire moyen par jour} (1,4025 \text{ L d'urine/j}) / \text{masse moyenne de créatinine excrétée par jour} (1,1 \text{ g cr/j})$, au moyen des données présentées dans Hays et coll. 2010.

Les données du tableau 8-1 montrent que les concentrations de thallium total corrigées pour tenir compte de la créatinine urinaire sont inférieures de plus d'un ordre de grandeur à la valeur HBM-I de 6,4 $\mu\text{g/g}$ de créatinine. Par conséquent, les données de biosurveillance du Canada et des États-Unis montrent que les substances contenant du thallium sont peu préoccupantes aux niveaux d'exposition actuels de la population générale. De plus amples détails sont présentés dans le document d'évaluation scientifique *Méthode fondée sur la biosurveillance 2* (Santé Canada 2016).

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

Les incertitudes associées à l'approche de biosurveillance ont été décrites dans le document d'évaluation scientifique (Santé Canada 2016). L'ECMS n'est pas une enquête ciblée et ne vise donc pas des personnes fortement exposées aux métaux ou vivant à proximité de sources ponctuelles d'exposition. Bien qu'il n'y ait pas de données de biosurveillance pour les enfants de moins de 3 ans et que les enfants de 1 à 4 ans présentent les apports alimentaires les plus élevés (par rapport au poids corporel), la concentration au 95^e centile dans la population canadienne est plus de 10 fois inférieure à la valeur HBM-I. De plus, la valeur HBM-I a intégré les données pour les enfants âgés d'un an et plus. L'ensemble de données sur les dangers du thallium est relativement robuste, et il a été examiné par des autorités internationales. Il existe une incertitude dans l'évaluation des effets du thallium sur la santé, car le nombre limité d'études sur la génotoxicité des composés du thallium donne des résultats incohérents en ce qui concerne le potentiel génotoxique, et les données probantes sur la cancérogénicité du thallium ne permettent pas d'effectuer une classification.

9. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation, le thallium et ses composés présentent un risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que le thallium 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 conclu que le thallium 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 évaluation, il est conclu que le thallium 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 une concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

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

Il a aussi été déterminé que le thallium 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

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1992. *Toxicological profile for thallium* [PDF]. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 114 p. [Consulté le 16 février 2023]. (Disponible en anglais seulement).

Agence fédérale allemande pour l'environnement. 2011. *Substance monograph thallium – Reference and human biomonitoring (HBM) values for thallium in urine*. Comité de biosurveillance humaine de l'Agence fédérale pour l'environnement. Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz. 54(4):516-523. Avec l'autorisation de Springer. (Disponible en anglais seulement).

Alberta Environment. 2006. *Wabamun Lake oil spill August 2005: Data report for water and sediment quality in the pelagic area of the Lake (August 4-5 to September 15, 2005)* [PDF]. [Consulté le 31 janvier 2019]. (Disponible en anglais seulement).

Al-Najar H, Schulz R, Römheld V. 2003. « Plant availability of thallium in the rhizosphere of hyperaccumulator plants: A key factor for assessment of phytoextraction ». *Plant Soil*. 249:97-105. (Disponible en anglais seulement). Angerer J, Aylward LL, Hays SM, Heinzow B, Wilhem M. 2011. « Human biomonitoring assessment values: Approaches and data requirements ». *Int J Hyg Environ Health*. 214(5):348-360. (Disponible en anglais seulement).

Antisari LV, Marinari S, Ferronato C, Vianello G. 2016. « Thallium-transfer from artificially contaminated soil to young Downy Oak plants (*QUERCUS PUBESCENS WILLD.*) ». *Int J Environ Agric Res*. 2(7):57-67. (Disponible en anglais seulement).

Babić M, Radić S, Cvjetko P, Roje V, Pevalek-Kozlina B, Pavlica M. 2009. « Antioxidative response of *Lemna minor* plants exposed to thallium(I)-acetate ». *Aquat. Bot*. 91(3):166-172. (Disponible en anglais seulement).

Baceva K, Stafilov T, Matevski V. 2014. « Bioaccumulation of heavy metals by endemic *Viola* species from the soil in the vicinity of the As-Sb-Tl mine "Allchar", Republic of Macedonia ». *Int J Phytoremediation*. 16(4):347-365. (Disponible en anglais seulement).

Baiocchi C, Giacosa D, Saini G, Cavalli P, Omenetto N, Passarella R, Poletti A, Trincherini PR. 1994. « Determination of thallium in Antarctic snow by means of laser-induced atomic fluorescence and high-resolution inductively-coupled plasma-mass spectrometry ». *Int J Environ Anal Chem*. 55(1-4):211-218. (Disponible en anglais seulement).

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. [Modifié le 18 janvier 2019]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [Consulté le 18 septembre 2018].

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. [Modifié le 12 juin 2018]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [Consulté le 18 septembre 18].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données]. [Modifié le 6 février 2018]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. [Consulté le 18 septembre 18].

Belowitz R, Leonard EM, O'Donnell MJ. 2014. « Effects of exposure to high concentrations of waterborne Tl on K and Tl concentrations in *Chironomus riparius* larvae ». *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*. 166:59-64. (Disponible en anglais seulement).

Belzile N, Chen YW. 2017. « Thallium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles2. *Appl Geochem*. 84:218-243. (Disponible en anglais seulement).

Benito V, Devesa V, Muñoz O, Suñer MA, Montoro R, Baos R, Hiraldo F, Ferrer M, Fernández M, González MJ. 1999. « Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Doñana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcóllar mine ». *Sci Total Environ*. 242(1-3):309-323. (Disponible en anglais seulement).

Bidoglio G, Gibson PN, O'Gorman M, Roberts KJ. 1993. « X-ray absorption spectroscopy investigation of surface redox transformations of thallium and chromium on colloidal mineral oxides ». *Geochim Cosmochim Acta*. 57(10):2389-2394. (Disponible en anglais seulement).

Blumenthal B, Sellers L, Koval M. 2013. « Thallium and thallium compounds. » *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology*. Wiley Online Library [consulté le 26 septembre 2018] [accès restreint]. (Disponible en anglais seulement).

Borgmann U, Cheam V, Norwood WP, Lechner J. 1998. « Toxicity and bioaccumulation of thallium in *Hyalella azteca*, with comparison to other metals and prediction of environmental impact ». *Environ Pollut*. 99(1) :105-114. (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(3):469-484. (Disponible en anglais seulement).

[BQMA] Banque de données sur la qualité du milieu aquatique [base de données]. 2015. Québec (Qc) : Gouvernement du Québec. [Consulté en novembre 2015]. Les ensembles de données pour toutes les stations surveillant les métaux ont été téléchargés.

Brismar T. 1998. « Thallium transport in cellular membranes ». Dans Nriagu JO, directeur. *Thallium in the environment*. New York (NY): John Wiley and Sons. P. 241-261. (Disponible en anglais seulement).

Brockhaus A, Dolgner R, Ewers U, Krämer, Soddemann H. 1981. « Intake and health effects of thallium among a population living in the vicinity of a cement plant emitting thallium containing dust ». *Int Arch Occup Environ Health*. 48:375-389. (Disponible en anglais seulement).

Buccafusco RJ, Ells SJ, LeBlanc GA. 1981. « Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*) ». *Bull Environ Contam Toxicol*. 26(4):446-452. (Disponible en anglais seulement).

Callahan MA, Slimak MW, Gabel NW, May IP, Fowler CF Jr, Freed R, Jennings P, Durfee RL, Whitmore F, Maestri B, et al. 1979. *Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Vol. I*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Planning and Standards, Office of Water and Waste Management. (Disponible en anglais seulement).

Calleja MC, Persoone G, Geladi P. 1994. « Comparative acute toxicity of the first 50 multicentre evaluation of In Vitro cytotoxicity chemicals to aquatic non-vertebrates ». *Arch Environ Contam Toxicol*. 26:69-78. (Disponible en anglais seulement).

Campanella B, D'Ulivo A, Ghezzi L, Onor M, Petrini R, Bramanti E. 2018. « Influence of environmental and anthropogenic parameters on thallium oxidation state in natural waters ». *Chemosphere*. 196:1-8. (Disponible en anglais seulement).

Canada, ministère de l'Environnement. 2011. Avis obligeant l'élaboration et l'exécution de plans de prévention de la pollution à l'égard de certaines substances toxiques émises par les fonderies et affineries de métaux communs et les usines de traitement du zinc — Modification [PDF]. Gazette du Canada, Partie I, vol. 145, n° 24. [Consulté le 16 février 2023].

Canada, ministère de l'Environnement. 2012. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure [PDF]. Gazette du Canada Partie I, vol. 146, n° 48, Supplément. [Consulté le 31 janvier 2019].

Canada, ministère de l'Environnement. 2017a. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances visées par la mise à jour de l'inventaire 2017. Gazette du Canada, Partie I, vol. 151, n° 2. [Consulté le 31 janvier 2019].

Canada, ministère de l'Environnement. 2017b. Règlement modifiant le Règlement sur les effluents des mines de métaux. Gazette du Canada, Partie I, vol. 151, n° 19. [Consulté le 31 janvier 2019].

Canada, ministère de l'Environnement. 2018. Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone — secteur de l'électricité thermique au charbon [PDF]. [Modifié le 18 novembre 2018; consulté le 05 avril 2024].

Canada. 1999. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). L.C. 1999, ch. 33. Gazette du Canada, Partie III, vol. 22, n° 3. [Consulté le 31 janvier 2019].

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 fusion et des affineries de zinc. Environnement Canada et Santé Canada. [Consulté le 31 janvier 2019].

Canada. 2003. Règlement sur les produits de santé naturels. DORS/2003-196. [Consulté le 31 janvier 2019].

Canada. 2021. Suivi des effets sur l'environnement [Internet]. [Modifié le 16 juin 2023; consulté le 5 avril 2024].

Canada. 2022. Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone — secteur de l'électricité thermique au charbon. DORS/2012-167 [PDF]. [Dernière modification le 30 novembre 2018; à jour le 24 janvier 2022; consulté le 17 février 2022].

Carlson RW, Bazzaz FA, Rolfe GL. 1975. « The effect of heavy metals on plants II. Net photosynthesis and transpiration of whole corn and sunflower plants treated with Pd, Cd, Ni and Tl ». *Environ Res*. 10(1):113-120. (Disponible en anglais seulement).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique Thallium [PDF]. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. [Consulté le 31 janvier 2019].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Standards pancanadiens pour les émissions de mercure provenant des centrales électriques alimentées au charbon [PDF]. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. [Consulté le 05 avril 2024].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique [PDF]. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. [Consulté le 31 janvier 2019].

[CDC] Centers for Disease Control and Prevention. 2019. Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals, updated tables. January 2019. Volume 1. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. Centers for Disease Control and Prevention. [Consulté en août 2021]. (Disponible en anglais seulement).

Cheam V. 2001. « Thallium contamination of water in Canada ». *Water Qual Res J Can.* 36(4):851-877. (Disponible en anglais seulement).

Cheam V, Garbai G, Lechner J, Rajkumar J. 2000. « Local impacts of coal mines and power plants across Canada. I. Thallium in waters and sediments ». *Water Qual Res J Can.* 35(4):609-631. (Disponible en anglais seulement).

Cheam V, Lawson G, Lechner J, Desrosiers R, Nriagu J. 1996. « Thallium and cadmium in recent snow and firn layers in the Canadian Arctic by atomic fluorescence and absorption spectrometries ». *Fresenius J Anal Chem.* 355:332-335. (Disponible en anglais seulement).

Cheam V, Lechner J, Desrosiers R, Sekerka I, Lawson G, Mudroch A. 1995. « Dissolved and total thallium in Great Lakes Water ». *J Great Lakes Res.* 21(3):384-394. (Disponible en anglais seulement).

Cheminfo Services Inc. 2013. *Examen des caractéristiques des effluents aqueux et des déchets solides des fonderies de métaux de base*. Rapport final. Unité de fusion des métaux communs d'Environnement Canada [interne].

Cirtiu CM, Valcke M, Gagné M, Bourgault M-H, Naramé C, Gadio S, Poulin P, Ayotte P. 2022. « Biological monitoring of exposure to rare earth elements and selected metals in the Inuit population of Nunavik, Canada ». *Chemosphere.* 289:133142. (Disponible en anglais seulement).

Cotton FA, Wilkinson G. 1988. *Advanced inorganic chemistry*. 5th ed. New York (NY): John Wiley and Sons. (Disponible en anglais seulement).

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

Couture P, Fortin C, Hare L, Lapointe D, Pitre D. 2011. *Examen critique du thallium dans les écosystèmes aquatiques*. Gatineau (Qc) : Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement. Rapport de recherche n° R-1272.

Cromartie E, Reichel WL, Locke LN, Belisle AA, Kaiser TE, Lamont TG, Mulhern BM, Prouty RM, Swineford DM. 1975. « Residues of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls and autopsy data for bald eagles 1971–72 ». *Pestic Monit J.* 9(1):11-14. (Disponible en anglais seulement).

Cwynar P, Kołacz R, Grudnik T. 2014. « The influence of chronic thallium intoxication on laying hens, including its accumulation in tissues, organs, and eggs ». *Pol J Environ Stud.* 23(3):949-954. (Disponible en anglais seulement).

Dawson GW, Jennings AL, Drozdowski D, Rider E. 1976. « The acute toxicity of 47 industrial chemicals to fresh and saltwater fishes ». *J Hazard Mater.* 1(4):303-318. (Disponible en anglais seulement).

Del Valls TA, Sáenz V, Arias AM, Blasco J. 1999. « Thallium in the marine environment: First ecotoxicological assessments in the Guadalquivir estuary and its potential adverse effect on the Doñana European natural reserve after the Aznalcóllar mining spill (SW Spain) ». *Cien Mar.* 25(2):161-175. (Disponible en anglais seulement).

Dmowski K, Badurek M. 2001. « Thallium contamination of selected biotic elements of ecosystems neighboring the zinc smelter in Bukowno ». Dans Gworek B, Mocek A. directeurs. *Obieg pierwiastków w przyrodzie. Monografia, t 1.* Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa. p 19-24. (Disponible en anglais seulement).

Dmowski K, Kozakiewicz A, Kozakiewicz M. 1998. « Small Mammal Populations and Community under Conditions of Extremely High Thallium Contamination in the Environment ». *Ecotoxicol Environ Saf.* 41(1):2-7. (Disponible en anglais seulement).

Dmowski K, Kozakiewicz M, Kozakiewicz A. 2000. « Small mammal response at population and community level to heavy metal pollution (Pb, Cd, Tl) ». Dans Kammenga J, Laskowski R. directeurs. *Demography in ecotoxicology.* Chichester (NY): John Wiley and Sons. P. 113-125. (Disponible en anglais seulement).

Dmowski K, Rossa M, Kowalska J, Krasnodębska-Ostręga B. 2015. « Thallium in spawn, juveniles, and adult common toads (*Bufo bufo*) living in the vicinity of a zinc-mining complex, Poland ». *Environ Monit Assess.* 187:4141. (Disponible en anglais seulement).

[DNMQELT] Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme. 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].

Dolgnier R, Brockhaus A, Ewers U, Wiegand H, Majewski F, Soddemann H. 1983. « Repeated surveillance of exposure to thallium in a population living in the vicinity of a cement plant emitting dust containing thallium ». *Int Arch Occup Environ Health.* 52:79-94. (Disponible en anglais seulement).

Drysdale M, Ratelle M, Skinner K, Garcia-Barrios J, Gamberg M, Williams M, Majowicz S, Bouchard M, Stark K, Chalil D, et al. 2021. « Human biomonitoring results of contaminant and nutrient biomarkers in Old Crow, Yukon, Canada ». *Sci Total Environ.* 760:143339. (Disponible en anglais seulement).

Duan L, Song J, Li X, Yuan H, Li N, Xu Y. 2012. « Thallium concentrations and sources in the surface sediments of Bohai Bay ». *Mar Environ Res.* 73:25-31. (Disponible en anglais seulement).

Dumas J, Hare L. 2008. « The internal distribution of nickel and thallium in two freshwater invertebrates and its relevance to trophic transfer ». *Environ Sci Technol.* 42(14):5144-5149. (Disponible en anglais seulement).

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016. Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) 2016 et 2017 : Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (CEPA) [PDF]. [Consulté le 31 janvier 2019].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018a. *Programme national de suivi et de surveillance des contaminants dans le poisson*. Données non publiées. Gatineau (Qc) : ECCC.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018b. *Documentation justificatifs : Le potassium comme facteur potentiel de modification de la toxicité (FMT)*. Gatineau (Qc) : ECCC. Information à l'appui de l'ébauche d'évaluation préalable pour le thallium et ses composés.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation de substances chimiques. Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Consulté le 20 janvier 2019].

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2012. Guide des exigences d'information et évaluation de la sécurité chimique [PDF]. Version 2.1. Helsinki (FI) : Agence européenne des produits chimiques. Chapter R.16: Environmental exposure estimation. [Consulté le 23 septembre 2021]. (Disponible en anglais seulement).

Ecoscape Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2014. Lower Columbia River aquatic receiving environment monitoring program for Teck Trail operations [PDF]. Contract No.: 932600-OS. Ecoscape File No. 12-976.2. [Consulté le 9 janvier 2018]. (Disponible en anglais seulement).

Ecoscape Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2019. Lower Columbia River aquatic receiving environment monitoring program (2015-2016) for Teck Trail operations [PDF]. Contract No.: 932600-OS. Ecoscape File No. 15-1438.4. [Consulté le 7 juillet 2021]. (Disponible en anglais seulement). Environnement Canada. 2006. *Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999: Science resource technical series, technical guidance module: Sludge amendment*. Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division de l'évaluation environnementale. (Disponible en anglais seulement).

Environnement Canada. 2013a. *Données des usines de traitement des eaux usées recueillies dans le cadre du Programme de suivi et de surveillance de l'environnement du Plan de gestion des produits chimiques*. Données recueillies de 2009 à 2012. Données non publiées. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

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

Environnement Canada. 2013c. *Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Hydrazine*. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. [Consulté le 31 janvier 2019].

Environnement Canada. 2019. *Données des usines de traitement des eaux usées recueillies dans le cadre du Programme de suivi et de surveillance de l'environnement du Plan de gestion des produits chimiques*. Données recueillies de 2018 à 2019. Données non publiées. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

[ESEE] Études de suivi des effets sur l'environnement. 2021. *Concentrations mesurées de thallium total dans les plans d'eau exposés et de référence recueillies dans le cadre du Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants de 2005 à 2020*. Gatineau (Qc) : Environnement et Changement climatique Canada. [Consulté le 16 septembre 2021] [accès restreint].

Fard NJH, Javid AZ, Ravanbakhsh M, Ramezani Z, Ahmadi M, Angali KA, Ardeshirzadeh S. 2017. « Determination of nickel and thallium concentration in *Cynoglossus arel* fish in Musa estuary, Persian Gulf, Iran. » *Environ Sci Pollut Res*. 24(3):2936-2945. (Disponible en anglais seulement).

Ferronato C, Carbone S, Vianello G, Antisari LV. 2016. « Thallium toxicity in Mediterranean horticultural crops (*Fragaria vesca* L., *Mentha pulegium* L., *Ocimum basilicum* L.) ». *Water Air Soil Pollut*. 227:375. (Disponible en anglais seulement).

Fischer E, Molnár L. 1997. « Growth and reproduction of *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) in semi-natural soil containing various metal chlorides ». *Soil Biol Biochem*. 29(3/4):667-670. (Disponible en anglais seulement).

Frantz G, Carlson RM. 1987. « Effects of rubidium, cesium, and thallium on interlayer potassium release from Transvaal vermiculite. » *Soil Sci Soc Am J*. 51(2):305-308. (Disponible en anglais seulement).

Frattini P. 2005. 2Thallium properties and behaviour – A literature study ». *Geological Survey of Finland*. S41/0000/2005/2. Espoo. 46 p. (Disponible en anglais seulement).

Galván-Arzate S, Santamaría A. 1998. « Mini-review: Thallium toxicity ». *Toxicol Lett*. 99(1):1-13. (Disponible en anglais seulement).

Gantner N, Power M, Babaluk JA, Reist JD, Köck G, Lockhart LW, Solomon KR, Muir DCG. 2009. « Temporal trends of mercury, cesium, potassium, selenium and thallium in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from Lake Hazen, Nunavut, Canada: Effects of trophic position, size and age ». *Environ Toxicol Chem*. 28(2):254-263. (Disponible en anglais seulement).

Gao Y, Leermakers M, Elskens M, Billon G, Ouddane B, Fischer J-C, Baeyens W. 2007. « High resolution profiles of thallium, manganese and iron assessed by DET and DGT techniques in riverine sediment pore waters ». *Sci Total Environ*. 373(2-3):526-533. (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).

Hassler CS, Chafin RD, Klinger MB, Twiss MR. 2007. « Application of the biotic ligand model to explain potassium interaction with thallium uptake and toxicity to plankton ». *Environ Toxicol Chem*. 26(6):1139-1145. (Disponible en anglais seulement).

Hays SM, Aylward LL, Gagné M, Nong A, Krishnan K. 2010. « Biomonitoring Equivalents for inorganic arsenic ». *Regul Toxicol Pharmacol*. 58(1) :1-9. (Disponible en anglais seulement).

Hébert M, Lemyre-Charest D, Gagnon G, Messier F, de Grosbois S. 2011. Épandage de biosolides municipaux sur les terres agricoles : Taux de PBDE et de métaux dans le lait de vache [PDF]. [Consulté le 31 janvier 2019].

- Heim M, Wappelhorst O, Markert B. 2002. « Thallium in terrestrial environments – Occurrence and effects ». *Ecotoxicology*. 11(5):369-377. (Disponible en anglais seulement).
- Heitmuller PT, Hollister TA, Parrish PR. 1981. « Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) ». *Bull Environ Contam Toxicol*. 27(5):596-604. (Disponible en anglais seulement).
- Henke R, Eberius M, Appenroth K-J. 2011. « Induction of frond abscission by metals and other toxic compounds in *Lemna minor*. » *Aquat Toxicol*. 101(1):261-265. (Disponible en anglais seulement).
- Horne JD, Swirsky MA, Hollister TA, Oblad BR, James H Kennedy JH. 1983. *Aquatic toxicity studies of five priority pollutants*. Rapport final. Rapport n° 4398. Houston (TX): NUS Corporation. Préparé pour l'USEPA. (Disponible en anglais seulement).
- Hou LP, Yang Y, Shu H, Ying GG, Zhao JL, Chen YB, Chen YH, Fang GZ, Li X, Liu JS. 2017. « Changes in histopathology, enzyme activities, and the expression of relevant genes in Zebrafish (*Danio rerio*) following long-term exposure to environmental levels of thallium ». *Bull Environ Contam Toxicol*. 99(5):574-581. (Disponible en anglais seulement).
- [HSDB] [Hazardous Substances Data Bank \[base de données\]](#). 1983- . *Résultats de la recherche pour les composés du thallium*. Bethesda (MD) : National Library of Medicine (US). [Mis à jour le 16 avril 2009; consulté le 1^{er} juillet 2018]. (Disponible en anglais seulement).
- Ikemoto T, Tu NPC, Okuda N, Iwata A, Omori K, Tanabe S, Tuyen BC, Takeuchi I. 2008. « Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis ». *Arch Environ Contam Toxicol*. 54(3):504-515. (Disponible en anglais seulement).
- [INRP] [Inventaire national des rejets de polluants \[base de données\]](#). 2017. Résultats de la recherche pour le NR CAS NA – 37. Gatineau (QC) : Environnement et Changement climatique Canada [mise à jour le 14 septembre 2017, consultée le 10 janvier 2018].
- Kabata-Pendias A, Pendias H. 1992. *Trace elements in soils and plants*. 2^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press. 365 p. (Disponible en anglais seulement).
- Kaplan DI, S.V. Mattigod SV. 1998. « Aqueous geochemistry of thallium ». Dans Nriagu JO dir. *Thallium in the Environment*. John Wiley & Sons, Inc, New York (NY). p. 15-29. (Disponible en anglais seulement).
- Karbowska B. 2016. « Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods ». *Environ Monit Assess*. 188(11):640. (Disponible en anglais seulement).
- Kazantzis G. 1979. « Thallium ». Dans Friberg L, Nordberg GF, Vouk VB, directeurs. *Handbook on the toxicology of metals*. Ch. 36. Amsterdam (NL): Elsevier/North-Holland Biomedical Press. (Disponible en anglais seulement).
- Kazantzis G. 2000. « Thallium in the environment and health effects ». *Environ Geochem Health*. 22:275-280. (Disponible en anglais seulement).

Kilgour & Associates Ltd. 2016. *Estimation des données des plages de concentration de fond pour éclairer les évaluations de risques chimiques pour l'environnement*. Rapport non publié. Gatineau (Qc) : Environnement et Changement climatique Canada, Division de l'évaluation environnementale.

Kiliç V, Altunsoy F, Kiliç GA. 2011. « Effect of thallium on the survival and morphology of *Tubifex tubifex* (oligochaete, *Tubificidae*) ». *Fresen Environ Bull.* 20(9a):2442-2445. (Disponible en anglais seulement).

Kimball GL. 1978. *The effects of lesser known metals and one organic to fathead minnow (Pimephales promelas) and Daphnia magna*. Minneapolis (MN): University of Minnesota, Department of Entomology, Fisheries and Wildlife. Rapport n° N:88. (Disponible en anglais seulement).

Kwan KHM, Smith S. 1988. « The effect of thallium on the growth of *Lemna minor* and plant tissue concentrations in relation to both exposure and toxicity ». *Environ Pollut.* 52(3):203-219.

LaCoste C, Robinson B, Brooks R. 2001. « Uptake of thallium by vegetables: Its significance for human health, phytoremediation, and phytomining. » *J Plant Nutr.* 24(8):1205-1215. (Disponible en anglais seulement).

Laforte L, Tessier A, Gobeil C, Carignan R. 2005. « Thallium diagenesis in lacustrine sediments. » *Geochim Cosmochim Acta.* 69(22): 5295-5306. (Disponible en anglais seulement).

Lan CH, Lin TS. 2005. « Acute toxicity of trivalent thallium compounds to *Daphnia magna* ». *Ecotoxicol Environ Saf.* 61(3):432-435. (Disponible en anglais seulement).

Lapointe D, Couture P. 2009. « Influence of the route of exposure on the accumulation and subcellular distribution of nickel and thallium in juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*). » *Arch Environ Contam Toxicol.* 57(3):571-580. (Disponible en anglais seulement).

Lapointe D, Couture P. 2010. « Accumulation and effects of nickel and thallium in early-life stages of fathead minnows (*Pimephales promelas*) ». *Ecotoxicol Environ Saf.* 73(4):572-578. (Disponible en anglais seulement).

Lapointe D, Sophie G, Ponton D, Hare L, Couture P. 2009. « Influence of prey type on nickel and thallium assimilation, subcellular distribution and effects in juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*) ». *Environ Sci Technol.* 43(22):8665-8670. (Disponible en anglais seulement). LeBlanc GA, Dean JW. 1984. « Antimony and thallium toxicity to embryos and larvae of fathead minnows (*Pimephales promelas*) ». *Bull Environ Contam Toxicol.* 32(5):565-569. (Disponible en anglais seulement).

Leblanc M, Petit D, Deram A, Robinson BH, Brooks RR. 1999. « The phytomining and environmental significance of hyperaccumulation of thallium by *Iberis intermedia* from Southern France ». *Econ Geol.* 94(1):109-113. (Disponible en anglais seulement).

Lee AG. 1971. *The chemistry of thallium*. New York (NY): Elsevier. 336 p. (Disponible en anglais seulement).

Lide DR. (directeur). 2005. *CRC handbook of chemistry and physics*; 86^e édition, Boca Raton (FL): CRC Press Inc. 2544 p. (Disponible en anglais seulement).

Lin TS, Meier P, Nriagu J. 2005. « Acute toxicity of thallium to *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. » *Bull Environ Contam Toxicol.* 75(2):350-355. (Disponible en anglais seulement).

Lin TS, Nriagu J. 1998a. « Speciation of thallium in natural waters ». Dans Nriagu JO. directeur. *Thallium in the environment*. Vol. 29. New York (NY): John Wiley and Sons, Inc. p. 31-43. (Disponible en anglais seulement).

Lin TS, Nriagu J. 1998b. « Revised hydrolysis constants for thallium(I) and thallium(III) and the environmental implications ». *J Air Waste Manag Assoc.* 48(2):151-156. (Disponible en anglais seulement).

Lin TS, Nriagu J. 1999. « Thallium speciation in the Great Lakes ». *Environ Sci Technol.* 33(19):3394-3397. (Disponible en anglais seulement).

Lin TS, Nriagu J, Wang XQ. 2001. « Thallium concentration in lake trout from Lake Michigan ». *Bull Environ Contam Toxicol.* 67(6):921-925. (Disponible en anglais seulement).

Lukaszewski Z, Jakubowska M, Zembrzusi W. 2018. « The mobility of thallium from bottom soil of the Silesian-Cracowian zinc-lead ore deposit region (Poland) ». *J Geochem Explor.* 184(Pt A):11-16. (Disponible en anglais seulement).

Madejón P. 2013. Chapter 23: Thallium. Dans : Alloway BJ. Directeur. « Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability ». Springer Science Business Media Dordrecht. 7 p. *Environmental Pollution*; vol. 22. (Disponible en anglais seulement).

McConnell JR, Edwards R. 2008. « Coal burning leaves toxic heavy metal legacy in the Arctic ». *Proc Natl Acad Sci USA.* 105(34):12140-12144. (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).

McNeely RN, Neimanis VP, Dwyer L. 1979. « Thallium ». Dans : *Qualité de l'eau. Un guide des paramètres de qualité de l'eau*. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Direction des eaux intérieures, Direction générale de la qualité de l'eau.

[MEEO] Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario. 1993. *Plage typique des paramètres chimiques dans le sol, la végétation, les sacs de mousse et la neige de l'Ontario*. Version 1.0a. PIBS 2792. Toronto (Ont.) : Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, Direction générale d'élaboration des normes, Section de la phytotoxicologie. 268 p.

Mochizuki M, Mori M, Akinaga M, Yugami K, Oya C, Hondo R, Ueda F. 2005. « Thallium contamination in wild ducks in Japan ». *J Wildl Dis.* 41(3):664-668. (Disponible en anglais seulement).

[MSQED] Monitoring et surveillance de la qualité des eaux douces. 2014. Environnement et Changement climatique Canada. Données en ligne.

[MSQED] Monitoring et surveillance de la qualité des eaux douces. 2016. Environnement et Changement climatique Canada. Application Web cartographique [accès restreint].

- Mulkey JP, Oehme FW. 1993. « A review of thallium toxicity ». *Vet Hum Toxicol*. 35(5):445-453. (Disponible en anglais seulement).
- Nagel AH, Cuss CW, Goss GG, Shotyk W, Glover CN. 2019. « The effect of major ions and dissolved organic matter on complexation and toxicity of dissolved thallium to *Daphnia magna* ». *Environ Toxicol Chem*. 38(11):2472-2479. (Disponible en anglais seulement).
- Nagel AH, Cuss CW, Goss GG, Shotyk W, Glover CN. 2021. « Chronic toxicity of waterborne thallium to *Daphnia magna* » [PDF]. *Environ Pollut*. 268(Pt B):115776. [Consulté le 28 juillet 2021]. (Disponible en anglais seulement).
- Naumann B, Eberius M, Appenroth K-J. 2007. « Growth rate based dose-response relationships and EC-values of ten heavy metals using the duckweed growth inhibition test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. clone St ». *J Plant Physiol*. 164(12) :1656-1664. (Disponible en anglais seulement).
- Nautilus Environmental. 2016. *Caractérisation des effets d'entités inorganiques choisies*. Rapport présenté à Environnement Canada. Gatineau (Qc) : Environnement et Changement climatique Canada.
- Nolan A, Schaumlöffel D, Lombi E, Ouerdane L, Łobiński R, McLaughlin M. 2004. « Determination of Tl(I) and Tl(III) by IC-ICP-MS and application to Tl speciation analysis in the Tl hyperaccumulator plant *Iberis intermedia*. » *J Anal At Spectrom*. 19(6):757-761. (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(1):262-272. (Disponible en anglais seulement).
- Ofukany AFA, Wassenaar LI, Bond AL, Hobson KA. 2014. « Defining fish community structure in Lake Winnipeg using stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$): Implications for monitoring ecological responses and trophodynamics of mercury & other trace elements ». *Sci Total Environ*. 497-498:239-249. (Disponible en anglais seulement).
- Okonski AI, MacDonald DB, Potter K, Bonnell M. 2021. « Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) using a novel assessment factor method ». *Hum Ecol Risk Assess*. 27(6):1613-1635. (Disponible en anglais seulement).
- Onikura N, Nakamura A, Kishi K. 2008. « Acute toxicity of thallium and indium toward brackish-water and marine organisms ». *J Fac Agr. Kyushu Univ*. 53(2):467-469. (Disponible en anglais seulement).
- Ouellet JD, Dubé MG, Niyogi S. 2013. « The influence of food quantity on metal bioaccumulation and reproduction in fathead minnows (*Pimephales promelas*) during chronic exposures to a metal mine effluent ». *Ecotoxicol Environ Saf*. 91:188-197. (Disponible en anglais seulement).
- Pavlícková J, Zbírál J, Smatanová M, Houserová P, Cizmárová E, Havlíková Š, Kubán V. 2005. « Uptake of thallium from artificially and naturally contaminated soils into rape (*Brassica napus* L.) ». *J Agric Food Chem*. 53(8):2867-2871. (Disponible en anglais seulement).
- Pavoni E, Petranich E, Adami G, Baracchini E, Crosera M, Emili A, Lenaz D, Higuera P, Covelli S. 2017. « Bioaccumulation of thallium and other trace metals in *Biscutella laevigata* nearby a decommissioned

zinc-lead mine (Northeastern Italian Alps) ». *J Environ Manage.* 186(Pt 2):214-224. (Disponible en anglais seulement).

Peter ALJ, Viraraghavan T. 2005. « Thallium: A review of public health and environmental concerns ». *Environ Int.* 31(4):493-501. (Disponible en anglais seulement).

Pickard J, Yang R, Duncan B, McDevitt CA, Eickhoff C. 2001. « Acute and sublethal toxicity of thallium to aquatic organisms ». *Bull Environ Contam Toxicol.* 66(1):94-101. (Disponible en anglais seulement).

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 1996. [Environmental health criteria 182: Thallium](#). Genève (CH) : Organisation mondiale de la santé. [Consulté le 11 février 2016]. (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.* 53(4):231-240. (Disponible en anglais seulement).

Pu G, Zhang D, Zeng D, Xu G, Huang Y. 2017. « Effects of thallium stress on photosynthesis, chlorophyll fluorescence parameters and antioxidant enzymes activities of *Coix Lacryma-jobi*. » *J Environ Sci Eng A.* 6:15-21. (Disponible en anglais seulement).

Queirolo F, Stegen S, Contreras-Ortega C, Ostapczuk P, Queirolo A, Paredes B. 2009. « Thallium levels and bioaccumulation in environmental samples of Northern Chile: Human health risks ». *J Chil Chem Soc.* 54(4):464-469. (Disponible en anglais seulement).

Radić S, Cvjetko P, Glavas K, Roje V, Pevalek-Kozlina B, Pavlica M. 2009. « Oxidative stress and DNA damage in broad bean (*Vicia faba* L.) seedlings induced by thallium ». *Environ Toxicol Chem.* 28(1):189-196. (Disponible en anglais seulement).

Ralph L, Twiss MR. 2002. « Comparative toxicity of thallium(I), thallium(III), and cadmium(II) to the unicellular alga *Chlorella* isolated from Lake Erie ». *Bull Environ Contam Toxicol.* 68(2):261-268. (Disponible en anglais seulement).

[RAMP] [Regional Aquatics Monitoring Program \[base de données\]](#). 2016. *Regional Aquatics Monitoring Program water quality data*. Regional Aquatics Monitoring Program. Tous les paramètres relatifs aux variables classiques, aux métaux dissous, aux métaux extractibles, au champ, aux principaux ions et aux métaux totaux ont été interrogés pour 2005-2015.

Ramsden D. 2002. « Thallium ». *Mol Death.* 304-311. (Disponible en anglais seulement).

Rasmussen PE, Kubwabo C, Gardner HD, Levesque C, Beauchemin S. 2022. « Relationships between house characteristics and exposures to metal(loid)s and synthetic organic contaminants evaluated using settled indoor dust ». *Int J Environ Res Public Health.* 19(16):10329. (Disponible en anglais seulement).

Ratelle M, Packull-McCormick S, Bouchard M, Majowicz S, Laird B. 2020. « Human biomonitoring of metals in sub-Arctic Dene communities of the Northwest Territories, Canada ». *Environ Res.* 190:110008. (Disponible en anglais seulement).

Reimann CP, de Caritat P. 1998. *Chemical elements in the environment*. Berlin (DE): Springer. ISBN 3-540-63670-6. 398 p. (Disponible en anglais seulement).

[REMMMD] Règlement sur les effluents des mines de métaux et de diamants (DORS/2002-222). 2018. [Dernière modification le 24 juin 2022, consulté le 16 février 2023].

Rickwood CJ, King M, Huntsman-Mapila P. 2015. /Assessing the fate and toxicity of Thallium I and Thallium III to three aquatic organisms ». *Ecotoxicol Environ Saf.* 115:300-308. (Disponible en anglais seulement).

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2011. Ensembles de données des produits de données du RNSPA : 2011 IntegratedPM2.5_Final.zip. Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Modifié le 7 juillet 2013; consulté le 23 décembre 2015]. (Disponible en anglais seulement).

[RPCQE] Réseau provincial de contrôle de la qualité de l'eau. [Modifié le 5 janvier 2018]. Jeux de données annuelles pour 2005-2012. Ottawa (Ont.) : Imprimeur de la Reine pour l'Ontario.

Sager M. 1994. « Thallium ». *Toxicol Environ Chem.* 45(1-2) :11-32. (Disponible en anglais seulement).

Sánchez-Chardi A. 2007. « Tissue, age, and sex distribution of thallium in shrews from Doñana, a protected area in SW Spain ». *Sci Total Environ.* 383(1-3):237-240. (Disponible en anglais seulement).

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 de sexe – Étude canadienne sur l'alimentation totale – Santé Canada[modifié le 31 janvier 2011]. Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Consulté le 1^{er} octobre 2018].

Santé Canada. 2013. Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 2 (2009 à 2011). Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Consulté le 22 novembre 2021].

Santé Canada. 2016. Document d'évaluation scientifique. Méthode fondée sur la biosurveillance 2 pour les substances contenant du baryum, les substances contenant du molybdène, les substances contenant de l'argent, les substances contenant du thallium et les substances contenant de l'étain inorganique. Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Consulté le 21 janvier 2019].

Santé Canada [modifié le 10 août 2017a]. 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 le 19 février 2022]. Tableau de suivi de la Liste révisée des substances commercialisée. Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Consulté le 10 mars 2022].

Schaller KH, Manke G, Raithel HJ, Bühlmeier G, Schmidt M, Valentin H. 1980. « Investigations of thallium-exposed workers in cement factories ». *Int Arch Occup Environ Health.* 47:223-231. (Disponible en anglais seulement).

Scheckel KG, Lombi E, Rock SA, McLaughlin MJ. 2004. « In vivo synchrotron study of thallium speciation and compartmentation in *Iberis intermedia* ». *Environ Sci Technol.* 38(19):5095-5100. (Disponible en anglais seulement).

Schedlbauer OF, Heumann KG. 2000. « Biomethylation of thallium by bacteria and first determination of biogenic dimethylthallium in the ocean ». *Appl Organomet Chem.* 14(6):330-340. (Disponible en anglais seulement).

Schlekat CE, McGeer JC, Blust R, Borgmann U, Brix KV, Bury N, Couillard Y, Dwyer RL, Luoma SN, Robertson S, et al. 2007. « Bioaccumulation: Hazard identification of metals and inorganic metal substances ». Dans : Adams WJ, Chapman PM. directeurs. *Assessing the hazard of metals and inorganic metal substances in aquatic and terrestrial systems*. Publications de la SETAC, CRC Press. Chapitre 4. p. 55-87. (Disponible en anglais seulement).

Schoer J. 1984. Thallium. Dans : Hutzinger O, éditeur. *Handbook of environmental chemistry*. Vol. 3. New York (NY): Springer-Verlag. p 143-214. (Disponible en anglais seulement).

Siegel BZ, Siegel SM. 1975. « A selective role for potassium in the phytotoxicity of thallium ». *Bioinorg Chem*. 4(2):93-97. (Disponible en anglais seulement).

Smith S, Kwan MKH. 1989. « Use of aquatic macrophytes as a bioassay method to assess relative toxicity, uptake kinetics and accumulated forms of trace metals ». *Hydrobiologia*. 188/189:345-351. (Disponible en anglais seulement).

[SSD Master]. 2013. *Détermination des concentrations dangereuses à l'aide de distributions des sensibilités des espèces*. Version 3.0. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Modèle mis au point par Intrinsik Environmental.

Statistique Canada. [modifié en 2021]. *Base de données sur le commerce international canadien de marchandises (CICM)*. Ottawa (Ont.) : Gouvernement du Canada. [Consulté le 3 novembre 2021].

Sun J, Zou X, Ning Z, Sun M, Peng J, Xiao T. 2012. « Culturable microbial groups and thallium-tolerant fungi in soils with high thallium contamination ». *Sci Total Environ*. 441:258-264. (Disponible en anglais seulement).

Sun J, Zou X, Xiao T, Jia Y, Ning Z, Sun M, Liu Y, Jiang T. 2015. « Biosorption and bioaccumulation of thallium by thallium-tolerant fungal isolates ». *Environ Sci Pollut Res*. 22:16742-16748. (Disponible en anglais seulement).

Tatsi K, Turner A, Handy RD, Shaw BJ. 2015. « The acute toxicity of thallium to freshwater organisms: Implications for risk assessment ». *Sci Total Environ*. 536:382-390. (Disponible en anglais seulement).

Thomson AJ, Breton J, Butt JN, Hatchikian EC, Armstrong FA. 1992. « Iron-sulphur clusters with labile metal ions ». *J Inorg Biochem*. 47(3-4):197-207. (Disponible en anglais seulement).

Tsakovski S, Ivanova E, Havezov I. 1994. « Flame AAS determination of thallium in soils ». *Talanta*. 41(5):721-724. (Disponible en anglais seulement).

Tugulea. 2016. *A national survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009-2010)*. Base de données inédite. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Division de l'exposition et de la biosurveillance. (Disponible en anglais seulement).

Turner A, Cabon A, Glegg GA, Fisher AS. 2010. « Sediment–water interactions of thallium under simulated estuarine conditions ». *Geochim Cosmochim Acta*. 74(23):6779-6787. (Disponible en anglais seulement).

Turner A, Furniss O. 2012. « An evaluation of the toxicity and bioaccumulation of thallium in the coastal marine environment using the macroalga, *Ulva lactuca*. » *Mar Pollut Bull.* 64(12):2720-2724. (Disponible en anglais seulement).

Turner A, Pilsbury A. 2013. « Accumulation of aqueous and dietary thallium by the marine snail, *Littorina littorea*. » *Estuar Coast Shelf Sci.* 129:73-76. (Disponible en anglais seulement).

Twining BS, Fisher NS. 2004. « Trophic transfer of trace metals from protozoa to mesozooplankton ». *Limnol Oceanogr.* 49(1):28-39. (Disponible en anglais seulement).

Twining BS, Twiss MR, Fisher NS. 2003. « Oxidation of thallium by freshwater plankton communities ». *Environ Sci Technol.* 37(12):2720-2726. (Disponible en anglais seulement).

Twiss MR, Twining BS, Fisher NS. 2003. « Partitioning of dissolved thallium by seston in Lakes Erie and Ontario ». *Can J Fish Aquat Sci.* 60(11):1369-1375. (Disponible en anglais seulement).

Twiss MR, Twining BS, Fisher NS. 2004. « Bioconcentration of inorganic and organic thallium by freshwater phytoplankton ». *Environ Toxicol Chem.* 23(4):968-97. (Disponible en anglais seulement).

Urík M, Kramarová Z, Ševc J, Čerňanský S, Kališ M, Medved' J, Littera P, Kolenčík M, Gardosova K. 2010. « Biosorption and bioaccumulation of thallium(I) and its effect on growth of *Neosartorya fischeri* strain ». *Pol J Environ Stud.* 19(2):457-460. (Disponible en anglais seulement).

[USGS] United States Geological Survey (Commission géologique des États-Unis). 2021. *Mineral Commodity Summaries. Thallium* [PDF] Reston (VA) : US Geological Survey. [Consulté le 7 avril 2021]. (Disponible en anglais seulement).

Vaněk A, Chrastný V, Mihaljevič M, Drahota P, Grygar T, Komárek M. 2009. « Lithogenic thallium behavior in soils with different land use ». *J Geochem Explor.* 102(1):7-12. (Disponible en anglais seulement).

Vaněk A, Grösslövová Z, Mihaljevič M, Ettler V, Chrastný V, Komárek M, Tejnecký V, Drabek O, Penížek V, Galušková I, et al. 2015a. « Thallium contamination of soils/vegetation as affected by sphalerite weathering: A model rhizospheric experiment ». *J Hazard Mater.* 283:148-156. (Disponible en anglais seulement).

Vaněk A, Grösslövová Z, Mihaljevič M, Trubač J, Ettler V, Teper L, Cabala J, Rohovec J, Zádorová T, Penížek V, et al. 2015b. « Isotopic tracing of thallium contamination in soils affected by emissions from coal-fired power plants ». *Environ Sci Technol.* 50(18):9864-9871. (Disponible en anglais seulement).

Vink BW. 1993. « The behaviour of thallium in the (sub)surface environment in terms of Eh and pH ». *Chem Geol.* 109(1-4):119-123. (Disponible en anglais seulement).

Walker M. 2016. *Metals analysis for pregnant women in CHMS*. 20 janvier 2016. Ottawa (Ont.) : Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale, Santé Canada [communication personnelle, données non publiées]. (Disponible en anglais seulement).

Wallace WG, Luoma SN. 2003. « Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. II. Significance of trophically available metal (TAM) ». *Mar Ecol Prog Ser.* 257:125-137. (Disponible en anglais seulement).

Wang C, Chen Y, Liu J, Wang J, Li X, Zhang Y, Liu Y. 2013. « Health risks of thallium in contaminated arable soils and food crops irrigated with wastewater from a sulfuric acid plant in western Guangdong province, China ». *Ecotoxicol Environ Saf.* 90:76-81. (Disponible en anglais seulement).

[WEAO] Water Environment Association de l'Ontario. 2010. *Évaluation du devenir et de l'importance des microconstituants et des agents pathogènes dans les biosolides d'épuration*. Mise à jour du rapport de 2001 de la WEAO sur le sort et l'importance. Préparé pour la WEAO par Hydromantis, Webber Environmental et Parker W. 236 p.

Wierzbicka M, Szarek-Łukaszewska G, Grodińska K. 2004. « Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland) ». *Ecotoxicol Environ Saf.* 59(1):84-88. (Disponible en anglais seulement).

Williams JH. 1991. « Regulations on additions of sludge-borne metals to soil and their adaptation to local conditions ». Dans L'Hermite P, directeur. *Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes*. London (UK): Elsevier Applied Science. p. 243-250.

Xiao T, Guha J, Boyle D, Liu CQ, Chen J. 2004a. « Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China ». *Sci Total Environ.* 318(1-3):223-244. (Disponible en anglais seulement).

Xiao T, Guha J, Boyle D, Liu CQ, Zheng B, Wilson GC, Rouleau A, Chen J. 2004b. « Naturally occurring thallium: A hidden geoenvironmental health hazard? » *Environ Int.* 30(4):501-507. (Disponible en anglais seulement).

Zitko V. 1975. « Toxicity and pollution potential of thallium ». *Sci Total Environ.* 4(2):185-192. (Disponible en anglais seulement).

Zitko V, Carson WV, Carson WG. 1975. « Thallium: Occurrence in the environment and toxicity to fish ». *Bull Environ Contam Toxicol.* 13:23-30. (Disponible en anglais seulement).

Annexe A. Études de toxicité aiguë pour le thallium en eau douce

Tableau A-1. Principales études de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques prises en compte pour la sélection d'une valeur critique de toxicité pour le thallium dans l'eau douce

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg/L) ^b	Référence
Poissons	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	126 000 ^a	Buccafusco et coll. 1981; Dawson 1976
Poissons	Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	1 800	Kimball 1978
Poissons	Poisson zèbre (<i>Danio rerio</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	870	Tatsi et coll. 2015
Poissons	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> ; <i>Salmo gairdneri</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	3 200 ^a	Horne et coll. 1983; Pickard et coll. 2001
Invertébrés	Amphipode (<i>Hyaella azteca</i>)	CL ₅₀ sur 7 j	12	Borgmann et coll. 1998
Invertébrés	Amphipode (<i>Gammarus minus</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	100	Horne et coll. 1983
Invertébrés	Physe commune de l'est (<i>Physa heterostropha</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	2 500	Horne et coll. 1983
Invertébrés	Mouche arlequin (<i>Chironomus riparius</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	148 000	Belowitz et coll. 2014
Invertébrés	Oligochète (<i>Tubifex tubifex</i>)	CL ₅₀ sur 96 h	18	Kiliç et coll. 2011
Invertébrés	Rotifère (<i>Brachionus calyciflorus</i>)	CL ₅₀ sur 24 h	7 680	Calleja et coll. 1994
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>)	CL ₅₀ sur 48 h	510 ^a	Tatsi et coll. 2015
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Daphnia pulex</i>)	CE ₅₀ sur 48 h	725	Tatsi et coll. 2015
Invertébrés	Puce d'eau (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	CL ₅₀ sur 48 h	660	Lin et coll. 2005

Groupe	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (µg/L) ^b	Référence
Algues	Algue verte (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE ₅₀ sur 48 h taux de croissance	37	Tatsi (communication personnelle, 2017; source non citée)

Abréviations : CE₅₀, concentration d'une substance qui est estimée causer un effet à 50 % des organismes d'essai; CL₅₀, concentration létale médiane.

^a Des moyennes géométriques ont été appliquées aux points de données de la DSE.

^b Les paramètres de toxicité énumérés sont pour le Tl(I). Quand la spéciation du thallium n'était pas précisée dans l'étude, on a supposé qu'il s'agissait du Tl(I). Les paramètres ont été convertis en µg/L lorsque les données originales étaient rapportées en mg/L.