



Mise à jour de l'ébauche d'évaluation

Acide borique, ses sels et ses précurseurs

Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada

2024

Résumé

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (Canada, 1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs. La première ébauche de l'évaluation préalable a été publiée en mai 2016. De nouveaux renseignements importants sur l'utilisation et l'exposition, dont des données sur la surveillance environnementale et la biosurveillance humaine tirées de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS), ont été obtenus par la suite. Par conséquent, l'ébauche de l'évaluation a été mise à jour et elle est présentée ci-après.

Cette mise à jour de l'ébauche d'évaluation porte sur l'acide borique, une entité courante qui est préoccupante, et tient donc compte de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs, y compris toute substance qui contient du bore et peut libérer de l'acide borique par toutes les voies de transformation (par exemple, par hydrolyse, oxydation ou métabolisation) dans des conditions pertinentes sur le plan environnemental ou physiologique (par exemple, de pH et de température). Les produits chimiques contenant du bore et les formes hydratées apparentées ont été évalués pour déterminer s'ils peuvent être des sels ou des précurseurs de l'acide borique. La présente évaluation tient compte de l'exposition totale des humains et d'autres organismes vivants à l'acide borique, que ce soit par les milieux naturels (par exemple, l'eau, les sédiments, le sol ou l'air), des aliments ou des produits disponibles aux consommateurs. Dans cette évaluation, le potentiel d'effets cumulatifs a été déterminé par l'examen de l'exposition cumulative à l'entité qu'est l'acide borique.

L'acide borique a des sources naturelles et anthropiques. Au nombre des sources naturelles d'acide borique, citons les aérosols de sel marin, les poussières du sol, les volcans, la combustion de biomasse (par exemple, les feux de forêt), les aérosols de végétaux et la météorisation des roches et des sols. Les sources anthropiques sont également importantes et comprennent la fabrication, l'importation et l'utilisation de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs dans des produits et des articles fabriqués. Les renseignements fournis en réponse à un avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE indiquent que 9 substances contenant du bore ont été fabriquées ou importées au Canada en quantités variant de moins de 0,1 tonne à 1 000 tonnes en 2008 et de moins d'une tonne à 10 000 tonnes en 2011. De plus, les données de la Base de données sur le commerce international de marchandises du Canada indiquent que de 54 810 à 65 795 tonnes d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs ont été importées chaque année au Canada de 2017 à 2020, dont entre 53 489 et 64 394 tonnes ont été utilisées au pays.

L'acide borique, ses sels et ses précurseurs sont utilisés dans un vaste éventail de produits et d'applications, y compris dans la fabrication d'isolants en cellulose et en fibre de verre, dans les produits de nettoyage à usage industriel et domestique, les produits de soins personnels (c'est-à-dire les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments sans ordonnance), d'autres produits chimiques, la fabrication de plaques

de plâtre, la fabrication de produits de bois d'ingénierie, l'extraction pétrolière et gazière, l'agriculture (par exemple, les engrais), la fabrication de pâtes et papiers et d'emballage, la fabrication d'articles en caoutchouc, la fabrication de produits chimiques, des applications métallurgiques et la finition de surface. Les secteurs indiqués comme sources anthropiques d'acide borique comprennent la production fortuite et le rejet subséquent d'acide borique découlant d'activités comme la production d'électricité par une centrale alimentée au charbon, l'extraction de minerais métalliques (dont les métaux communs, les métaux précieux et l'uranium), la fusion et l'affinage de métaux communs et de métaux précieux, l'extraction de charbon, l'extraction et la transformation des sables bitumineux, l'extraction de pétrole et de gaz, la fabrication de pâtes et papiers, le traitement des eaux usées (y compris l'épandage de biosolides sur les terres) et l'élimination des déchets (lixiviats de sites d'enfouissement). De plus, l'acide borique, ses sels et ses précurseurs sont présents dans plusieurs produits disponibles aux consommateurs et utilisations connexes, y compris les matériaux et les jouets d'art et d'artisanat, les produits pour les projets à réaliser soi-même (dont les adhésifs et les produits d'étanchéité, d'entretien d'automobiles, d'entretien ménager, ainsi que les peintures et revêtements), les produits ignifuges et les produits d'entretien des piscines et des spas.

Des scénarios d'exposition de l'environnement ont été élaborés pour diverses activités qui représentent des sources importantes de rejets d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs dans l'environnement, notamment la fabrication de pâtes et papiers, les produits disponibles aux consommateurs, la fabrication d'articles en caoutchouc, l'électrodéposition, la fabrication d'isolant en fibre de verre ou en cellulose, la fabrication de plaques de plâtre, la fabrication de produits de bois d'ingénierie et la fabrication d'engrais et de produits antiparasitaires. De plus, des scénarios d'exposition ont été élaborés pour les secteurs suivants, en fonction de leur potentiel de rejet fortuit d'acide borique (sous forme de sous-produit), soit la production d'électricité par une centrale alimentée au charbon, l'extraction de minerais métalliques, la fusion et l'affinage des métaux communs et des métaux précieux, l'extraction du charbon, l'extraction et la transformation des sables bitumineux et la gestion des eaux usées et des déchets.

Un ion métalloïde comme l'acide borique est considéré comme infiniment persistant. Le bore, absorbé sous forme d'acide borique, est un micronutriment essentiel pour la plupart des plantes et certains animaux. En général, l'acide borique n'est pas considéré comme bioaccumulable dans la plupart des organismes aquatiques, bien qu'une bioaccumulation ait été observée dans certaines plantes aquatiques et algues. Les données probantes semblent indiquer que l'acide borique ne cause pas de bioamplification dans l'environnement.

L'évaluation des effets sur l'environnement était axée sur les effets de l'acide borique chez les organismes aquatiques et les organismes vivant dans le sol. Une valeur à long terme de la concentration estimée sans effet (CESE) de 1,5 mg B/L pour les organismes aquatiques, fondée sur les Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, a été calculée à partir de données d'études d'écotoxicité menées par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement à l'aide d'une approche de distribution de la sensibilité des espèces. Étant donné que l'acide borique d'origine

anthropique ajouté dans le sol est très biodisponible comparativement aux sources naturelles de bore, une fraction ajoutée, ou CESE_{ajoutée}, de l'acide borique a été calculée pour les organismes vivant dans le sol.

Une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour déterminer le potentiel d'effets nocifs pour l'environnement au Canada. Les analyses du quotient de risque ont été effectuées en comparant les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) avec les CESE. Le résultat de la caractérisation du risque écologique indique un potentiel faible d'effets nocifs pour l'environnement pour la plupart des secteurs et des activités qui rejettent de l'acide borique. Toutefois, il a été établi que les rejets d'acide borique en milieu aquatique provenant d'une installation qui traitait les scories récupérées pour les métaux précieux et d'autres métaux communs du secteur de l'extraction de minerais métalliques pouvaient avoir des effets nocifs pour l'environnement.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, l'acide borique, ses sels et ses précurseurs présentent un risque d'effets nocifs pour l'environnement. Il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs satisfont au critère énoncé à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs ne satisfont pas au critère énoncé 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.

La population canadienne est exposée à l'acide borique en raison de sa présence naturelle et anthropique dans les milieux naturels, les aliments et l'eau potable. Comme le bore est considéré comme un micronutriment essentiel à la croissance des végétaux et est naturellement présent dans les fruits et légumes et, dans une moindre mesure, dans l'eau potable, ceux-ci sont les principaux facteurs d'exposition naturelle. Compte tenu des bienfaits des régimes alimentaires riches en fruits et légumes, universellement reconnus pour la santé, l'exposition par le régime alimentaire à des sources naturelles n'est pas considérée comme préoccupante pour la population générale au Canada.

De plus, la population générale au Canada est exposée à l'acide borique par divers usages et produits. L'exposition de la population au bore a été caractérisée à l'aide des données de biosurveillance de l'urine de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS), représentatives à l'échelle nationale, et de l'étude Jeunes, Environnement et Santé des Premières Nations, ainsi que des données de biosurveillance du sang du Programme de biosurveillance de l'Alberta, de l'étude de biosurveillance prénatale dans le nord de la Saskatchewan et de plusieurs études de moindre envergure menées en Europe. Les concentrations de bore total dans l'urine et le sang constituent des mesures intégrées, biologiquement pertinentes, de l'exposition selon toutes les voies d'exposition (par exemple, orale, cutanée et par inhalation) et à toutes les sources, dont les milieux naturels, les aliments et les produits d'utilisation

fréquente ou courante. En général, les femmes présentaient des concentrations de bore dans l'urine plus élevées que les hommes, tandis que les hommes présentaient des concentrations de bore dans le sang plus élevées que les femmes. Une tendance en forme de « U » liée à l'âge a été dégagée dans les concentrations de bore urinaires dans l'ensemble de la population. Dans l'ensemble, les jeunes enfants présentent des concentrations de bore urinaire plus élevées que les adultes. L'état de grossesse n'a pas eu d'incidence sur les niveaux d'exposition. Aucune différence d'exposition n'a été observée entre les Autochtones et les non-Autochtones vivant au Canada.

Les données de biosurveillance ont été considérées comme les données les plus appropriées pour estimer l'exposition générale à l'acide borique selon toutes les voies et sources combinées. Les estimations de l'exposition, prévues à partir des données de biosurveillance urinaire de l'ECMS, recueillies dans la population générale et chez les sujets masculins âgés de 3 à 5 ans, ont été utilisées pour caractériser le risque pour la santé humaine. Les marges d'exposition (ME) entre l'exposition estimative et l'effet critique chronique sur la santé (diminution du poids des testicules) ont été jugées peut-être insuffisantes pour tenir compte des incertitudes relatives aux données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour caractériser le risque.

Des valeurs estimatives de l'exposition ont été obtenues pour les utilisations et les produits afin de déterminer les sources d'exposition. Les valeurs estimatives de l'exposition indiquent qu'il existe de nombreux usages et produits qui contribuent à l'exposition à des niveaux semblables ou bien supérieurs à l'exposition naturelle par les aliments, l'eau potable et les milieux naturels. Les ME entre les valeurs estimatives de l'exposition associée à certains matériaux et jouets d'art et d'artisanat, produits de nettoyage, produits ignifuges, produits pour les projets à réaliser soi-même, produits de soins personnels (cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance) et produits d'entretien pour piscines et bains tourbillons, et l'effet critique aigu sur la santé (anomalie du squelette) associé aux produits à usage peu fréquent ou intermittent ou l'effet critique chronique sur la santé (diminution du poids des testicules) associé aux produits à usage fréquent ou quotidien sont considérées comme peut-être insuffisantes pour tenir compte des incertitudes relatives aux données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour caractériser le risque.

En plus des effets généraux de l'exposition à l'acide borique, des effets de l'exposition par inhalation au trifluorure de bore et au monoéthérate de trifluorure de bore ont été constatés. La ME entre la concentration estimative du trifluorure de bore dans l'air découlant de l'utilisation d'adhésifs cosmétiques pour les ongles et les cils et l'effet critique sur la santé du trifluorure de bore a été jugée suffisante pour tenir compte des incertitudes relatives aux données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour caractériser le risque.

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient être plus vulnérables à des effets nocifs pour la santé. On a constaté que les hommes ou les personnes à qui on a attribué le genre masculin à la naissance, de tous les âges, étaient plus susceptibles de subir des effets négatifs de l'acide

borique sur la santé que les femmes et les personnes enceintes, les foetus en développement et les enfants. Selon les données, les enfants sont plus exposés que les adultes. Un lien a été établi entre les concentrations élevées de bore dans l'urine et les personnes qui s'identifiaient comme blanches, qui avaient un niveau de scolarité élevé, qui avaient un poids normal ou un poids insuffisant, qui ne fumaient pas ou qui consommaient davantage de fruits et de légumes.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs satisfont au critère énoncé à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* en application de la LCPE.

Table des matières

Résumé	i
1. Introduction	1
2. Identité des substances et portée de l'évaluation	3
3. Propriétés physiques et chimiques	4
4. Sources et utilisations	6
4.1 Sources naturelles	6
4.2 Sources anthropiques	7
4.2.1 Production	7
4.2.2 Fabrication et importation	7
4.2.3 Utilisations	11
5. Rejets dans l'environnement	19
5.1 Rejets dans l'atmosphère	19
5.2 Rejets dans l'eau et les sédiments	20
5.3 Rejets dans le sol	20
6. Devenir et comportement dans l'environnement	20
6.1 Répartition dans l'environnement	20
6.1.1 Air	20
6.1.2 Eau et sédiments	21
6.1.3 Sol	22
6.2 Persistance dans l'environnement	23
6.3 Potentiel de bioaccumulation	23
6.3.1 Eau et sédiments	24
6.3.2 Sol	25
7. Risque d'effets nocifs sur l'environnement	26
7.1 Caractère essentiel	26
7.2 Évaluation des effets sur l'environnement	26
7.2.1 Effets sur les organismes aquatiques	26
7.2.2 Effets sur les organismes vivant dans les sédiments	30
7.2.3 Effets sur les organismes vivant dans le sol	31
7.3 Évaluation de l'exposition de l'environnement	34
7.3.1 Concentrations de fond	34
7.3.2 Approche de la caractérisation de l'exposition	36
7.4 Caractérisation des risques pour l'environnement	56
7.4.1 Analyse des quotients de risque	57
7.4.2 Examen des éléments de preuve et conclusion	59
7.4.3 Pondération et détermination du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada	61
7.4.4 Sensibilité de la conclusion attribuable aux incertitudes clés	63
8. Risque d'effets nocifs sur la santé humaine	66
8.1 Évaluation des effets sur la santé	66
8.1.1 Caractère essentiel chez l'humain	66
8.1.2 Toxicocinétique	66
8.1.3 Effets sur la santé générale	69
8.1.4 Effets sur la santé de l'exposition par inhalation	78

8.1.5 Prise en compte des sous-groupes de la population qui peuvent être plus sensibles	82
8.2 Évaluation de l'exposition	83
8.2.1 Biosurveillance	83
8.2.2 Milieux naturels, aliments et eau potable.....	88
8.2.3 Produits disponibles aux consommateurs	91
8.2.4 Prise en compte des sous-groupes de la population qui peuvent être plus fortement exposés.....	100
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	101
8.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	105
9. Conclusions.....	107
Références.....	108
Annexes	139
Annexe A. Liste non exhaustive des substances contenant du bore qui sont des précurseurs ou non de l'acide borique	139
Annexe B. Données écotoxicologiques sur les sédiments.....	151
Annexe C. Données sur la toxicité dans le sol.....	153
Annexe D. Estimation de l'exposition par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable	155
Annexe E. Estimations de l'exposition à des produits.....	158
Annexe F. Tableaux détaillés sur l'exposition	168
Annexe G. Tableaux des données de biosurveillance	209
Annexe H. Modèles de dosimétrie inverse appliquée à des données de biosurveillance	212

Liste des tableaux et figures

Figure 3 -1. Équilibre de l'acide borique avec l'anion borate ($B(OH)_4^-$) dans l'eau, $pK_a = 9,0$ à $25\text{ }^{\circ}\text{C}$	5
Tableau 3 -1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques de l'acide borique	5
Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur les quantités fabriquées et importées au Canada d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs, recueillis à la suite d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE.....	8
Tableau 4-2. Quantités annuelles cumulées d'acide borique importées au Canada de 2009 à 2012 (ASFC, 2013).....	9
Tableau 4-3. Résumé des quantités annuelles de produits contenant du bore importés et des quantités importées utilisées au pays (c'est-à-dire les quantités importées moins les quantités réexportées) au Canada, de 2017 à 2020 (Statistique Canada [modifié, 2021])	10
Tableau 4-4. Résumé des utilisations de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs dans les produits disponibles aux consommateurs au Canada.....	12
Tableau 4-5. Autres utilisations de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs au Canada.....	15

Figure 7-1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) au bore d'après des données sur la toxicité chronique pour les organismes d'eau douce (CCME 2009). Le graphique montre l'ajustement du modèle log-normal aux données et les intervalles de confiance à 95 %.	29
Figure 7-2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) au bore d'après des données sur la toxicité chronique pour les organismes vivant dans le sol. Le graphique montre l'ajustement du modèle log-normal aux données et les intervalles de confiance à 95 %.	33
Tableau 7-1. Concentrations ambiantes de bore dans les eaux de surface au Canada (2005 à 2015)	35
Tableau 7-2. Résumé des CEE du bore dans la région du lac Wabamun, en Alberta ..	39
Tableau 7-3. Résumé des CEE calculées à l'aide des concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface situées près des mines et usines de transformation de métaux (ESEE 2021)	41
Tableau 7-4. CEE du bore calculées à l'aide des concentrations mesurées dans les eaux de surface à proximité des fonderies et des usines d'affinage de métaux communs	43
Tableau 7-5. Résumé des CEE calculées à l'aide des concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface situées près des mines de charbon	45
Tableau 7-6. Résumé des CEE calculées avec des concentrations de bore mesurées dans le bassin versant de la rivière Athabasca	46
Tableau 7-7. Concentrations environnementales estimées de bore mesurées dans les eaux de surface ou les effluents du secteur des pâtes et papiers	49
Tableau 7-8. Résumé des CEE découlant des rejets d'effluents d'eaux usées, des rejets à l'égout, de l'épandage de biosolides d'eaux usées et des rejets attribuables au lixiviat dans les sites d'enfouissement	53
Tableau 7-9. Résumé des CAE et des CEE pour les rejets directs et indirects découlant de la fabrication de caoutchouc	54
Tableau 7-10. Résumé des QR obtenus pour différents milieux et scénarios d'exposition à l'acide borique	58
Tableau 7-11. Principaux éléments de preuve pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel d'effets nocifs de l'acide borique, ses sels et ses précurseurs pour l'environnement au Canada	59
Tableau 8-1. Exposition générale quotidienne prévue ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c./jour) à l'acide borique obtenue à l'aide des données de biosurveillance de l'urine ($\mu\text{g}/\text{g}$ de créatinine)	88
Tableau 8-2. Concentrations de bore mesurées dans les matériaux d'art et d'artisanat	93
Tableau 8-3. Résumé des estimations de l'exposition découlant des produits disponibles aux consommateurs et des utilisations qu'ils en font	99
Tableau 8-4. Estimations pertinentes de l'exposition et marges d'exposition résultantes tirées des données de biosurveillance de l'urine	102
Tableau 8-5. Estimations pertinentes de l'exposition à des produits disponibles aux consommateurs et marges d'exposition résultantes	104
Tableau A-1. Liste non exhaustive de substances du groupe de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs	140

Tableau A-2. Liste non exhaustive des substances considérées comme n'étant pas des précurseurs de l'acide borique.....	150
Tableau B-1. Données existantes sur la toxicité dans les sédiments	151
Tableau C-1. Ensemble de données sur la toxicité chronique utilisé pour établir la distribution de la sensibilité des espèces présentes dans le sol	153
Tableau D-1. Facteurs généraux de l'exposition humaine pour différents groupes d'âge et différents scénarios ^a	155
Tableau D-2. Centiles de l'apport par voie alimentaire habituel (µg B/kg p.c./jour) de bore provenant des aliments et de l'eau de la population générale du Canada.....	157
Tableau D-3 Estimations moyennes de l'apport quotidien (µg/kg p.c./jour) d'acide borique provenant des milieux naturels et des aliments de la population générale du Canada	157
Tableau E-1 Matériaux d'art et d'artisanat et jouets : estimations de l'exposition à l'acide borique (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore)	158
Tableau E-2 Produits de nettoyage : estimations de l'exposition à l'acide borique (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore)	160
Tableau E-3. Produits de bricolage – adhésifs et produits d'étanchéité, entretien automobile, entretien ménager, peintures et revêtements : estimations de l'exposition (µg/kg p.c./j) et marges d'exposition (en équivalents de bore)	162
Tableau E-4 Utilisation de produits ignifuges : estimations de l'exposition par voie cutanée et par inhalation (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore)	163
Tableau E-5 Produits d'autosoins : estimations de l'exposition par voie cutanée et par inhalation (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore) au bore dans les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre	164
Tableau E-6 Produits d'autosoins : estimations de l'exposition par voie orale, oculaire et otique (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore) au bore dans les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre	166
Tableau E-7 Produits d'entretien des piscines et des spas : estimations de l'exposition (µg/kg p.c./j) et marges d'exposition (en équivalents de bore)	168
Tableau F-1. Matériaux d'art et d'artisanat et jouets : calculs détaillés et intrants des estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore.....	169
Tableau F-2. Produits de nettoyage : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore.....	173
Tableau F-3. Produits de bricolage : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore.....	191
Tableau F-4. Produits ignifuges : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore.....	195
Tableau F-5. Produits d'autosoins – exposition par voie cutanée : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore	196

Tableau F-6. Produits d'autosoins – produits associées à une exposition par voie orale, oculaire et otique : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents du bore.....	203
Tableau F-7. Produits d'entretien des piscines et des spas : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore	208
Tableau G-1 Concentrations de bore total dans l'urine (µg/g de créatinine) au Canada	209
Tableau G-2 Concentrations sanguines de bore total (µg/L) de la population générale	212

1. Introduction

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (Canada, 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont réalisé une évaluation de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs pour déterminer si ces substances présentent ou peuvent présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

La présente évaluation est axée sur l'entité acide borique et porte donc sur l'acide borique, ses sels et ses précurseurs. Par conséquent, la présente évaluation tient compte de substances contenant du bore autres que celles désignées comme prioritaires aux fins d'évaluation. L'approche de l'entité a été adoptée pour évaluer le potentiel d'effets cumulatifs de l'entité acide borique. Il est reconnu que l'exposition combinée des humains et d'autres organismes à l'acide borique peut se produire par différentes voies et est attribuable à diverses sources. L'exposition à l'acide borique peut être attribuable à des activités anthropiques réalisées avec des substances contenant du bore ainsi qu'à une production fortuite. Aux fins de la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, « acide borique » désigne l'acide borique, ses sels et ses précurseurs. Le cas échéant, les substances contenant du bore seront explicitement identifiées par leur nom ou leur numéro de registre du Chemical Abstracts Service (no CAS¹). Pour faciliter la comparaison des différentes sources d'acide borique, toutes les concentrations et doses mentionnées dans le présent document ont été corrigées en fonction du bore sous forme élémentaire.

Une liste non exhaustive de 126 substances contenant du bore qui sont des précurseurs ou non de l'acide borique est présentée à l'annexe A et comprend les 19 substances qui ont été désignées comme étant prioritaires aux fins d'évaluation, car elles répondaient aux critères de catégorisation ou avaient été jugées prioritaires par d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié, 2017]). 6 autres substances figurant sur la *Liste révisée des substances commercialisées* (LRSC)² ont été incluses dans cette évaluation (Santé Canada [modifié, 2023a]).

La première ébauche d'évaluation préalable de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs a été publiée en juillet 2016 (ECCC, SC 2016). Il a été proposé que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs étaient nocifs pour l'environnement et la santé humaine. De nouveaux renseignements importants sur l'utilisation et l'exposition, dont des données sur la surveillance environnementale supplémentaires pour certains

¹Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (no CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire à des rapports destinés au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

² La LRSC est une liste administrative des substances qui peuvent être utilisées dans des produits réglementés en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* et qui étaient commercialisés au Canada entre le 1er janvier 1987 et le 13 septembre 2001. Le gouvernement du Canada a accordé la priorité à ces substances et s'y attaque en fonction de leurs effets potentiels sur la santé humaine et l'environnement afin de gérer leurs risques, au besoin.

secteurs industriels (soit celui de l'extraction de minerais métalliques, la fusion et l'affinage de métaux précieux et de métaux communs, les pâtes et papiers et les systèmes d'assainissement des eaux usées) et des données de biosurveillance humaine de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) ont été obtenus par la suite. De plus, on a calculé les valeurs estimatives de l'exposition associée à des utilisations ou des produits qui ne faisaient pas partie de la première ébauche d'évaluation préalable afin à déterminer les sources d'exposition (par exemple, les produits ignifuges). Compte tenu de ces renseignements, une mise à jour de l'ébauche d'évaluation est présentée ci-après.

La présente ébauche d'évaluation préalable mise à jour tient compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et l'exposition, ainsi que d'autres renseignements soumis par les intervenants. Des données pertinentes ont été relevées jusqu'en 2023 pour les volets de la santé humaine et de l'environnement de la présente évaluation. Les principales études ont fait l'objet d'une évaluation critique et, combinées aux résultats obtenus par modélisation, ont permis de parvenir aux conclusions proposées. Quand elles étaient pertinentes, des données provenant d'évaluations réalisées par d'autres pays ont été prises en compte. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ni critique de toutes les données existantes. Elle présente plutôt les études les plus essentielles et les éléments de preuve pertinents qui appuient la conclusion proposée. Les autres renseignements utilisés pour cette évaluation sont résumés à part dans les documents justificatifs, comme il est mentionné dans les sections pertinentes du présent rapport (ECCC 2019, 2021a-h).

La présente ébauche d'évaluation préalable mise à jour a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE à Santé Canada et à Environnement et Changement climatique Canada. Elle comprend des observations faites par du personnel d'autres programmes régis par ces ministères. Les volets de la présente évaluation sur la santé humaine et l'environnement ont fait l'objet d'une consultation et d'un examen externe écrit par des pairs. Eric Hooker et Katherine Super, de TetraTech Inc., ont formulé des commentaires sur les parties techniques de la première ébauche d'évaluation préalable ayant trait à la santé humaine, et Michael Dourson, de Toxicology Excellence for Risk Assessment, et Sean Hays, de Summit Toxicology, ont émis des commentaires sur la relation entre la concentration sanguine de bore et l'absorption. Michael C. Harrass, consultant, Beverley Hale, de l'Université de Guelph, et Lawrence Kaputska, de LK Consultancy, ont formulé des commentaires sur les parties techniques de la première ébauche d'évaluation préalable qui ont trait à l'environnement. En outre, la première ébauche d'évaluation préalable a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, le contenu et les résultats définitifs de la présente ébauche d'évaluation préalable mise à jour demeurent la responsabilité de Santé Canada et d'Environnement et Changement climatique Canada.

Pour la détermination de la conformité des substances aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE, les évaluations s'appuient sur des données scientifiques essentielles, dont des renseignements sur les sous-populations susceptibles d'être plus

vulnérables ou plus exposées, les milieux vulnérables et les effets cumulatifs³, si elles sont disponibles, et utilisent une approche fondée sur le poids des preuves et sur le principe de précaution⁴. Les données essentielles et les éléments sur lesquels reposent les conclusions proposées sont présentés dans la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation.

2. Identité des substances et portée de l'évaluation

La présente évaluation met l'accent sur une entité courant qui est préoccupante, soit l'acide borique, et tient compte de l'exposition combinée des humains et d'autres organismes à l'acide borique provenant de différentes voies et sources.

Il existe de nombreux sels de l'acide borique qui se dissocient en acide borique. Il y a également de nombreuses substances qui libèrent de l'acide borique par des voies de transformation pertinentes (par exemple, par hydrolyse, oxydation ou métabolisation) dans des conditions pertinentes sur le plan environnemental ou physiologique (par exemple, de pH et de température); celles-ci sont considérées comme des précurseurs de l'acide borique. La présente évaluation porte donc sur l'acide borique, ses sels et ses précurseurs. Les sels ou les précurseurs de l'acide borique comprennent les groupes de substances contenant du bore suivants : composés oxygénés du bore (dont les acides boriques, les borates ou les sels de l'acide borique et les esters de borate), halogénures du bore, boranes (hydrures de bore) et composés organoborés. Les substances contenant du bore ne sont pas toutes des précurseurs de l'acide borique; les exceptions dignes de mention sont le bore élémentaire, les borures (comme le nitrure ou le carbure de bore) et les substances inertes (par exemple, les silicates de sodium et de bore ou le verre borosilicaté), qui ne sont pas couverts par la présente évaluation. Les substances chimiques contenant du bore figurant sur la *Liste intérieure des substances* (LIS) et la LRSC ainsi que toute forme hydratée apparentée ont été évaluées pour déterminer leur potentiel à être des précurseurs de l'acide borique (Environnement Canada et Santé Canada, 2014) (voir la liste non exhaustive à l'annexe A, tableau A-1). Toutefois, la portée de la présente évaluation ne se limite pas à la liste non exhaustive de ces substances figurant à l'annexe A. Une liste non exhaustive des substances chimiques contenant du bore qui s'avèrent ne pas être des précurseurs figure à l'annexe A, tableau A-2.

³ L'évaluation des effets cumulatifs dans le cadre de la LCPE pourrait nécessiter une analyse, une caractérisation et éventuellement une quantification des risques combinés pour la santé ou l'environnement résultant de l'exposition à plusieurs substances chimiques

⁴ La détermination de la conformité à un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE repose sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine découlant des expositions dans l'environnement en général. Dans le cas des humains, il s'agit notamment des expositions par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits disponibles aux consommateurs. Une conclusion en vertu de la LCPE n'est ni utile ni proscrite dans le cadre d'une évaluation basée sur des critères énumérés dans le *Règlement sur les produits dangereux*, lequel s'inscrit dans le cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail, pour les produits dangereux destinés à être utilisés en milieu professionnel. De la même façon, une conclusion fondée sur les critères énoncés à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

La présence d'acide borique dans les milieux naturels, les aliments ou les produits environnementaux peut provenir de sources naturelles ou anthropiques. Les sources anthropiques d'acide borique sont la production et le rejet accidentels d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs (sous forme de sous-produits), ainsi que l'importation et l'utilisation de ces substances et produits ou articles fabriqués contenant ces substances. Dans la mesure du possible, on a fait une distinction entre les concentrations de fond ou de référence et les concentrations attribuées à des sources anthropiques.

Les mesures de l'acide borique dans les milieux naturels, les produits et chez l'humain sont généralement exprimées en fonction de la concentration en bore (B), laquelle correspond à une proportion (17,5 %) de la masse de l'acide borique en poids moléculaire. Les substances qui sont des sels ou des précurseurs de l'acide borique, dans des conditions et des concentrations pertinentes sur le plan environnemental et physiologique, sont considérées comme équivalentes à l'acide borique sur le plan toxicologique. Par conséquent, les concentrations et les doses d'acide borique déclarées dans la présente évaluation sont exprimées sous forme de masse de bore par volume ou masse de milieu, et les concentrations environnementales d'acide borique sont généralement déclarées ainsi.

La présente évaluation tient compte des effets associés à l'acide borique et ne tient pas compte des autres éléments ou entités possiblement présents dans certaines substances complexes contenant du bore et pouvant être libérés (comme l'ammonium, le cobalt, le lithium, l'argent ou le zinc). Certains de ces autres éléments ou entités ont été abordés dans le cadre d'évaluations antérieures menées dans le cadre du programme de la *Liste des substances d'intérêt prioritaire* en vertu de la LCPE ou pourraient être abordés dans le cadre d'autres initiatives du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC).

Les nanomatériaux d'ingénierie contenant du bore (1 à 100 nm) qui peuvent être présents dans les milieux naturels ou des produits ne sont pas explicitement pris en compte dans les scénarios d'exposition de la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, mais les concentrations mesurées de bore dans l'environnement ou les données de biosurveillance humaine pourraient inclure le bore provenant de ces sources. De même, la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation ne tient pas explicitement compte des effets sur l'environnement ou la santé associés aux nanomatériaux contenant du bore. L'approche proposée par le gouvernement du Canada pour s'attaquer aux nanomatériaux existants tiendra compte des formes nanométriques des substances actuellement inscrites sur la LIS (ECCC, SC [modifié, 2023]).

3. Propriétés physiques et chimiques

En raison de son potentiel d'ionisation élevé, le bore métalloïde ne forme pas de cations B^{3+} , mais des liaisons covalentes avec les atomes électronégatifs (Cotton et Wilkinson, 1999). Il a une grande affinité pour l'oxygène et forme de fortes liaisons covalentes bore-oxygène (Ball et al. 2012). Par conséquent, il existe principalement dans

l'environnement sous forme d'acide borique. L'acide borique est un acide de Lewis qui, contrairement à l'acide de Brønsted-Lowry, accepte les ions hydroxyde au lieu de libérer des protons. La structure est affichée du côté gauche de l'équation à la figure 3-1. Dans les solutions diluées (concentration inférieure ou égale à 0,025 M, soit environ 0,27 g B/L) (IPCS, 1998) dont la concentration est située dans la fourchette des concentrations plausiblement pertinentes sur le plan environnemental et physiologique, l'acide borique est en équilibre avec l'anion borate ($\text{B}(\text{OH})_4^-$). Toutefois, étant donné sa constante de dissociation acide (pK_a) de 9,0 à 25 °C, l'acide borique existera principalement dans sa forme neutre et non dissociée à des valeurs de pH pertinentes sur les plans environnemental et physiologique (par exemple, de 5 à 8).

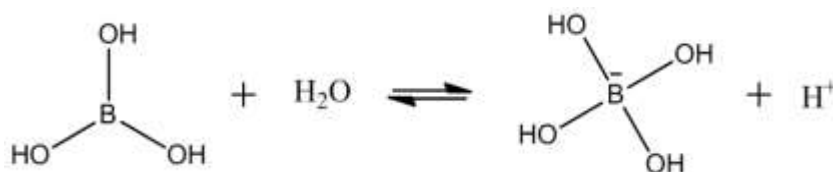


Figure 3 -1. Équilibre de l'acide borique avec l'anion borate ($\text{B}(\text{OH})_4^-$) dans l'eau, $\text{pK}_a = 9,0$ à 25 °C

[La figure 3-1 montre l'équilibre de l'acide borique $[\text{B}(\text{OH})_3]$, qui agit comme un acide Lewis faible, avec l'anion borate $[\text{B}(\text{OH})_4^-]$ dans l'eau. Selon sa valeur de pK_a de 9,0 à 25 °C, l'acide borique existera principalement sous sa forme neutre et non dissociée à des valeurs de pH pertinentes sur les plans environnemental et physiologique (5 à 8).]

Les propriétés physiques et chimiques jouent un rôle important dans la détermination du devenir des substances dans l'environnement ainsi que de leurs effets sur les humains et les autres organismes.

Les propriétés telles que la solubilité dans l'eau et la constante de dissociation acide (K_a) (tableau 3-1) sont particulièrement pertinentes pour le devenir dans l'environnement et l'écotoxicité de l'acide borique, car elles fournissent des renseignements sur sa biodisponibilité. Les coefficients de partage (exprimés en équivalent de bore) sol-eau (K_{se}) et particules en suspension-eau (K_{spe}) de l'acide borique sont abordés à la section 7.

Tableau 3-1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques de l'acide borique

Propriété	Plage de valeurs (température)	Valeur représentative (température)	Référence(s) clé(s)
État physique	S.O.	Solide cristallin blanc inodore	Borax Europe 2012
Masse volumique (g/m^3)	1 435 à 1 510 (15 à 23 °C)	1 490 (23°C)	IPCS 1998; Borax Europe 2012; ECHA 2007-2014;

Propriété	Plage de valeurs (température)	Valeur représentative (température)	Référence(s) clé(s)
Pression de vapeur (Pa)	Généralement considéré comme négligeable	$9,9 \times 10^{-5}$	Borax Europe 2012
Solubilité dans l'eau (g/L)	47,2 à 63,5 (20 to 30°C)	49,2 (25°C)	IPCS 1998; ATSDR 2010; Borax Europe 2012; ECHA 2007-2014
Log K _{oe} (sans dimension)	-1,09 à (-)0,757	-1,09 (22°C)	Borax Europe 2012; ECHA 2007-2014
pK _a (sans dimension)	8,94 à 9,42 (20 to 25°C)	9,2 (25°C)	IPCS 1998; ATSDR 2010; Borax Europe 2012; ECHA 2007-2014

Abréviations : n. d. = non disponible K_{oe} : coefficient de partage octanol-eau pK_a : constante de dissociation acide

On considère que l'acide borique est fortement soluble dans l'eau, et que sa valeur du log K_{oe} est extrêmement faible (tableau 3-1). L'acide borique pur n'est pas volatil, comme l'indique sa faible pression de vapeur ($9,9 \times 10^{-5}$ Pa). Toutefois, il peut se volatiliser avec la vapeur d'eau (en raison de sa dissolution dans la vapeur) si l'on chauffe la solution aqueuse ou il peut également être sublimé au cours de procédés à haute température (Ball et al., 2012; Schubert et Brotherton, 2006). Forrester et al. 2012). Lorsqu'il est chauffé, l'acide borique libère de l'eau de façon progressive, formant diverses phases d'acide métaborique (HBO₂) à mesure que la température augmente et formant éventuellement du trioxyde de dibore (B₂O₃) (Cotton et Wilkinson, 1999). Les espèces gazeuses de l'acide métaborique sont formées par l'équilibre formé par la vapeur d'eau avec le trioxyde de dibore en fusion entre 600 °C et 1 000 °C (Schubert et Brotherton, 2006).

4. Sources et utilisations

4.1 Sources naturelles

Le bore est un élément naturellement présent dans la croûte terrestre où sa concentration dans la croûte continentale supérieure est d'environ 10 mg/kg (Gupta, 1993). Le bore ne se présente pas naturellement dans sa forme élémentaire, mais plutôt sous forme de minéraux borosilicatés (dont le plus abondant est la tourmaline), d'acide borique ou de borates (Cotton et Wilkinson, 1999; Holleman et Wiberg, 2001, cité dans Parks et Edwards, 2005). La concentration moyenne de bore dans l'eau de mer est de 4,5 mg B/L. Les aérosols de borate formés dans l'atmosphère par la co-évaporation de l'acide borique et de l'eau de mer, ou l'intrusion de l'eau de mer dans des eaux douces, peuvent constituer une source importante de bore dans les zones côtières (Argust, 1998; Forrester et al. 1998; Smith et Edwards, 2005).

On a estimé que les émissions naturelles mondiales de bore dans l'atmosphère variaient entre $1,1 \times 10^9$ kg B/an et $3,1 \times 10^9$ kg B/an (Park et Schlesinger, 2002). Parmi les principales sources, citons les aérosols de sel de mer, les poussières du sol, les volcans, la combustion de biomasse (par exemple, les feux de forêt) et les aérosols végétaux. Le bore atmosphérique existe sous forme d'acide borique gazeux ou particulaire et peut donc pénétrer dans les eaux de surface et le sol à la suite d'un dépôt humide ou sec. Le bore d'origine naturel est présent dans les eaux souterraines, principalement en raison du lessivage de roches et de sols contenant des borates et des borosilicates (OMS, 2009). L'altération climatique des roches et du sol constitue une autre source importante de bore dans l'environnement, que l'on estime à $0,19 \times 10^9$ kg B/an (Park et Schlesinger, 2002). L'introduction de bore dans les eaux de surface et le sol à la suite de ces processus naturels se manifeste par les concentrations de fond géochimiques observées dans ces milieux.

4.2 Sources anthropiques

4.2.1 Production

Au Canada, il n'existe aucun gisement de minerais contenant du bore ayant une valeur commerciale. La majorité des borates d'importance industrielle proviennent du tincal et de la kernite qui sont des minéraux de borate de sodium, de la colemanite qui est un minéral de borate de calcium et de l'ulexite minérale qui est un borate de sodium et de calcium (USGS, 2018). Les plus grands producteurs mondiaux de borates en 2019 étaient les États-Unis et la Turquie, suivis du Chili, de la Chine, de la Bolivie, de l'Allemagne, du Pérou, de la Russie et de l'Argentine (USGS, 2021). Aucune production de minerai contenant du bore n'a été déclarée au Canada en 2018 (RNCan [modifié, 2021]). De plus, aucune donnée sur l'affinement de minerais contenant du bore en d'autres sels ou précurseurs de l'acide borique n'a été recensée au Canada.

4.2.2 Fabrication et importation

Les renseignements concernant la fabrication et l'importation d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs au Canada ont été obtenus au moyen d'un avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE, de données obtenues par l'Agence des services frontaliers du Canada (ASFC), de données obtenues de la Base de données sur le commerce international canadien de marchandises (BDCICM) et les données fournies volontairement par les intervenants. 13 substances étaient visées par les avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE pour les années de déclaration 2008, 2011 et 2012 à 2015 (Canada, 2009, 2012, 2017). Le tableau 4-1 présente un résumé des quantités totales fabriquées et des quantités totales importées, déclarées pour l'acide borique, ses sels et ses précurseurs visés par l'avis.

Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur les quantités fabriquées et importées au Canada d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs, recueillis à la suite d'enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE

no CAS	Nom de la substance chimique	Quantité totale fabriquée (tonnes) ^a	Quantité totale importée (tonnes) ^a	Année de déclaration
10043-35-3	Acide borique	100 à 1000	1000 à 10000	2008
11113-50-1	Acide borique	n. d.	10 à 100	2008
1303-86-2	Trioxyde de dibore	100 à 1000	100 à 1000	2008
10332-33-9	monohydrate de perborate de sodium	n. d.	10 à 100	2011
1330-43-4	Tétraborate de sodium	1 à 10	100 à 10000	2008
1303-96-4	Borax	10 à 100	100 à 10000	2008
12767-90-7	Borate de zinc	n. d.	1 à 10	2008
1332-07-6	Borate de zinc	n. d.	10 à 1000	2008
68457-13-6	Néodécanoate de bore et de cobalt	0,1 à 1	10 à 100	2008
13840-56-7	Orthoborate trisodique	n. d.	n. d.	2008
13814-96-5	Fluoroborate de plomb	n. d.	n. d.	2011
13826-83-0	Tétrafluoroborate d'ammonium	n. d.	n. d.	2011
7637-07-2	Trifluorure de bore	n. d.	n. d.	2012 à 2015

Abréviation : n. d., non déclaré au-dessus du seuil de déclaration de 100 kg par année

^a Les valeurs correspondent aux quantités déclarées dans le cadre d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013, ECCC 2018). Consultez les enquêtes pour connaître les inclusions et exclusions (annexes 2 et 3).

Les renseignements sur les activités d'importation de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs saisis dans les codes du Système harmonisé (SH) pour les années 2009 à 2012, par entreprise, ont été obtenus auprès de l'ASFC (2013). 12 codes du SH (10 chiffres) correspondant à l'acide borique, à ses sels et à ses précurseurs ont été relevés (tableau 4-2). L'agrégation de haut niveau de la quantité d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs importés au Canada de 2009 à 2012 a été réalisée (tableau 4-2) (ASFC, 2013). Les résultats indiquent que les catégories « oxydes de bore et acide borique » et « tétraborate de disodium – autres hydrates » représentaient entre 70 et 91,5 % de l'acide borique importé au Canada de 2009 à 2012. Une seule substance obtenue à l'aide de ces codes SH, le trioxyde de dibore (no CAS 1303-86-2), a une teneur en bore (31,1 %) supérieure à celle de l'acide borique

(17,5 %). Toutefois, d'après les renseignements fournis en réponse à une enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE pour l'année de déclaration 2008 et les renseignements sur les utilisations dans le monde, les quantités de trioxyde de dibore commercialisées sont beaucoup plus faibles que les quantités d'acide borique (Environnement Canada, 2009a; Ball et al. 2012). Aux fins du calcul en équivalents de bore, on a présumé que les quantités totales importées enregistrées par l'ASFC correspondaient à celles de l'acide borique, étant donné que les composés ayant la plus grande importance commerciale (par exemple, le pentahydrate de borax, n° CAS 12179-04-3, et le décahydrate de borax, no CAS 1303-96-4) ainsi que d'autres acides boriques, leurs sels et leurs précurseurs qui correspondent aux codes SH présentent une teneur en bore comparable à l'acide borique ou plus faible. Cette approche simplifie la caractérisation de l'exposition et constitue également une hypothèse prudente. Selon cette hypothèse, de 2009 à 2012, environ 42 000 à 61 000 tonnes d'acide borique ont été importées chaque année au Canada.

Tableau 4-2. Quantités annuelles cumulées d'acide borique importées au Canada de 2009 à 2012 (ASFC, 2013)

Nom de code du SH ^a	Numéros de code du SH	Quantité (tonnes) importée par année
Borates naturels et concentrés	2528000000, 2528100000, 2528900000	1500 à 13000
Oxydes de bore et acide borique	2810000000, 2810000010, 2810000020	6000 à 25000
Tétraborate de disodium - anhydre	2840110000	400 à 650
Tétraborate de disodium – autres hydrates	2840190000	26000 à 31000
Autres borates, peroxoborates de métaux	2840200000, 2840300090	1500 à 4500
Peroxoborate (perborates)	2840300000, 2840300010	50 à 200
Total^b	Tous les codes SH pertinents	42000 à 61000

^a Le système harmonisé de désignation et de codification des marchandises est un système international de classification des marchandises créé par le Conseil de coopération douanière (maintenant appelé Organisation mondiale des douanes) et utilisé par le Canada pour classer les marchandises importées et exportées.

^b Les quantités déclarées proviennent de plusieurs substances qui peuvent contenir des quantités variables de bore (5 à 31 %) selon leur formule chimique.

Les quantités importées et exportées obtenues de la base de données sur le CICM ont été prises en compte pour déterminer les quantités importées au pays et exportées au cours des dernières années. Les quantités importées et les quantités importées utilisées au pays (c'est-à-dire les quantités importées moins les quantités réexportées)

de 6 codes SH correspondant au bore ou à l'acide borique (énumérés au tableau 4-3) de 2017 à 2020 ont été examinées (Statistique Canada [modifié, 2021]). Comme pour les données de l'ASFC, on a supposé que les quantités totales d'importation et d'exportation déclarées dans le CICM pour les 6 codes SH correspondent à l'acide borique, à ses sels ou à ses précurseurs aux fins du calcul des équivalents de bore, ce qui simplifie la caractérisation de l'exposition. De 2017 à 2020, le Canada a importé environ 54 810 à 65 795 tonnes d'acide borique par année, dont 53 489 à 64 384 tonnes ont été utilisées au pays (tableau 4-3) (Statistique Canada [modifié, 2021]).

Tableau 4-3. Résumé des quantités annuelles de produits contenant du bore importés et des quantités importées utilisées au pays (c'est-à-dire les quantités importées moins les quantités réexportées) au Canada, de 2017 à 2020 (Statistique Canada [modifié, 2021])

Nom de code du SH ^a	Code SH	Quantité (tonnes) importée par année	Quantité (tonnes) utilisée au pays
Borates naturels et concentrés	252800	3123 à 4215	2874 à 4155
Oxydes de bore et acides boriques	281000	11367 à 14156	10366 à 13572
Tétraborate de disodium -anhydre	284011	368 à 2748	334 à 2731
Tétraborate de disodium – autres hydrates	284019	32703 à 44328	32613 à 44220
Autres borates, peroxoborates de métaux	284020	3097 à 4900	3096 à 4875
Peroxoborate (perborates)	284030	92 à 222	92 à 222
Total ^b	Tous les codes SH pertinents	54810 à 65795	53489 à 64384

^a Le Système harmonisé de désignation et de codification des marchandises est un système international de classification des marchandises créé par le Conseil de coopération douanière (maintenant appelé Organisation mondiale des douanes) et utilisé par le Canada pour classer les marchandises importées et exportées.

^b Les quantités déclarées correspondent à plusieurs substances qui peuvent contenir des quantités variables de bore (5 à 31 %) selon leur formule chimique.

Aux fins de la présente évaluation, le terme « fabrication » comprend également la production fortuite d'acide borique à toute concentration résultant de la fabrication, de la transformation ou de l'utilisation d'autres substances, mélanges ou produits (INRP 2022). Par conséquent, les secteurs qui pourraient produire de façon fortuite de l'acide borique au cours de leurs activités et émettre des rejets dans l'environnement sont pris en compte dans la présente évaluation.

Des renseignements concernant la fabrication fortuite d'acide borique ont également été recueillis dans le cadre d'une enquête menée en vertu de l'article 71 de la LCPE

(Canada, 2009). Les résultats de cette enquête ont permis de déterminer que plusieurs centrales électriques au charbon étaient des fabricants produisant accidentellement de trioxyde de dibore (no CAS 1303-86-2; Environnement Canada, 2009a), une substance dont on sait qu'elle se transforme en acide borique.

Un certain nombre de secteurs ont été relevés comme étant des sources accidentelles et potentielles de l'acide borique présent dans l'environnement (c'est-à-dire dans l'air, l'eau, le sol ou les sédiments) : production d'électricité à partir du charbon, extraction de minerais métalliques (dont les métaux communs, les métaux précieux et l'uranium), fusion et affinage de métaux communs et précieux, extraction du charbon, extraction et traitement des sables bitumineux, extraction de pétrole et de gaz, fabrication de pâtes et papiers et gestion des déchets et des eaux usées. On peut consulter ECCC (2021b, 2021c, 2021d, 2021e, 2021f, 2021g) pour obtenir de plus amples renseignements sur certains de ces secteurs. Les autres sources potentielles sont la fabrication de fer et d'acier, la fusion de l'aluminium et la production de ciment (Environnement Canada, 2013a). Les scénarios d'exposition détaillés entraînant les concentrations prévues de bore dans l'environnement sont examinés plus loin dans le présent rapport (section 7.3) pour les secteurs pour lesquels les rejets prévus d'acide borique sont les plus grands.

4.2.3 Utilisations

Au Canada, les principaux usages de l'acide borique et les secteurs qui l'utilisent ont été relevés à l'aide des renseignements recueillis à la suite des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE pour les années de déclaration 2008, 2011 et 2012 à 2015 (Canada 2009, 2012, 2017), des données sur l'importation de l'ASFC pour les années 2009 à 2012 (ASFC 2013), d'initiatives de collecte de données (ToxEcology Environmental Consulting Ltd. 2012, 2014; Cheminfo Services Inc., 2013a, 2013b, 2013c; EHS 2013), et d'autres activités de consultation des intervenants. Les importateurs relevés par l'ASFC ont été attribués à un secteur en fonction des renseignements publics sur l'activité principale de l'importateur ou en établissant une corrélation entre l'activité de l'entreprise et les renseignements fournis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE et à la consultation volontaire des intervenants. Les données indiquent que les principales utilisations et les secteurs concernés au Canada sont les suivants : fabrication d'isolants en cellulose et en fibre de verre, produits de nettoyage à usage industriel et domestique, produits d'autosoins (c'est-à-dire les cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments sans ordonnance), autres produits chimiques (par exemple, les adoucisseurs d'eau et les produits chimiques pour piscine), fabrication de placoplâtre, fabrication de produits de bois d'ingénierie, extraction pétrolière et gazière (par exemple, les liquides de fracturation hydraulique), agriculture (par exemple, les engrais), fabrication de pâtes et papiers et d'emballage, fabrication d'articles en caoutchouc, fabrication de produits chimiques (par exemple, les lubrifiants), applications métallurgiques (par exemple, la stabilisation des scories et les substances chimiques utilisées pour l'analyse) et traitement des surfaces (par exemple, nettoyeur et tampon en électroplacage). Pour de plus amples détails, il y a lieu de consulter ECCC (2021a). En outre, on a examiné les sites Internet publics et les fiches de données de sécurité pour y déceler les produits

disponibles aux consommateurs, notamment les matériaux d'art et d'artisanat et les jouets, les produits destinés à des projets de bricolage (dont les adhésifs et les produits d'étanchéité, d'entretien automobile, d'entretien ménager, ainsi que les peintures et revêtements), les produits ignifuges et les produits d'entretien des piscines et des spas.

Des renseignements supplémentaires sur les utilisations de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs sont présentés dans les tableaux 4-4 et 4-5 ci-dessous.

Tableau 4-4. Résumé des utilisations de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs dans les produits disponibles aux consommateurs au Canada

Catégorie de produit	Types de produit	No CAS	Noms communs
Adhésif et produit d'étanchéité	Adhésif pour le carton, colle, adhésif pour le plastique, produit d'étanchéité, ruban	10043-35-3, 11113-50-1, 1303-86-2, 1303-96-4, 1332-07-6, 4138265-88-0, 121-43-7, 109-63-7, 7637-07-2	acide borique, acide borique, trioxyde de dibore, borax borate de zinc, borate de zinc, triméthylborate, oxyde de diéthyltrifluorure de bore, trifluorure de bore
Matériel d'art et d'artisanat et jouets ^b	Colle, pâte à modeler, marqueurs, figurines obtenues après la fusion, boues et mastics	10043-35-3, 11113-50-1, 1303-86-2, 1330-43-4, 12179-04-3, 1303-96-4	acide borique, acide borique, trioxyde de dibore, tétraborate de sodium, pentahydrate de borax, borax
Entretien automobile	Antigel, mastic à carrosserie, liquide de frein, nettoyant en aérosol, liquide de refroidissement, huile de carter, dégivreur, additifs pour carburant, lubrifiants, poli pour automobile, liquide de servodirection, produit antifuite pour radiateur, scellant pour pneus	10043-35-3, 11113-50-1, 1330-43-4, 7775-19-1, 10555-76-7, 12179-04-3, 1303-96-4, 26038-87-9, 26038-90-4, 14075-53-7, 93924-91-5	acide borique, acide borique, tétraborate de sodium, borate de sodium, tétrahydrate de métaborate de sodium, pentahydrate de borax, borax MEA-borate, MIPA-borate, fluoroborate de potassium, UVCB
Matériaux de construction	Isolant en cellulose, isolant en fibre de verre, ignifuge, panneaux de gypse,	10043-35-3, 11113-50-1, 1303-96-4, 12179-04-3,	acide borique, acide borique, borax pentahydrate de borax,

Catégorie de produit	Types de produit	No CAS	Noms communs
	contreplaqué, panneaux à lamelles orientées, feuilles de placage	12767-90-7, 1332-07-6, 138265-88-0, 149749-62-2, 12007-89-5, 12229-12-8, 12280-03-4	borate de zinc, borate de zinc, borate de zinc, borate de zinc, pentaborate d'ammonium, tétrahydrate de pentaborate d'ammonium, tétrahydrate d'octaborate de disodium
Produits de nettoyage	Assainisseur d'air, poudre abrasive, nettoyant à tout usage, détachant pour tapis, nettoyant pour plancher, détergent pour lave-vaisselle, détergent à lessive et détachant prélavage, encaustique pour métaux, nettoyant à cuvette	10043-35-3, 11113-50-1, 11138-47-9, 10332-33-9, 10486-00-7, 7632-04-4, 13840-56-7, 1333-73-9, 7775-19-1, 1330-43-4, 1303-96-4, 12007-89-5, 12008-41-2, 68130-12-1, 10377-81-8	acide borique, acide borique, sel de sodium de l'acide perborique, monohydrate de perborate de sodium, tétrahydrate de perborate de sodium, perborate de sodium, orthoborate trisodique, sel de sodium de l'acide borique, borate de sodium, tétraborate de sodium, borax pentaborate d'ammonium, octaborate de disodium, MEA-borate, MEA-borate,
Entretien de la maison	Papier abrasif, produit pour déboucher les tuyaux, déglacant, agent de remplissage de trous de clou, pâte à souder contre la rouille, plâtre à reboucher, nettoyant pour bois	10043-35-4, 1303-86-2, 7775-19-1, 1303-96-4, 13814-97-6, 13826-83-0, 14075-53-7, 16872-11-0	acide borique, trioxyde de dibore, borate de sodium, borax fluoroborate d'étain, tétrafluoroborate d'ammonium, fluoroborate de potassium, acide fluoroborique
Électricité et électronique	Piles au lithium-ion, détecteurs de fumée et de monoxyde de carbone, téléviseurs	11113-50-1, 1303-86-2	acide borique, trioxyde de dibore

Catégorie de produit	Types de produit	No CAS	Noms communs
	et écrans d'ordinateur		
Produit ignifuge	Sous-couche de moquette, isolation en cellulose, nappe ouatée et textiles utilisés dans les meubles, matériaux de construction, futons et matelas, carreaux de plancher, nylon, papier et carton, plastique et caoutchouc, silicones, textiles (vêtements ignifuges, vêtements de nuit), revêtements muraux, produits du bois, fil et câble	10043-35-3, 11113-50-1, 1330-43-4, 1303-96-4, 12767-90-7, 1332-07-6, 138265-88-0, 149749-62-2, 12007-89-5, 12229-12-8, 12280-03-4	acide borique, acide borique, tétraborate de sodium, borax borate de zinc, borate de zinc, borate de zinc, borate de zinc, pentaborate d'ammonium, tétrahydrate de pentaborate d'ammonium, tétrahydrate d'octaborate de disodium
Peintures et revêtements	Peinture antirouille ou comme tampon, additif de revêtement, inhibiteur de corrosion, ignifuge	1303-86-2, 13701-59-2, 1330-43-4, 1303-96-4, 68457-13-6, 1332-07-6	trioxyde de dibore, Borate de baryum, tétraborate de sodium, borax néodéconate de bore et de cobalt, borate de zinc,
Traitement de l'eau	Produits pour le traitement au chlore ^c , l'entretien de piscine et du spa (clarificateurs et équilibreurs de pH)	10043-35-3, 11113-50-1, 12179-04-3, 1303-96-4, 68457-13-6	acide borique, acide borique, pentahydrate de borax, borax néodéconate de bore et de cobalt
Autres	Litière pour chats, verre et céramique, papier et carton	10043-35-4, 1303-86-2, 1330-43-4, 12179-04-3	acide borique, trioxyde de dibore, tétraborate de sodium, pentahydrate de borax

^a Renseignements fournis en réponse aux enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2009a, 2013a), initiatives de collecte de données (ToxEcology Environmental Consulting Ltd. 2012, 2014; Cheminfo Services Inc. 2013a, 2013b, 2013c; EHS, 2013), et recherches dans les données publiques, notamment les fiches de données de sécurité (SDS Search Tool, 2019).

^b En vertu de l'article 22 du *Règlement sur les jouets* de la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation*, un jouet ne doit pas contenir d'acide borique ou de sels d'acide borique dans la mesure du possible,

dans des conditions raisonnablement prévisibles, que l'enfant y ait accès ou, si la substance est utilisée comme matériau de rembourrage, ou pourrait être libérée en cas de bris ou de fuite (Canada, 2011). En juin 2023, Santé Canada a publié un avis d'intention de modifier le *Règlement sur les jouets* à propos de l'acide borique et des sels d'acide borique (Santé Canada [modifié, 2023b]).

^c Les algicides et les produits d'assainissement pour piscine contenant du bore (comme produit de formulation) sont réglementés en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (Canada, 2002).

Tableau 4-5. Autres utilisations de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs au Canada

Utilisation	Types de produit	No CAS	Noms communs
Additif alimentaire	S. O.	S. O.	S. O.
Additif indirect ^a	Additif présent dans les copolymères d'acétate de vinyle-éthylène et d'alcool vinylique et dans la résine de polyéthylène et d'acide méthacrylique en tant que composant des systèmes alkydes (concentration inférieure à 7,5 %) et des apprêts époxydiques (concentration inférieure à 23 %) dans les revêtements des usines de transformation d'aliments et les surfaces qui n'entrent pas en contact avec les aliments	S. O.	S. O.
Matériaux d'emballage alimentaire ^b	Composant d'adhésifs, de matériaux d'emballage des aliments en papier et en carton, ainsi que dans des agents de floculation et de rétention utilisés dans la production de papier	S. O.	S. O.

Utilisation	Types de produit	No CAS	Noms communs
Ingrédient médicinal ou non médicinal présent dans des désinfectants, des médicaments destinés aux humains ou aux animaux ^c	Ingrédient médicinal et non médicinal dans les médicaments en vente libre. Ingrédient non médicinal dans des médicaments sur ordonnance. Ingrédient non médicinal dans des produits otiques et ophtalmiques, des produits désinfectants pour verres de contact, des nettoyeurs antiseptiques pour les mains, des désinfectants domestiques et commerciaux, des écrans solaires. Ingrédient médicinal dans des médicaments vétérinaires.	10043-35-3, 1303-96-4	acide borique, borax (borate de sodium dans la BDPP [modifié, 2023])
Ingrédients médicinaux ou non médicinaux dans des produits de santé naturels ^d	Ingrédient médicinal dans les médecines homéopathique et chinoise traditionnelle, produits de santé pour les articulations, suppléments de vitamines ou de minéraux, produits de santé buccodentaire, produits pour les mycoses vaginales et suppléments pour l'entraînement. Ingrédient non médicinal dans des produits ophtalmiques et de santé buccodentaire, crèmes et onguents à usage topique.	7440-42-8, 10043-35-3, 1330-43-4, 1303-96-4, 7632-04-4, 1319-33-1, 250141-42-5, 5743-34-0	bore (ingrédients d'origine décrits dans la BDIPSN comprennent le borax, l'acide borique, l'aspartate de bore, le citrate de bore, la levure enrichie de bore, le glycinate de bore, le chélate de protéines animales hydrolysées et de bore, le chélate de protéines végétales hydrolysées et de bore, le borate de calcium, le borogluconate de calcium, le fructoborate de calcium, l'eau de mer intérieure dessalée

Utilisation	Types de produit	No CAS	Noms communs
			concentrée, la lignite, le borate de magnésium, le concentré minéral océanique, l'eau de mer, le borate de sodium et l'eau), acide borique, ^e tétraborate de sodium (appelé borate de sodium dans la BDIPSN), ^e borax, ^e perborate de sodium, ^f ulexite, fructoborate de calcium
Présence signalée dans des cosmétiques visés par le <i>Règlement sur les cosmétiques</i> ^g .	Produits de bain, produits de soins capillaires et de coloration capillaire, lotions et hydratants, maquillage, huile de massage, produits pour ongles, produits de soin buccodentaire, produits de soins de la peau, savons et nettoyants	10043-35-3, 11113-50-1, 1303-86-2, 11138-47-9, 7632-04-4, 7775-19-1, 1330-43-4, 12179-04-3, 1303-96-4, 1332-07-6, 68130-12-1, 10377-81-8, 26038-90-4, 68003-13-4, 7637-07-2, 109-63-7, 16940-66-2	acide borique, acide borique, trioxyde de dibore, sel de sodium de l'acide perborique, perborate de sodium, borate de sodium, tétraborate de sodium, pentahydrate de borax, borax, borate de zinc, MEA-borate, MEA-borate, MIPA-borate, MIPA-borate, trifluorure de bore, étherate de trifluorure de bore, borohydrure de sodium citrate de bore
Inclus dans la liste des ingrédients dont l'usage est interdit ou restreint dans les cosmétiques en ce qui concerne	Cosmétiques	10043-35-3, 11113-50-1, 7775-19-1, 1330-43-4, 1303-96-4, 1332-07-6, 10377-81-8, 68130-12-1,	acide borique, acide borique, borate de sodium, tétraborate de sodium, borax borate de zinc, MEA-borate, MEA-borate,

Utilisation	Types de produit	No CAS	Noms communs
l'acide borique et ses sels ^h		26038-90-4, 68003-13-4, 7632-04-4, 1303-86-2, 11138-47-9, 12179-04-3	MIPA-borate, MIPA-borate, perborate de sodium, trioxyde de dibore, acide perborique, sel de sodium tétraborate de sodium pentahydraté
Ingrédient actif présent dans des produits antiparasitaires homologués ⁱ	Insecticide et fongicide pour les structures à l'intérieur, à l'extérieur des habitations, les points d'appât scellés, agent de préservation du bois et d'autres matériaux	10043-35-3, 12179-04-3, 1303-96-4, 12447-61-9, 12280-03-4, 2665-13-6, 14697-50-8	acide borique, pentahydrate de borax, borax borate de zinc, tétrahydrate d'octaborate de disodium; biborate de tributylèneglycol, biborate d'hexylèneglycol
Produit de formulation présent dans des produits antiparasitaires homologués ^l .	Composant d'algicides et de produits d'assainissement de piscine	7440-42-8, 10043-35-3, 11113-50-1, 1330-43-4, 12179-04-3, 1303-96-4	bore, acide borique, acide borique, tétraborate de sodium, pentahydrate de borax, borax
Engrais ^k	Oligoéléments de végétaux	10043-35-3, 11113-50-1, 1330-43-4, 12045-88-4, 12179-04-3, 1303-96-4, 12280-03-4, 1319-33-1, 10377-81-8	acide borique, acide borique, tétraborate de sodium, pentahydrate de borax, pentahydrate de borax, borax tétrahydrate d'octaborate de disodium; ulexite, MEA-borate, borate de calcium

Abréviations : S. O. = sans objet; BDIPSN = base de données sur les ingrédients de produits de santé naturels;

^a Bien qu'ils ne soient pas définis dans la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD), les additifs indirects peuvent être considérés, à des fins administratives, comme des substances utilisées dans les usines de transformation des aliments (par exemple, dans les nettoyants et les désinfectants) et susceptibles de devenir des résidus adventices dans les aliments. Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 2022; source non citée.

^b Communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de la gestion du risque de Santé Canada, 2013; source non citée.

^c Base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP) [modifié, 2023]. Communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances

existantes de Santé Canada, 14 février 2020; source non citée. En vertu du *Règlement sur les aliments et drogues* (partie C, Drogues, paragraphe C.01.028(1)b), un médicament contenant de l'acide borique ou du borate de sodium comme ingrédient médicinal doit comporter une mise en garde indiquant qu'il ne doit pas être administrée à un enfant de moins de 3 ans (Canada 1978).

^d Communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, 5 février 2020; source non citée. Base de données sur les produits de santé naturels homologués (BDPSNH [modifiée en 2023]) et base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN [modifié, 2023]). Les matières premières des suppléments de vitamines et de minéraux et les produits de santé pour les articulations sont décrits dans les monographies de produit des suppléments susmentionnés (Santé Canada, 2018a, 2023c) et des produits de santé pour les articulations à plusieurs ingrédients (Santé Canada, 2019, 2022b).

^e Lorsqu'il est constitutif d'un produit de santé naturel à usage topique, l'ingrédient doit être utilisé conformément aux restrictions établies sur la Liste critique, à moins que des preuves supplémentaires de l'innocuité ne soient présentées. La liste critique de cet ingrédient sous « Restrictions » comprend 1) l'énoncé du risque « Ne pas utiliser sur la peau écorchée ou éraflée » (exigé sur le formulaire et l'étiquette de la DLMM [Demande de licence de mise en marché]), 2) une sous-population d'« enfants de plus de 3 ans » et 3) une concentration maximale de 5 %. (BDIPSN [modifié, 2023]).

^f Le fait que cet ingrédient fasse l'objet d'un usage restreint et figure dans la Liste des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques (la Liste critique des ingrédients de cosmétiques) indique qu'il peut y avoir des problèmes d'innocuité. Cet ingrédient doit être utilisé conformément aux restrictions énoncées sur la Liste critique lorsqu'il est constitutif d'un produit de santé naturel, à moins que des preuves supplémentaires de l'innocuité ne soient présentées (BDIPSN [modifié, 2023]).

^g Communication personnelle, courriel envoyé par la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 14 février 2020; source non citée

^h Figure sur la liste des ingrédients de cosmétiques (souvent désignée Liste critique des ingrédients de cosmétiques ou Liste critique tout simplement), qui est un outil administratif que Santé Canada utilise pour informer les fabricants et d'autres personnes que des produits contenant certaines substances probablement non classées comme cosmétiques en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*, et de plus, que certaines substances présentes dans un cosmétique à une certaine concentration, peuvent enfreindre l'interdiction générale stipulée à l'article 16 de cette loi ou peuvent contrevenir à une ou plusieurs des dispositions du *Règlement sur les cosmétiques* (Santé Canada [modifié, 2022a]). Lorsque l'acide borique est utilisé comme régulateur de pH, la concentration maximale autorisée est de 0,1 %. Dans d'autres cosmétiques, la concentration maximale permise est de 5 % pour l'acide borique et ses sels, et des énoncés de mises en garde « Ne pas utiliser sur la peau écorchée ou éraflée, ne pas utiliser chez des enfants de moins de 3 ans » sont nécessaires. D'autres précurseurs de l'acide borique figurent dans d'autres entrées de la Liste critique : le borate de phénylmercure est interdit dans les cosmétiques et le perborate de sodium, un composé qui produit des peroxydes, est également assujéti à l'exigence de présentation de données et à l'ajout d'une mise en garde sur l'étiquette à propos des composés qui produisent des peroxydes lorsqu'ils sont utilisés dans des produits administrés par voie orale.

ⁱ Santé Canada, 2012, 2016

^j Santé Canada, 2017a.

^k Le bore est reconnu comme un oligoélément de végétaux dans le *Règlement sur les engrais* (Canada, 2020). Il existe environ 100 oligoéléments contenant du bore au Canada (ACIA [modifié, 2023a]).

5. Rejets dans l'environnement

5.1 Rejets dans l'atmosphère

On prévoit qu'à des températures suffisamment élevées, il y aura une co-évaporation de l'acide borique des eaux résiduelles de procédés industriels et que celle-ci dépend de la quantité de bore dans ces eaux (Parks et Edwards, 2005). Les sources anthropiques de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs présents dans l'air sont la combustion de combustibles fossiles (en particulier le charbon), la fabrication de verre et de fibre de verre et certains procédés miniers et métallurgiques (Temple et al. 1978; Eriksson et al. 1981; van Limpt, 2007; Sakata et al. 2010; Environnement Canada 2013b; Goodarzi, 2013). Les émissions atmosphériques d'acide borique sont

généralement constituées de trioxyde de dibore, d'acide métaborique ou d'halogénures de bore sous forme gazeuse et particulaire qui se transforment en acide borique (Park et Schlesinger, 2002; van Limpt, 2007; Environnement Canada (2009 a). Les matières particulaires soufflées par le vent et provenant des résidus miniers secs (issus de l'extraction et du traitement du charbon ou des sables bitumineux) ou des tas de cendres produits par la combustion du charbon peuvent également être une source potentielle d'acide borique dans l'air (ECCC 2021b, 2021e, 2021f).

5.2 Rejets dans l'eau et les sédiments

Les rejets d'acide borique dans l'eau proviennent notamment des centrales électriques alimentées au charbon (bassins de cendre et effluents de centrale électrique), de l'extraction et du traitement des sables bitumineux (infiltration depuis les bassins de résidus miniers et écoulement dans les eaux de surface), de l'exploitation minière (écoulement vers les eaux de surface et infiltration provenant des bassins de résidus miniers), de l'extraction de pétrole et de gaz (fuites et déversements), des usines de pâtes et papiers (effluent et lixiviat des sites d'enfouissement), des systèmes de traitement des eaux usées⁵ (effluent) et des sites d'enfouissement (lixiviat), des mines de métaux et des fonderies de métaux communs (effluents), du lessivage des terres cultivées vers les eaux de surface, du traitement des surfaces (effluent), de la fabrication de produits de caoutchouc (effluent), et de la fabrication de produits de construction (par exemple, effluent provenant des installations de fabrication de placoplâtre, d'isolants en fibre de verre et de produits du bois) (ECCC 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e, 2021f, 2021g, 2021h).

5.3 Rejets dans le sol

Les dépôts secs et humides d'acide borique de l'air tirant leur origine des émissions atmosphériques d'origine anthropique et l'application de biosolides sont des sources potentielles d'acide borique dans le sol.

6. Devenir et comportement dans l'environnement

6.1 Répartition dans l'environnement

6.1.1 Air

⁵ Dans la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, le terme « système de traitement des eaux usées » désigne un système qui collecte les eaux usées domestiques, commerciales ou institutionnelles et éventuellement les eaux usées industrielles (après rejet à l'égout), généralement pour les traiter et les rejeter par la suite dans l'environnement. Sauf indication contraire, le terme « système de traitement des eaux usées » ne fait pas de distinction entre la propriété ou le type d'exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, partenariats). Les systèmes situés dans les exploitations industrielles et spécifiquement conçus pour traiter les effluents industriels seront désignés par les termes « systèmes de traitement des eaux usées sur place » ou « systèmes industriels de traitement des eaux usées ».

En raison de sa pression de vapeur négligeable, l'acide borique devrait être rejeté dans l'air principalement sous forme particulaire. Cependant, à l'aide d'une technique d'échantillonnage par filtre imprégné, Fogg et Duce (1985) ont estimé que le bore gazeux pouvait représenter jusqu'à 95 % du bore total mesuré dans l'air et ont émis l'hypothèse que la forme chimique dominante était l'acide borique. Des temps de séjour de 19 à 36 jours pour l'acide borique gazeux et de 2 à 6 jours pour l'acide borique particulaire, respectivement, ont été calculés. Une deuxième étude réalisée par Anderson et al. (1994) faisant appel à un protocole d'échantillonnage semblable a aussi révélé des pourcentages plus élevés d'acide borique gazeux dans l'atmosphère que d'acide borique particulaire. Les 2 techniques d'échantillonnage consistaient à utiliser des filtres de cellulose imprégnés d'hydroxyde de potassium pour capturer les particules plus petites, les agrégats de molécules et les gaz désignés collectivement « acide borique gazeux ». Étant donné que la taille des particules en suspension dans l'atmosphère varie d'environ 0,002 à 100 microns (μm) (Baird, 1999), ces études peuvent avoir surestimé le pourcentage d'acide borique gazeux par rapport au pourcentage d'acide borique adsorbé sur les particules en suspension ou dissous au cours des phases de condensation atmosphérique. Les mesures des gaz de combustion, qui ont été prises à l'aide d'un procédé de combustion du charbon à grande échelle doté de systèmes sélectifs de réduction catalytique, de précipitation électrostatique et de désulfuration des gaz de combustion, ont montré que les concentrations de bore dans la phase vapeur étaient comparables (c'est-à-dire à l'intérieur d'un ordre de grandeur) à celles des phases particulaires avant que ces gaz atteignent les systèmes antipollution (Cheng et al. 2009). On s'attend à ce que l'acide borique en phase gazeuse et l'acide borique sous forme particulaire émis dans l'atmosphère se déplacent sur une certaine distance, puis il sera éliminé de l'atmosphère et formera des dépôts humides (pluie et neige) et secs dans le milieu terrestre ou aquatique (Fogg et Duce, 1985; Anderson et al. 1994; Kot, 2009; Zhao et Liu, 2010).

6.1.2 Eau et sédiments

S'il est rejeté dans l'eau, l'acide borique devrait en majeure partie demeurer dans la colonne d'eau, où il est considéré comme très mobile en raison de sa grande solubilité dans l'eau (47,2 à 63,5 g/L) (voir la section 3). À des concentrations pertinentes sur le plan environnemental et physiologique, l'acide borique $[\text{B}(\text{OH})_3]$ forme un équilibre dépendant du pH avec les anions de borate $[\text{B}(\text{OH})_4^-]$ (CCME, 2009). À un pH acide, l'acide borique non dissocié est l'espèce prédominante, tandis qu'à un pH alcalin (c'est-à-dire au-dessus du pK_a de 9,0), l'anion borate est prédominant (Howe, 1998; Parks et Edwards, 2005). Les 2 espèces sont très solubles et stables parce qu'elles ne subissent pas de réactions d'oxydoréduction ni de biotransformation (Kot, 2009). Dans les eaux naturelles (pH de 6 à 8), des polyborates et d'autres complexes mineurs avec des métaux de transition et du fluorure peuvent également exister (Basset, 1980, cité dans Kot, 2009). La formation de complexes d'acide borique avec des cations importants pour l'environnement (c'est-à-dire Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} , et Mg^{2+}) est généralement considérée comme insignifiante (Parks et Edwards, 2005). L'acide borique et les ions borate peuvent former des complexes avec de la matière organique (Power and

Woods, 1997; Chauveheid et Denis, 2004; Parks et Edwards, 2005) et on a observé qu'ils s'adsorbaient faiblement à la matière organique dissoute dans les eaux usées et aux argiles (Banerji, 1969; Gu et Lowe, 1990, cité dans Keren et Communar, 2009; Parks et Edwards, 2005). On a émis l'hypothèse que l'adsorption sur les solides en suspension explique les concentrations élevées de bore observées dans l'eau interstitielle des sédiments des lacs de la Caroline du Nord qui reçoivent continuellement des effluents contenant des résidus de combustion de charbon (Ruhl et al. 2009). Cependant, on a confirmé une sorption limitée aux boues dans plusieurs systèmes de traitement des eaux usées au Canada (par exemple, taux d'élimination médian de 2,2 %) (ECCC, 2019). Cela indique que la sorption des solides en suspension dans une solution peut se produire, mais l'élimination de l'acide borique de la solution est généralement faible. La sorption à l'argile et la co-précipitation du bore par sorption sur les composés de fer ferrique dans les sédiments ont été observées (Butterwick et al. 1989; Hart et al. 2005; cité dans Kot, 2009). Cependant, une faible valeur du coefficient de partage sédiments-eau (K_{sdw}) ($\log K_{sdw} = 0,29$) (Gerke, 2011a) et une faible tendance à former des complexes avec des cations fréquents dans le milieu laissent croire que l'acide borique aura généralement tendance à rester dans la colonne d'eau. Par conséquent, les sédiments ne devraient pas constituer un puits important pour l'acide borique dans les écosystèmes d'eau douce. L'acide borique dans les sédiments peut également retourner dans la colonne d'eau en plus d'être potentiellement remis en suspension par bioturbation, dragage, mélange à la suite de bouleversements ou par les inondations saisonnières. Par exemple, on a émis l'hypothèse que les faibles concentrations de bore dans les sédiments d'une rivière en Italie où des concentrations élevées de bore ont été observées dans la colonne d'eau (c'est-à-dire 1,1 mg B/L) seraient attribuables au lessivage du bore adsorbé sur les minéraux du sol (Bonanno, 2011).

6.1.3 Sol

Le bore est présent dans les sols sous 4 grandes formes : soluble dans l'eau, adsorbé, lié à la matière organique et fixé dans l'argile et les réseaux de minéraux (Gupta, 1993). Le bore lié et fixé dans l'argile et les minéraux (par exemple, la tourmaline) est insoluble et non disponible. Le bore adsorbé ou lié à la matière organique est également insoluble, mais il peut être libéré sous forme d'acide borique par désorption et dégradation des matières organiques (Gupta, 1993). Les mesures du bore dans le sol diffèrent selon qu'il s'agit de bore total ou de bore soluble dans l'eau chaude (Gupta, 1993). La concentration en bore total d'un sol particulier n'est pas un indicateur fiable du bore disponible (Sah et Brown, 1997), et la méthode la plus courante pour extraire le bore disponible (sous forme d'acide borique) est l'eau chaude ou l'extraction d'un sol saturé d'eau (Gupta, 1993). En général, moins de 5 % de la concentration de fond totale de bore dans les sols est sous une forme biodisponible pour les plantes (Gupta, 1993), lesquelles absorbent le bore sous forme de molécules d'acide borique (Gupta et al. 1985).

L'acide borique est très mobile dans le sol, ce qui concorde avec son faible coefficient de partage sol-eau ($\log K_{sw} = -1,06$ à $2,2$) (Singh, 1971; Elrashidi et O'Connor, 1982;

Buchter et al. 1989; Sauvé et al. 2000; Janik et al. 2010, tel que cité dans Borax Europe 2012; Majidi et al. 2010; Equilibrium Environmental Inc., 2012) et on s'attend à ce qu'il suive l'écoulement de l'eau (Kot, 2009). L'acide borique ne subit pas de réactions d'oxydoréduction dans les sols ni ne se volatilise à partir du sol. Par conséquent, sa concentration dans la solution de sol est principalement régulée par les réactions d'adsorption (Goldberg, 1997). Les principaux facteurs qui influent sur l'adsorption de l'acide borique dans les sols et sa biodisponibilité sont l'humidité du sol, le pH de la solution de sol, la texture du sol (grossière ou fine), les matières constitutives du sol (matière organique, argile et hydroxydes métalliques) et la température (Goldberg, 1997). L'adsorption du bore atteint un maximum à un pH de 9, ce qui coïncide avec une augmentation de la concentration des anions boratés, qui ont plus d'affinité avec l'argile que l'acide borique (Keren et Bingham, 1985). L'adsorption sur les hydroxydes métalliques (par exemple, les oxydes d'aluminium et de fer), les minéraux de l'argile et la matière organique) se produit généralement par échange de ligands, comme l'a résumé Goldberg (1997). Des précipités de mg-borates ont été constatés dans des échantillons de sol provenant de sites associés à des concentrations élevées de bore (Paliewicz et al. 2015). Par conséquent, la biodisponibilité de l'acide borique dans le sol diminue généralement à mesure que la proportion de ces composants du sol augmente. Bien que de multiples études montrent des signes de sorption du bore (probablement de l'acide borique) dans le sol, Mertens et al. (2011) ont récemment observé que la concentration d'acide borique dans les solutions de sol amendé avec de l'acide borique ne diminuait pas avec le vieillissement sur une période de 5 mois, ce qui indique que l'acide borique ajouté n'est pas lié rapidement et qu'il est très mobile. En raison de son incorporation dans les structures de silicate ou la biomasse, il a été déterminé que le bore naturellement présent dans le sol est beaucoup moins soluble et donc beaucoup moins biodisponible que l'acide borique ajouté au sol (Mertens et al. 2011).

6.2 Persistance dans l'environnement

Un ion métalloïde comme l'acide borique est considéré comme infiniment persistant parce qu'il ne peut se dégrader davantage, mais il peut se transformer en différentes espèces chimiques ou se répartir entre différentes phases d'un milieu naturel. Autrement dit, le bore est présent dans l'environnement indéfiniment, généralement sous forme d'acide borique ou d'anion borate. La biodégradation et la photodégradation ne s'appliquent pas à l'acide borique ou à d'autres substances inorganiques contenant du bore.

6.3 Potentiel de bioaccumulation

La bioaccumulation des métalloïdes est potentiellement préoccupante, car derniers peuvent atteindre des concentrations corporelles internes qui nuisent aux organismes qui accumulent ces substances dans leurs tissus ou aux prédateurs qui consomment ces organismes. L'accumulation des métalloïdes dépend de leur absorption, laquelle

dépend des formes des métalloïdes qui sont biodisponibles et des réactions d'élimination de ces derniers dans les organismes. L'acide borique est considéré comme hautement biodisponible dans l'environnement en raison de sa grande solubilité dans l'eau et de son comportement relativement inerte (par exemple, l'absence de réactions d'oxydoréduction).

6.3.1 Eau et sédiments

En général, l'acide borique n'est pas considéré comme bioaccumulable dans la plupart des organismes aquatiques, surtout chez les invertébrés et les poissons, mais on a noté une bioaccumulation dans certaines plantes aquatiques et algues.

Des facteurs de bioconcentration (FBC) variant de 23 à 766 L/kg p.s. (De poids sec) (moyenne géométrique de 75 L/kg p.s.) ont été mesurés chez des algues filamenteuses du cours inférieur de la rivière San Joaquin et de certains de ses affluents (Saiki et al. 1993). Dans le cadre de l'étude de l'assainissement des eaux polluées par le bore à l'aide de la lenticule bossue (*Lemna gibba*), Del-Campo Marin et Oron (2007) ont également déclaré des FBC modérément élevés de 1 100 à 2 400 L/kg p.s. à des concentrations de bore de 0,3 à 1 mg/L dans l'eau. Des facteurs de bioconcentration (FBC) inférieurs à 500 L/kg de poids sec et inférieurs à 300 L/kg p.s. ont été calculés chez des lenticules exposées à des concentrations de bore plus élevées (par exemple, de 1,0 à 2,5 mg/L et supérieures à 5 mg/L) (Del-Campo Marin et Oron, 2007). Toutefois, la bioaccumulation de l'acide borique dans les algues pourrait être propre à l'espèce, car des résultats semblables n'ont pas été reproduits dans des études menées avec une autre espèce de lenticule (*Spirodella polyrrhiza*) ou avec l'algue *Chlorella pyrenoidosa* (Fernandez et al. 1984; Davis et al. 2002).

La bioaccumulation de l'acide borique chez les invertébrés et les poissons est faible. Chez les invertébrés, Saiki et al. (1993) ont observé des facteurs de bioaccumulation (FBA) de 7 à 60 L/kg p.s. chez les chironomides, et de 8 à 60 L/kg p.s. chez les amphipodes et de 6 à 38 L/kg p.s. chez les écrevisses. Thompson et al. ont également constaté peu ou pas de bioaccumulation chez les huîtres creuses du Pacifique. (1976). Les concentrations moyennes de bore dans certains cours d'eau et dans le biote en Turquie variaient de 8,6 à 16,7 mg/L dans l'eau et de 1,98 à 2,84 mg/kg chez les invertébrés, ce qui a donné des FBA de 0,085 à 0,15 L/kg p.s. (Arslan, 2013). De faibles FBA variant de 0,176 à 8,7 L/kg p.s. ont également été notés pour les invertébrés aquatiques dans un cours d'eau en Turquie où les organismes ont été exposés à des concentrations élevées de bore dans les eaux de surface (de 1,61 à 3,45 mg B/L) et les sédiments (de 15,7 à 32,3 mg B/kg) (Emiroglu et al. 2010). Il n'y a pas de bioaccumulation d'acide borique chez le poisson, comme l'indiquent les FBA inférieurs à 0,1 L/kg p.s. chez le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Hamilton et Wiedmeyer, 1990) et le FBC de 0,3 L/kg p.s. chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le crapet vert (*Lepomis cyanellus*) (Suloway et al. 1983). Des FBA légèrement plus élevés ont été observés pour le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) (51,5 L/kg p.s.), le grand brochet (*Esox Lucius*) (63 L/kg p.s.), le cisco de lac (*Coregonus artedii*) (64 L/kg p.s.), le touladi (*Salvelinus namaycush*) (75 L/kg p.s.) et

le meunier noir (*Catostomus commersonii*) (198 L/kg p.s.) (Tsui et McCart, 1981). Les FBA calculés pour les poissons provenant de cours d'eau où les concentrations de bore variaient de 8,6 à 16,7 mg/L se situaient entre 0,57 et 0,92 L/kg p.s. dans les muscles, le foie et les branchies du cyprin de la mer (*Squalius Cii*) (Arslan, 2013). Emiroglu et al. ont également constaté un faible potentiel de bioaccumulation chez les poissons (2010), avec un FBA pour le chevaine (*Leuciscus cephalus*), calculé à l'aide de concentrations mesurées dans les muscles, le foie, les branchies et la tête, allant de 0,78 à 41 L/kg p.s. De plus, de faibles FBA ont été rapportés pour le gambusie (4 L/kg p.s.), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (2 L/kg p.s.) et l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) (0,7 L/kg p.s.) (Saiki et al. 1993).

Les études réalisées par Saiki et al. (1993) and Emiroglu et al. (2010) montrent clairement que l'acide borique ne subit pas de bioamplification dans l'environnement, car la concentration de bore mesurée dans les organismes diminue avec un niveau trophique croissant.

6.3.2 Sol

En général, moins de 5 % de la concentration de fond de bore total dans les sols est biodisponible (soluble dans l'eau chaude) aux plantes (Gupta, 1993). Le bore biodisponible est absorbé par les racines sous forme d'acide borique non dissocié (Mengel et Kirkby, 1982; Marschner, 1995; Hu et Brown, 1997). Les dicotylédones (par exemple, les légumineuses) ont généralement besoin de 4 à 7 fois plus de bore (20 à 70 mg/kg) que les monocotylédones (*Graminae*) (5 à 10 mg/kg) (Bergmann, 1988, cité dans Marschner, 1995; Bergmann et al. 1995; Marschner, 1995). Selon Kabata-Pendias (2011), la concentration moyenne de bore est de 0,7 à 4,3 mg/kg dans les grains, de 5 à 7,4 mg/kg dans les graminées et de 14 à 40 mg/kg dans le trèfle. Shacklette et al. (1978) ont montré que les arbres et les arbustes (contenant habituellement de 50 à 500 mg de bore/kg) contiennent généralement de 2 à 10 fois plus de bore que les légumes.

L'acide borique peut se bioaccumuler dans certaines plantes terrestres. Dos Santos et al. (2010) ont déclaré que les concentrations de bore dans les pousses de kenaf (*Hybiscus canabinnus*), de moutarde (*Brassica juncea*), de navet (*Raphanus sativus*) et d'amarante (*Amaranthus crenatus*) variaient de 63 à 93 mg/kg, tandis que les concentrations de bore soluble et total dans le sol étaient respectivement de 3,8 mg/kg et de 6,4 mg/kg. Par conséquent, le potentiel de bioaccumulation de ces espèces est faible. À des concentrations de bore de 5 mg/L dans l'eau d'irrigation, les concentrations moyennes de bore dans les pousses de blé (*Triticum aestivum*), de tomate (*Solanum lycopersicum*) et de betterave (*Beta vulgaris*) étaient plus élevées, variant de 701 à 1110 mg/kg (Ayars et al. 1990, cité dans Nable et al. 1997; Ayars et al. 1993). Par conséquent, pour certaines plantes, la bioaccumulation d'acide borique peut être élevée, ce qui concorde avec le fait que le bore est un nutriment essentiel pour les plantes (voir la section 7.1).

7. Risque d'effets nocifs sur l'environnement

7.1 Caractère essentiel

Le caractère essentiel du bore a été démontré chez la plupart des végétaux et chez certains animaux (ATSDR, 2010; US EPA (2015 a). Le bore, principalement absorbé sous forme d'acide borique, est un oligoélément essentiel à la croissance et au développement des plantes ainsi qu'à la qualité des graines (Pilbeam et Kirkby, 1983; Marschner, 1995; Hu et Brown, 1997; Brown et al. 1999; Dordas et al. 2007). Il semble que le bore soit impliqué dans la structure des parois cellulaires (Hu et Brown, 1994; Brown et al. 2002), l'intégrité de la membrane cellulaire (Schon et Blevins, 1990; Marschner, 1995), le métabolisme du glucose (Marschner, 1995), la liaison des membranes biologiques, la conversion du glucose-L-phosphate en amidon et le métabolisme des acides nucléiques (Cakmak et Römheld, 1997). Le bore joue également un rôle dans la fixation de l'azote (Bolaños et al. 1996; Bellaloui et al. 2009), la métabolisation du phénol (Marschner, 1995; Bellaloui et al. 2012a, 2012b), l'absorption des ions (Goldbach, 1985; Marschner, 1995), et la fonction de l'ATPase-H⁺ de la membrane plasmique (Schon et Blevins, 1990; Camacho-Cristóbal et González-Fontes, 2007; Camacho-Cristóbal et al. 2008).

Le bore est un oligoélément essentiel au développement et à la reproduction du dactylère du Cap (*Xenopus laevis*) (Fort et al. 1998, 2002). On a pu observer un développement anormal des intestins, de la région craniofaciale et des yeux, des œdèmes viscéraux, une déformation de la musculature de la queue et une augmentation de la proportion d'œufs nécrosés et d'embryons moins viables chez les grenouilles auxquelles on a administré un régime alimentaire à faible teneur en bore par rapport aux grenouilles qui ont reçu un régime alimentaire enrichi d'acide borique (Fort et al. 1998, 2002). Les essais effectués avec de l'eau ayant une faible teneur de bore et de l'eau enrichie en acide borique révèlent que le bore est essentiel au développement des embryons du poisson-zèbre (*Danio rerio*), et qu'il stimule la croissance des truites arc-en-ciel à l'état embryonnaire (*Oncorhynchus mykiss*) grâce à sa capacité à se lier aux *cis*-diols, tels que le ribose (Eckhert, 1998; Rowe et Eckhert 1999). Les seuils du caractère essentiel du bore pour la truite arc-en-ciel et le poisson-zèbre ont été établis à environ 0,1 mg B/L et 0,002 mg B/L, respectivement (Rowe et al. 1998).

7.2 Évaluation des effets sur l'environnement

L'acide borique est généralement mesuré sous forme de bore (B) dans la matrice, que ce soit en laboratoire ou celle d'un milieu. Par conséquent, les résultats des essais d'écotoxicité de l'acide borique dans la présente évaluation écologique sont présentés sous forme de concentration en équivalent du bore, en mg B/L ou en mg B/kg.

7.2.1 Effets sur les organismes aquatiques

Il existe de nombreuses études empiriques sur la toxicité aiguë et chronique de l'acide borique pour les organismes aquatiques, tels que les micro-organismes (ciliés), les algues, les invertébrés, les poissons, les plantes et les amphibiens (Environnement Canada, 2014a). Dans la présente évaluation écologique, les données sur la toxicité chronique sont très pertinentes et ont une plus grande importance comme élément de preuve que les données sur la toxicité aiguë, car elles constituent un indicateur plus sensible des effets nocifs potentiels sur les organismes aquatiques d'une exposition à long terme. Étant donné la persistance de l'acide borique, les expositions à long terme sont particulièrement pertinentes.

Nous avons recensé des études de toxicité aiguë réalisées chez 35 espèces : 2 espèces d'algues, une espèce de plante aquatique, 15 espèces d'invertébrés, 15 espèces de poissons et 2 espèces d'amphibiens (Environnement Canada, 2014a). Les paramètres de toxicité aiguë allaient d'une concentration sans effet observé (CSEO) de 3 jours (tératogénèse à l'éclosion) de 0,109 mg B/L pour les embryons de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) à une concentration létale sur 96 heures (CL₅₀) de 979 mg B/L pour le gambusie (*Gambusia affinis*) et une CL₅₀ sur 48 heures de 1 376 mg B/L pour les moucheron (*Chironomus decorus*) (Birge et Black, 1977; Maier et Knight, 1991; Black et al. 1993). Les données tirées de ces études ne sont pas incluses ni analysées en profondeur dans la présente évaluation, car elles ne sont pas utilisées pour calculer une concentration estimée sans effet (CESE).

Nous avons recensé des études de toxicité chronique menées chez 40 espèces, dont 5 espèces d'algues, 8 espèces de plantes, 8 espèces d'invertébrés, 7 espèces de poissons, 7 espèces d'amphibiens, 2 espèces de zooplancton, une espèce de cyanobactérie, une espèce de protozoaire et une espèce de bactérie (Environnement Canada, 2014a). Les valeurs des paramètres de toxicité chronique variaient d'une concentration minimale avec effet observé (CMEO) de 0,1 mg/L sur 32 jours (survie et tératogénèse) pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) aux stades embryon-larvaire dans une eau reconstituée en laboratoire à une CL₅₀ sur 32 jours de 138 mg/L pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Birge et Black, 1977; Black et al. 1993). Une CSEO chronique plus faible sur 28 jours (survie et tératogénèse) de 0,001 mg B/L pour les stades embryonnaire et larvaire de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) n'est généralement pas jugée fiable (EURAR, 2007). En effet, ce résultat est de plusieurs ordres de grandeur inférieur à d'autres valeurs de toxicité, et les effets observés chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) pourraient avoir été causés par une carence en bore (c'est-à-dire une concentration inférieure au seuil du caractère essentiel, soit 0,1 mg B/L proposé par Rowe et al. 1998).

L'importance des caractéristiques de la qualité de l'eau et des facteurs modifiant la toxicité dans les études sur la toxicité de l'acide borique pour les organismes aquatiques n'est pas bien connue. Toutefois, on croit que cette toxicité est généralement moins importante que celle d'autres métalloïdes ou métaux (par exemple, le cuivre) (Black et al. 1993; Dethloff et al. 2009). Les essais de toxicité réalisés chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) en eau naturelle ont révélé des seuils de toxicité plus élevés (jusqu'à 180 fois plus élevés) que ceux observés en eau

reconstituée (Black et al. 1993), ce qui indique qu'il se peut que la composition de l'eau naturelle réduise la toxicité du bore pour les poissons et peut-être pour d'autres organismes aquatiques. En général, la toxicité du bore (ajouté sous forme d'acide borique) pour les organismes aquatiques en laboratoire n'est pas significativement modifiée par la dureté de l'eau (Birge et Black, 1977; Hamilton et Buhl, 1990; Maier et Knight, 1991; Dethloff et al. 2009; Soucek et al. 2011). Cependant, un effet protecteur des eaux très dures (plus de 500 mg/L de carbonate de calcium [CaCO_3]) a été observé dans certains essais de toxicité aiguë menés avec des invertébrés comme *Daphnia magna* et *Hyaella azteca* (MELP, 1996, cité dans Moss et Nagpal, 2003) ou *Ceriodaphnia dubia*. (Dethloff et al. 2009). De même, une augmentation des concentrations de sodium, de chlorure ou de sulfate n'a pas non plus d'effet significatif sur la toxicité du bore (ajouté sous forme d'acide borique) pour les organismes aquatiques (Maier et Knight, 1991; Dethloff et al. 2009), bien que des effets protecteurs du chlorure aient été constatés chez *Hyaella azteca* (Soucek et al. 2011). On a émis l'hypothèse que la complexation de l'acide borique et des borates avec des composés organiques (par exemple, les acides α -hydroxy carboxyliques) et l'adsorption sur la matière particulaire seraient des facteurs modifiant potentiellement la toxicité du bore pour les organismes aquatiques (Black et al. 1993). Il a été démontré que le carbone organique dissous (COD) de plus de 2 mg/L réduit la toxicité du bore à court terme pour *Ceriodaphnia dubia* (Dethloff et al. 2009).

En 2009, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a publié des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQE) : protection de la vie aquatique concernant la toxicité aiguë et chronique du bore (CCME, 2009), lesquelles découlent du recours à un protocole du CCME (CCME, 2007). Les RCQE (toxicité à long terme) ont été élaborées au moyen d'une approche fondée sur la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (figure 7-1). Un total de 28 points de données provenant de poissons, d'invertébrés, de plantes, d'algues et d'amphibiens, obtenus à l'aide de l'acide borique ou de composés équivalents à l'acide borique, ont servi à définir les RCQE à long terme (CCME, 2009). La RCQE (toxicité à long terme) de 1,5 mg/L pour le bore (c'est-à-dire la concentration dangereuse pour 5 % des espèces [CD_5], correspondant au cinquième centile de la DSE) protégeant les organismes d'eau douce a été choisie comme CESE pour les organismes d'eau douce dans la présente évaluation des effets sur l'environnement. Cette CESE est équivalente ou plus protectrice que les valeurs récentes de CD_5 de 1,7 mg B/L et de 3,8 mg B/L, calculées selon une DSE tirée de données sur la toxicité chronique pour les organismes aquatiques (EURAR, 2007; Borax Europe 2012). Des facteurs d'évaluation (FE) ont été appliqués à ces valeurs lors du calcul de la CESE (EURAR, 2007; Borax Europe 2012).

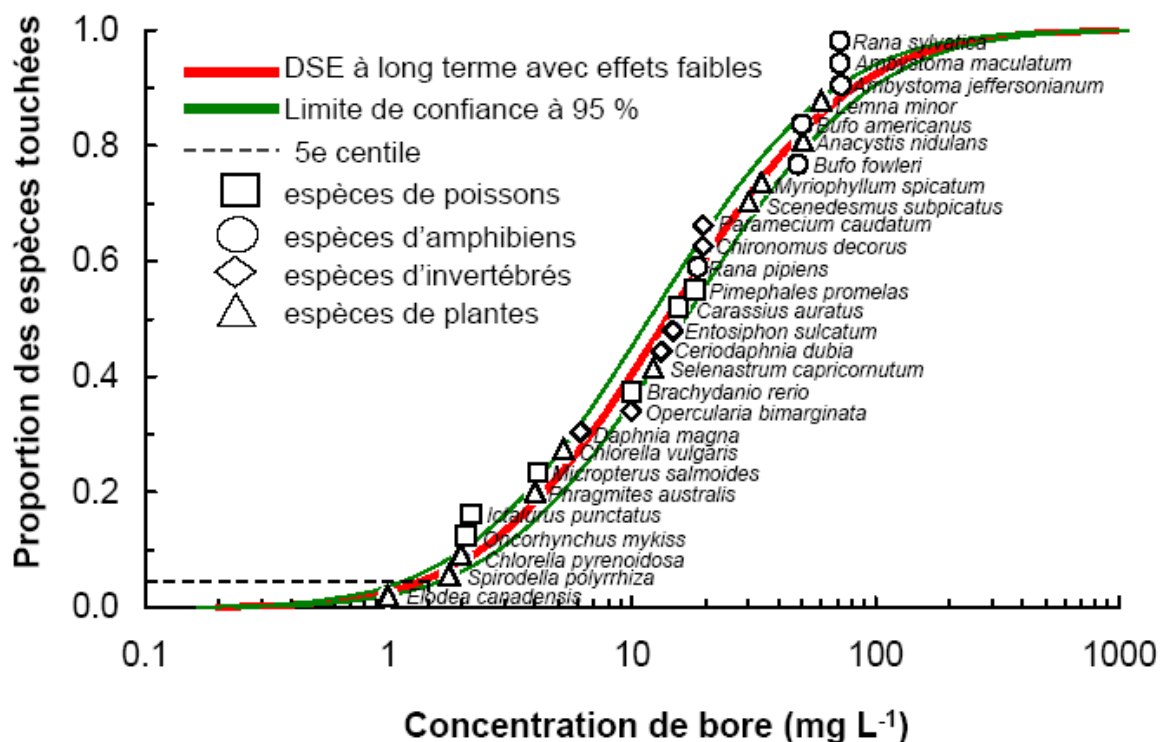


Figure 7-1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) au bore d'après des données sur la toxicité chronique pour les organismes d'eau douce (CCME 2009). Le graphique montre l'ajustement du modèle log-normal aux données et les intervalles de confiance à 95 %.

[La figure 7-1 illustre la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) en fonction de paramètres acceptables n'ayant aucun effet ou de faibles effets à long terme pour 28 espèces aquatiques (6 poissons, 6 invertébrés, 10 plantes et algues et 6 amphibiens). La DSE chronique est utilisée pour calculer la CESE à long terme du bore pour les organismes d'eau douce. Le graphique montre l'ajustement du modèle log-normal aux données et les intervalles de confiance à 95 %. Le cinquième centile de la distribution (CD₅) a été fixé à 1,5 mg B/L et sélectionné comme CESE à long terme du bore pour les organismes d'eau douce. Cette figure indique que la sensibilité des organismes d'eau douce au bore suit une courbe en S.]

Des études récentes sur la toxicité pour les organismes aquatiques, ou des études qui n'existaient pas au moment de l'établissement des RCQE de 2009, ont été systématiquement examinées pour confirmer que la CESE confère bien un effet protecteur. Les valeurs de toxicité chronique supplémentaires pour un amphibien, 3 invertébrés, un poisson et 3 espèces de végétaux ou d'algues étaient toutes supérieures à la CESE de 1,5 mg B/L (variant de 6,6 à 34,6 mg B/L) (Hansveit et al. 2001; US EPA, 2010; Fort 2011; Soucek et al. 2011; Hall et al. 2014; Gur et al. 2016), ce qui confirme que la CESE protège adéquatement une grande variété d'organismes d'eau douce.

7.2.2 Effets sur les organismes vivant dans les sédiments

Les données sur la toxicité de l'acide borique pour les organismes vivant dans les sédiments sont peu nombreuses. Des données sur les organismes benthiques ont été recensées pour la mouche arlequin (*Chironomus riparius*), le ver noir (*Lumbriculus variegatus*) et la lampsile siliquoïde (*Lampsilis siliquoidea*) (Hooftman et al. 2000; Gerke et al. 2011a, 2011b; Hall et al. 2014). Les valeurs de toxicité fondées sur des concentrations dans les sédiments entiers variaient d'une concentration sans effet observé (CSEO) sur 28 jours de 37,8 mg B/kg pour la mouche arlequin à une CL₂₅ sur 21 jours de 363,1 mg B/kg pour la lampsile siliquoïde (Gerke et al. 2011 a; Hall et al. 2014). Les valeurs de toxicité fondées sur des concentrations en eau interstitielle variaient d'une CSEO sur 21 jours de 10 mg B/kg pour la lampsile siliquoïde à une CMEQ sur 28 jours (émergence) de 59 mg B/kg pour la mouche arlequin (Hooftman et al. 2000; Hall et al. 2014 (voir l'annexe B-1).

En raison de sa grande solubilité dans l'eau, l'acide borique est rapidement éliminé des sédiments enrichis (Gerke et al. 2011 a; Borax Europe 2012; Hall et al. 2014). Dans l'étude menée par Gerke et al. (2011a), des chambres d'essai ont été préparées 2 jours avant le début de l'étude, et des mouches ont été introduites pour y demeurer 30 jours. Au 30e jour de l'étude, la charge de bore dans l'eau sus-jacente est passée de 31 % de la charge totale au deuxième jour à 75 % au 30e jour, pour une concentration de 20,9 mg B/L dans l'eau sus-jacente. Cette concentration est presque identique à la CSEO sur 28 jours de 20,4 mg B/L obtenue par Gerke et al. (2011b) dans une deuxième étude utilisant uniquement de l'eau enrichie et est comparable à une CSEO sur 28 jours de 32 mg B/L mesurée par Hooftman et al. (2000) pour la même espèce. Par conséquent, la toxicité chronique observée pour la mouche arlequin pourrait être principalement attribuable au bore présent dans la colonne d'eau (Borax Europe, 2012) et non au bore dans les sédiments. Pour obtenir des données exactes sur la toxicité dans les sédiments, l'eau sus-jacente doit également être enrichie à des concentrations correspondant à celles des expositions ciblées dans l'eau interstitielle, comme l'ont fait Hall et al. (2014) pour le ver aquatique (*Lumbriculus variegatus*). Le paramètre de croissance du ver indiquait une grande variabilité (possiblement en raison du mode de reproduction du ver, qu'est la fragmentation) et est considéré comme moins fiable que le paramètre de survie (Hall et al. 2014). D'après les résultats de la lampsile siliquoïde, la principale voie d'exposition à l'acide borique était la phase aqueuse et non la phase solide (Hall et al. 2014).

En raison de la faible répartition de l'acide borique aqueux dans les sédiments (voir la section 6.1.2) et le peu d'études de toxicité dans les sédiments existantes pour l'acide borique, on accorde une faible pondération à l'exposition par ce milieu en tant qu'élément de preuve. Par conséquent, aucune valeur de CESE n'a été calculée pour les organismes benthiques.

7.2.3 Effets sur les organismes vivant dans le sol

De nombreuses études empiriques existent sur la toxicité aiguë et chronique de l'acide borique pour les organismes terrestres comme les plantes, les invertébrés et les micro-organismes du sol. Des données sur la toxicité aiguë et chronique pour les organismes du sol ont été recensées pour 15 espèces d'invertébrés appartenant à 9 familles distinctes, pour 26 espèces de plantes, dont des monocotylédones, des dicotylédones et des plantes herbacées et des arbres, et pour les micro-organismes du sol responsables de 2 processus biochimiques clés du sol (transformation du carbone et nitrification). Aucune étude visant à établir l'efficacité de l'acide borique en tant que produit antiparasitaire (par exemple, pour lutter contre les fourmis ou les termites) n'a été incluse dans cet ensemble de données (Environnement Canada, 2014b).

L'exposition à l'acide borique présent dans le sol devrait être de longue durée en raison de sa persistance. Par conséquent, les données sur la toxicité chronique ont une plus grande importance que les données sur la toxicité aiguë dans la présente évaluation, car elles constituent un indicateur plus sensible du danger potentiel d'une exposition à long terme pour les organismes aquatiques. Toutes les concentrations déclarées dans les études et les rapports sur la toxicité pour les organismes du sol ont été converties en concentrations d'équivalent de bore afin de simplifier la comparaison avec les concentrations d'exposition utilisées pour caractériser le risque. Les données ont ensuite été utilisées pour calculer une CESE du bore dans le sol. On a rédigé des résumés rigoureux de toutes les études dont les données sur la toxicité ont été utilisées pour calculer une CESE.

On a relevé des données fiables sur la toxicité chronique pour 25 espèces, dont 13 espèces d'invertébrés et 12 espèces de plantes. Ces espèces ont été exposées à des concentrations variables d'acide borique dans différents types de sol d'Amérique du Nord, de l'Europe et des sol artificiels (Environnement Canada, 2014b). Les valeurs de toxicité chronique pour les invertébrés (CSEO/CSENO sur 4 à 63 jours [CSENO = concentration sans effet nocif observé], CMEO/CMENO [CMENO = concentration minimale avec effet nocif observé] et CE/CI₁₀₋₅₀ [CI = concentration inhibitrice]) variaient de 1,43 à 630 mg B/kg (Becker-Van Slooten et al. 2003; ESG International Inc. et Aquaterra Environmental Consulting Ltd. 2003; Princz et Scroggins 2003; Stantec Consulting Ltd. et Aquaterra Environmental Consulting 2004; Moser et Becker, 2009a, 2009b, 2009c, 2009d, 2009e; Moser et Scheffczyk, 2009; Princz et al. 2010; Becker et al. 2011; Owjori et al. 2011; Amorim et al. 2012; Smit et al. 2012; Huguier et al. 2013; Environnement Canada 2014c). Les valeurs de toxicité chronique pour les plantes (CSEO, CMEO et CE/CI₁₀₋₅₀ sur 14 à 90 jours) variaient de 1,75 à 242 mg B/kg (Gestring et Soltanpour, 1987; Bagheri et al. 1994; Anaka et al. 2008; Hosseini et al. 2007; Förster et Becker, 2009; Becker et al. 2011; Miller, 2013; Environnement Canada 2014c). Parmi les symptômes de toxicité chez les plantes, citons le jaunissement, la tavelure ou l'assèchement des tissus foliaires (Gupta et al. 1985).

La toxicité de l'acide borique pour les organismes vivant dans le sol dépend de sa biodisponibilité dans la fraction dissoute de la solution du sol. Il a été déterminé que l'humidité du sol est la propriété du sol la plus importante (parmi la teneur en humidité

du sol, la concentration de fond du bore, la teneur en argile et la capacité d'échange cationique) qui explique la biodisponibilité et la toxicité du bore pour les plantes (Mertens et al. 2011). Les réactions d'adsorption (voir la section 6.1.3) dépendent de l'humidité du sol, du pH ainsi que de la texture et de la composition du sol. Les différences d'un facteur de 2 environ dans les valeurs de toxicité du sol pour *Enchytraeus albidus* et *Folsomia candida* dans les sols standards utilisés par le Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungs-Anstalt (Agricultural Research Institute, LUFA) Speyer et l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) s'expliquent par une réduction de la biodisponibilité du bore, probablement en raison de l'adsorption, puisque les sols utilisés par l'OCDE contiennent davantage de matières organiques et d'argile que les sols utilisés par LUFA (Amorim et al. 2012). Cependant, les répercussions minimales du vieillissement du sol (jusqu'à 5 mois) et de la sorption sur la biodisponibilité de l'acide borique pour les plantes dans un sol amendé avec de l'acide borique indiquent que l'acide borique ajouté n'était pas lié rapidement (Mertens et al. 2011). Cela laisse entendre que les effets des facteurs modifiant la toxicité de l'acide borique dans le sol sont généralement faibles (moins d'un ordre de grandeur) ou agissent lentement. Par conséquent, ils ne sont pas pris en compte davantage dans la présente évaluation pour caractériser les effets. De plus, comme la fraction de bore biodisponible prenant part aux concentrations de fond naturelles est faible (voir la section 6.1.3), la contribution potentielle des concentrations de fond naturelles aux effets toxiques de l'acide borique chez les organismes vivant dans le sol est jugée comme négligeable par rapport aux concentrations d'acide borique ajouté au sol par les activités anthropiques, qui, lui, est beaucoup plus biodisponible. Compte tenu de ces concentrations, l'approche de risque supplémentaire qui suppose que seule la fraction de bore d'origine anthropique (sous forme d'acide borique) dans le sol peut contribuer au risque a été utilisée pour caractériser les effets de l'acide borique sur les organismes vivant dans le sol (ICMM, 2016a). Par conséquent, la CESE calculée pour les organismes du sol est axée seulement sur la fraction ajoutée d'acide borique dans le sol et est désignée CESE_{ajoutée}.

Le grand ensemble de données sur l'acide borique répond aux critères minimaux des espèces du CCME (2006) et du Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG) (ICMM, 2016b), ce qui nous autorise à calculer une CESE à l'aide d'une distribution de la sensibilité des espèces. Les données utilisées pour élaborer la DSE sont présentées dans le tableau C-1 (annexe C) et visent 23 espèces au total (11 espèces d'invertébrés et 12 espèces de plantes). Les paramètres à privilégier dans la DSE ont été choisis conformément au protocole du CCME pour l'élaboration des RCQE (CCME, 2007) et comprennent, par ordre décroissant de préférence, la CE₁₀, la CE/Cl₂₀, la Cl₂₅ et la CSEO. Lorsque plus d'une valeur associée à un paramètre existait pour une seule espèce (y compris les données pour différents sols), la moyenne géométrique des valeurs de toxicité a été calculée et utilisée dans la DSE. Lorsqu'une seule valeur existait pour plusieurs paramètres (par exemple biomasse, croissance) dans le cadre d'une étude, on choisissait la valeur la plus faible du paramètre pour une espèce donnée.

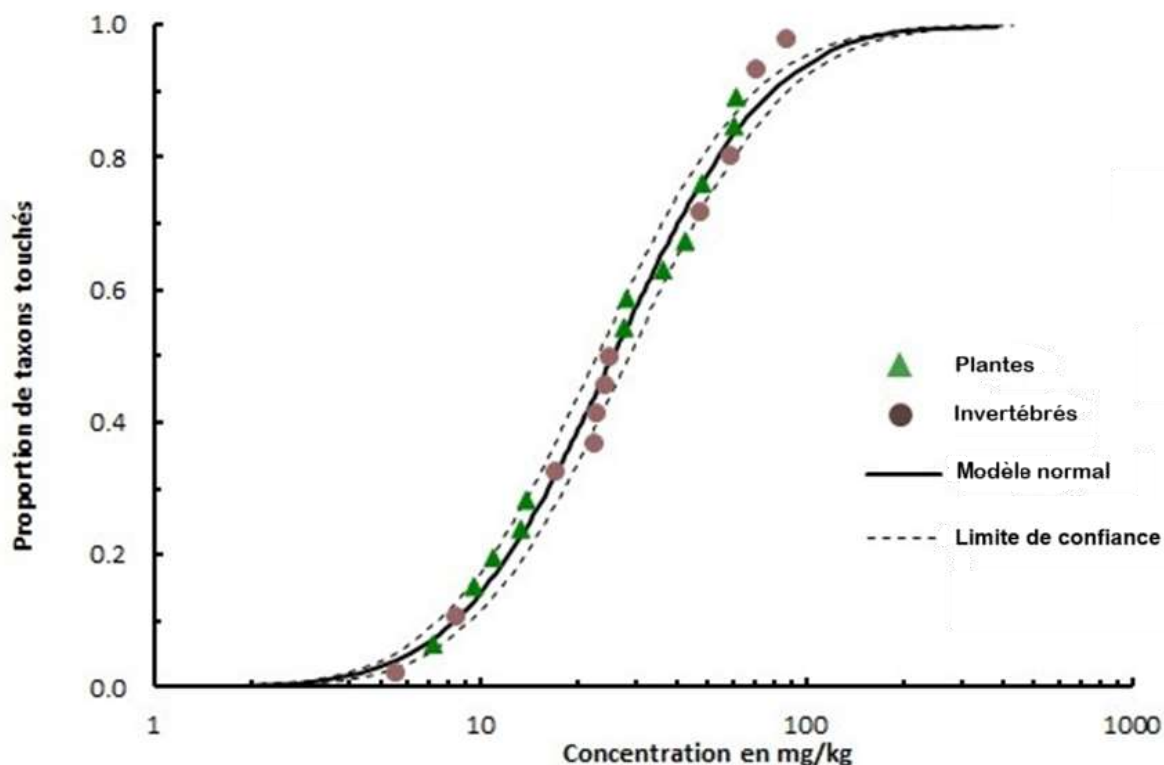


Figure 7-2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) au bore d'après des données sur la toxicité chronique pour les organismes vivant dans le sol. Le graphique montre l'ajustement du modèle log-normal aux données et les intervalles de confiance à 95 %.

[La figure 7-2 illustre la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) en fonction de paramètres acceptables ayant aucun effet et un faible effet pour 23 espèces. La DSE chronique a servi à calculer la CESE à long terme du bore pour les organismes vivant dans le sol. Le graphique montre l'ajustement du modèle log-normal aux données et les intervalles de confiance à 95 %. Le cinquième centile de la distribution (CD₅) a été fixé à 6,08 mg B/L et sélectionné comme CESE à long terme du bore pour les organismes du sol. Cette figure montre que la sensibilité des organismes vivant dans le sol au bore suit une courbe en S.]

Nous avons utilisé le logiciel SSD Master v3.0 (SSD Master 2010) pour tracer le graphique de la DSE (figure 7-2). Différentes fonctions de distribution cumulative (normale, logistique, Gompertz et Fisher-Tippett) ont été utilisées pour s'ajuster aux données par une méthode de régression. L'ajustement du modèle a été évalué à l'aide de techniques statistiques et graphiques. Le meilleur modèle a été choisi en fonction de la qualité de l'ajustement et de la faisabilité. Les hypothèses du modèle ont été vérifiées graphiquement et à l'aide de tests statistiques. Parmi tous les modèles testés et analysés visuellement, le modèle de distribution normale était le meilleur modèle ajusté, présentait la plus faible variabilité statistique (résidus), une distribution uniforme des

résidus et la fourchette d'intervalle de confiance la plus étroite. Le modèle des valeurs extrêmes avait une valeur légèrement meilleure au test statistique Anderson-Darling (A^2) = 0,254 ($p < 0,05$) par rapport à une valeur de (A^2) = 0,259 ($p < 0,05$) pour le modèle de la distribution normale. Toutefois, l'intervalle de confiance de la valeur extrême était plus grand (c'est-à-dire de 2,78 à 5,06 mg B/kg), et le modèle de la distribution normale a été choisi. La CD_5 du graphique de la DSE est de 6,08 mg B/kg, avec des limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance de 5,42 mg B/kg et de 6,82 mg B/kg, respectivement.

La CD_5 de 6,08 mg B/kg calculée à l'aide de la DSE est choisie comme CESE pour les organismes vivant dans le sol. Comme cette valeur a été calculée avec un ensemble de données sur la toxicité chronique qui vise plusieurs espèces et taxons, aucun FE n'est utilisé pour déterminer la $CESE_{ajoutée}$. Par conséquent, la $CESE_{ajoutée}$ pour les organismes vivant dans le sol est de 6,08 mg B/kg.

7.3 Évaluation de l'exposition de l'environnement

L'acide borique est généralement mesuré sous forme de concentration de bore (B) dans la matrice, que ce soit en laboratoire ou celle d'un milieu. Par conséquent, les concentrations environnementales d'acide borique sont indiquées sous forme de concentrations de bore dans la présente évaluation des effets sur l'environnement.

7.3.1 Concentrations de fond

Le bore est un élément naturellement présent dans la croûte terrestre où sa concentration dans la croûte continentale supérieure est d'environ 10 mg/kg (Gupta, 1993).

Les concentrations, le cas échéant, de bore total et dissous mesurées récemment dans des plans d'eau partout au Canada (tableau 7-1) indiquent que certaines des concentrations élevées sont liées à la contribution des rejets anthropiques provenant de sources ponctuelles, mais les concentrations jusqu'au 50e centile devraient être représentatives de la concentration de fond biogéochimique à l'échelle régionale (ICMM, 2016c). Ces données ont été recueillies entre 2005 et 2015 dans le cadre du programme de contrôle et de surveillance d'Environnement Canada dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques (ECCC [modifié, 2019]).

Tableau 7-1. Concentrations ambiantes de bore dans les eaux de surface au Canada (2005 à 2015)

Lieu	Plage de concentrations (µg B/L)	Médiane (µg/L)	Référence
Région du Pacifique et du Yukon	0,025 à 510 (dissous = 0,25 à 81,5)	3,4 (dissous = 4,5)	ECCC [modifié, 2019]
Région des Prairies et du Nord	0,05 à 56,7 (dissous = 0,05 à 56,8)	7,7 (dissous = 7,3)	ECCC [modifié, 2019]
Région de l'Ontario (Baie d'Hudson) ^c	1,2 à 806 (dissous = 1,2 à 729)	30,86 (dissous = 29,48)	ECCC [modifié, 2019]
Région de l'Ontario (Érié-Supérieur-Ontario) ^d	0,1 à 65,7	8,70	ECCC [modifié, 2019]
Région du Québec ^e	0,9 à 160	12	ECCC [modifié, 2019]
Région de l'Atlantique ^f	0,1 à 58,3	5,3	ECCC [modifié, 2019]

^a Taille de l'échantillon : concentration totale ($n = 10\ 850$) et dissoute ($n = 1\ 770$)

^b Taille de l'échantillon : concentration totale ($n = 1\ 127$) et dissoute ($n = 1\ 006$)

^c Taille de l'échantillon : concentration totale ($n = 808$) et dissoute ($n = 786$)

^d Taille de l'échantillon : concentration totale ($n = 108$)

^e Taille de l'échantillon : concentration dissoute ($n = 996$)

^f Taille de l'échantillon : concentration totale ($n = 1\ 328$)

Les concentrations de bore total ou de bore extractible dans les sols des provinces canadiennes dépendent des types de sol, de son origine et de son pH (Parks et Edwards, 2005). On peut trouver des concentrations plus élevées de bore dans l'argile, le limon ou les sols riches en matières organiques que dans le sol sablonneux (Gupta, 1967, cité dans Parks et Edwards, 2005). Les concentrations de fond les plus élevées se trouvent dans les roches sédimentaires, en particulier celles provenant de sédiments marins riches en argile (Butterwick et al. 1989). La rétention du bore dans le sol dépend de la concentration de bore dans la solution du sol, du pH du sol, de la texture, de la matière organique présente, de la capacité d'échange cationique, du type d'argile et du revêtement minéral sur l'argile (voir la section 6.1.3). Moins de 5 % de la concentration de bore total dans les sols est biodisponible pour les plantes (Gupta, 1993).

Le US Geological Survey (USGS, 1984) a rapporté une concentration moyenne de bore de 33 mg/kg (plage < 20 à 300 mg/kg) dans les sols de surface du territoire contigu des États-Unis, avec des concentrations légèrement plus élevées dans l'est des États-Unis. Les concentrations de bore dans le sol sont également élevées en Californie. Au Canada, on dispose de moins de données sur la concentration de bore total dans le sol, mais les concentrations médianes de bore total déclarées pour 20 sites échantillonnés

au Canada entre 1962 et 1973 variaient de 10,7 à 30 mg B/kg (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2013). On ignore si des activités agricoles ont eu lieu à ces sites avant l'échantillonnage. En Colombie-Britannique, les concentrations de bore total dans le sol variaient de 1 à 90 mg/kg, les concentrations médianes comprises entre 1 et 26 mg/kg; les concentrations sont élevées dans la région de Peace River, mais sont considérées comme insuffisantes dans le reste de la Colombie-Britannique (BC MOE, 2017). Au Nouveau-Brunswick, la concentration de bore de référence dans le sol, caractérisée par une concentration de bore au 97e centile, est de 8 mg/kg (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, 2005). En Alberta, le bore extractible à l'eau chaude mesuré dans le sol à 42 sites de référence dans la province variait de 0,29 à 2,32 mg/kg, avec une moyenne de 0,92 mg/kg (Penney, 2004). Dans l'étude du sol menée à Flin Flon, le bore extractible à l'eau chaude variait de 0,1 à 19 mg/kg dans les sols de surface de la zone résidentielle à l'est et à l'ouest de Flin Flon et de Channing, au Manitoba, et de Creighton, en Saskatchewan (Jacques Whitford AXYS Ltd., 2008).

7.3.2 Approche de la caractérisation de l'exposition

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour diverses activités qui représentent des sources importantes de rejets d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs dans l'environnement (voir la section 4.2). Ces scénarios sont présentés ici, par secteurs d'activité ou par utilisation : 1) centrales électriques alimentées au charbon, 2) extraction de minerais métalliques, 3) fonte et affinage de métaux précieux et de métaux communs, 4) extraction de charbon, 5) extraction et traitement des sables bitumineux, 6) extraction de pétrole et de gaz, 7) agriculture, 8) fabrication de pâtes et papiers, 9) systèmes de traitement des eaux usées et gestion des déchets, 10) fabrication de caoutchouc, 11) traitement des surfaces, 12) isolant en fibre de verre et fabrication de fibre de verre et 13) activités générales. Les activités ou les utilisations liées aux produits de consommation (tableaux 4-4 et 4-5) ont été évaluées à l'aide de plusieurs scénarios d'exposition : les systèmes de traitement des eaux usées et la gestion des déchets (section 7.3.2.9) tiennent compte des produits contenant du bore disponibles aux consommateurs, dont les savons et les détergents, les cosmétiques, les produits pour les yeux et les produits d'autosoins, les produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau et les produits vétérinaires (voir la section 4.2.3) qui sont rejetés dans les égouts après utilisation; les produits disponibles aux consommateurs qui finissent dans les sites d'enfouissement à la fin de leur cycle de vie ont également été pris en compte. Les scénarios généraux (section 7.3.2.13) tiennent compte des produits disponibles aux consommateurs et des rejets industriels, notamment les produits utilisés en construction (par exemple, isolant en cellulose ou fibre de verre, gypse et produits du bois), la fabrication d'engrais et de pesticides, les matériaux d'art et d'artisanat et les jouets, les produits de bricolage (dont les adhésifs et les produits d'étanchéité, pour l'entretien automobile et l'entretien des maisons, les peintures et les revêtements), l'équipement électrique, etc. (voir la section 4.2.3).

Pour chaque scénario, les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) ont été calculées pour le milieu aquatique ou le sol à l'aide des concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface et le sol, le cas échéant. Les concentrations de

bore dissous et total ont été prises en compte lorsqu'elles étaient disponibles, et la préférence était accordée aux concentrations de bore dissous. Les CEE n'ont pas été déterminées pour l'air parce que l'acide borique rejeté dans ce compartiment devrait être éliminé dans les dépôts humides et secs qui finissent par atteindre le sol ou les plans d'eau. Les CEE n'ont pas non plus été calculées pour les sédiments, car l'acide borique rejeté dans les milieux d'eau douce a tendance à demeurer dans la colonne d'eau en raison de sa grande solubilité dans l'eau.

Lorsque les concentrations de bore mesurées dans les effluents étaient disponibles, les CEE étaient également calculées à l'aide de la concentration dans l'effluent et de celle de fond selon l'équation ci-dessous :

$$PEC (\mu\text{g/L}) = C_b (\mu\text{g/L}) + \left(\frac{C_{\text{eff}} (\mu\text{g/L}) - C_b (\mu\text{g/L})}{R_f (L/d) / R_{\text{eff}} (L/d)} \right)$$

[Texte de remplacement pour l'équation : $CEE (\mu\text{g/L}) = C_b (\mu\text{g/L}) + (C_{\text{eff}} (\mu\text{g/L}) - C_b (\mu\text{g/L})) / (R_f (L/d) / R_{\text{eff}} (L/d))$]

Où C_b est la valeur de la concentration de fond par défaut, qui est de 0,031 mg B/L pour le bore (voir la section 7.3.1). C_{eff} est la concentration de bore dans l'effluent. Le terme R_f/R_{eff} représente la dilution de l'effluent dans l'eau réceptrice, où R_{eff} est le débit de l'effluent et R_f est le 10e centile du débit de l'eau réceptrice. Dans la présente évaluation, le terme R_f/R_{eff} a été remplacé par 10, qui est le facteur de dilution efficace maximal standard utilisé pour les lacs d'envergure.

Lorsque les concentrations mesurées de bore dans les eaux de surface et les effluents n'étaient pas disponibles, les CEE ont été déterminées à l'aide de prévisions modélisées fondées sur des hypothèses prudentes pour les premiers calculs. Pour des scénarios les plus proches de la réalité possible, ces hypothèses ont ensuite été améliorées lorsqu'une préoccupation potentielle était cernée. Pour de nombreux secteurs industriels, le principal compartiment de l'environnement potentiellement préoccupant est l'eau de surface, car on s'attend à ce que l'acide borique soit rejeté par les installations industrielles directement dans les eaux de surface (rejets directs) ou par les systèmes d'assainissement indirectement hors site (rejets indirects). Pour chacun de ces secteurs, les concentrations aquatiques estimées (CAE) sont les concentrations résultant des rejets émis par ces installations ou activités (par exemple, les rejets dans les égouts) dans l'environnement et ont été exprimées sous forme d'une plage pour l'ensemble des rejets et des conditions d'exposition associées. Lorsque les données ont été modélisées pour les rejets directs, une plage de CEE pour un secteur précis a été obtenue en ajoutant la concentration de fond médiane (50e centile) du bore dans l'eau à la plage des CAE associées (c'est-à-dire plage de CEE = plage de CAE + concentration de fond médiane). Lorsque les données ont été estimées pour les rejets indirects, une plage des CEE pour un secteur précis a été obtenue en ajoutant à la plage des CAE associées à la fois la concentration de fond médiane du bore dans l'eau et la plage de concentrations du bore résultant des rejets à l'égout (c'est-à-dire les rejets provenant de l'utilisation par les consommateurs; voir la section 7.3.2.9). Comme

approche prudente, la concentration de fond médiane la plus élevée, soit 0,031 mg B/L (tableau 7-1), a été utilisée (voir la section 7.3.1).

Pour le sol, les concentrations mesurées à proximité d'un site ont été comparées aux concentrations des sites de référence représentatifs des conditions de fond de la région lorsque les données étaient disponibles (voir la section 7.3.2.3). Lorsque les concentrations aux sites de référence n'étaient pas disponibles, les concentrations dans l'environnement uniquement attribuables à l'ajout anthropique de bore dans le sol à la suite d'une activité précise ont été estimées. Ces concentrations sont désignées CEE_{ajoutée} parce que la contribution potentielle de l'acide borique biodisponible à la concentration de fond dans le sol ambiant est minime. On suppose qu'une biodisponibilité par défaut du bore dans le sol égale à zéro est jugée raisonnable (Struijs et al. 1997) parce qu'on sait que la fraction biodisponible du bore non anthropique dans le sol est faible (Gupta, 1993). On a néanmoins fait appel à des hypothèses prudentes pour obtenir les valeurs de CEE_{ajoutée} du sol, dont le recours à une valeur élevée du coefficient de partage sol-eau (c'est-à-dire $\log K_{sw} = 2,2$); On a également présumé qu'il n'y avait aucune perte par ruissellement, lessivage ou absorption par les plantes dans la modélisation. Les valeurs de CEE_{ajoutée} ont été calculées pour estimer l'ajout résultant des émissions atmosphériques (voir les sections 7.3.2.1, 7.3.2.5 et 7.3.2.12) ou de l'application de biosolides (voir la section 7.3.2.9) et d'acide borique dans le sol exprimé en bore. On peut consulter ECCC (2021 b, 2021f, 2021 h) pour obtenir de plus amples renseignements.

7.3.2.1 Centrales électriques au charbon

Le bore est naturellement présent dans le charbon, à des concentrations variant entre 16 et 217 mg B/kg dans le charbon canadien, avec les concentrations les plus élevées généralement observées dans le lignite et le charbon sous-bitumineux utilisés pour la production d'électricité en Saskatchewan et en Alberta (Goodarzi, 2013). La combustion de charbon contenant du bore à cette fin libère du bore dans l'environnement. Le bore est émis dans l'air sous forme particulaire et gazeuse, et on peut s'attendre à ce qu'il se dépose sur les écosystèmes terrestres et aquatiques ou qu'il soit lessivé par la pluie et la neige. De plus, le bore peut être rejeté dans le milieu aquatique en raison du déversement des effluents d'eaux usées provenant des centrales électriques, des cendres volantes et des crassiers où sont déposées les cendres résiduelles (c'est-à-dire des parcs à cendres), des tas de charbon ou des eaux d'infiltration des zones de confinement qui atteignent les eaux souterraines. Des renseignements supplémentaires sur les rejets de bore associés à ce secteur se trouvent dans ECCC (2021 b).

Un scénario d'exposition a été élaboré pour la région du lac Wabamun, située dans le bassin versant de la rivière Saskatchewan Nord, en fonction des concentrations de bore mesurées dans divers milieux de l'environnement. Cette zone est utilisée dans le scénario réaliste de la pire éventualité pour évaluer les rejets des centrales au charbon au Canada. Entre 2002 et 2005, un certain nombre d'études sur la qualité de l'eau ont été effectuées par le ministère de l'Environnement de l'Alberta au lac Wabamun (ministère de l'Environnement de l'Alberta 2002, 2003a, 2003b, 2006), lesquelles ont

révélé des concentrations de bore mesurées relativement élevées (tableau 7-2). Plusieurs mines de charbon sont situées dans la région du lac Wabamun, à proximité des centrales électriques. Les concentrations mesurées dans l'eau du lac peuvent donc comprendre les apports de la production d'électricité au charbon et des activités industrielles d'extraction du charbon. Des échantillons de sol ont également été prélevés dans le cadre d'une étude sur les dépôts atmosphériques menée par la Commission géologique du Canada dans la région du lac Wabamun entre 1994 et 1997 (CGCC, 2002). Aucune concentration de fond dans le sol n'a été déterminée et utilisée aux fins de comparaison. En général, le faible taux de dépôts cumulatifs de bore autour du lac Wabamun (18,44 grammes par hectare accumulés sur 4 ans), ainsi que l'absence de corrélation apparente entre les concentrations dans le sol et les mesures du bore dans la mousse utilisée pour surveiller les dépôts de métaux, laissent croire que les concentrations de bore dans le sol dans la région peuvent être en grande partie attribuables à des sources géogènes. Afin d'évaluer l'augmentation des concentrations de bore dans le sol attribuable aux émissions atmosphériques, les concentrations de bore ajouté dans le sol ont été estimées sur une période de 50 ans en utilisant le taux de dépôts cumulatifs calculé par la CGC (2002) et un modèle convertissant les dépôts sur le sol en concentration dans le sol (Environnement Canada, 2014d). On a estimé que les concentrations de bore ajouté au sol résultant des émissions atmosphériques sur une période de 50 ans étaient relativement faibles (tableau 7-2).

Tableau 7-2. Résumé des CEE du bore dans la région du lac Wabamun, en Alberta

Milieu	Plage des CEE (mg B/L ou mg B/kg)	CEE médiane (mg B/L ou mg B/kg)	Taille de l'échantillon (n =)	Période d'échantillonnage	Référence
Eau	0,786 à 1,0	0,884	116	1996 à 2005	Alberta Environment 2002, 2003a, 2003b, 2006
Sol	n. d.	0,322 ^a	n. d.	2002	CGC 2002; Environnement Canada 2014d

Abréviations : CEE = concentration estimée dans l'environnement; n. d. = non disponible

^a La concentration estimée de bore ajouté au sol (c'est-à-dire CEE_{ajoutée}) a été obtenue à l'aide du taux de dépôts de bore calculé par la CGC (2002).

7.3.2.2 Extraction de minerais métalliques

Le terme « extraction minière » est utilisé au sens large pour inclure l'extraction de minerai, l'exploitation de carrières et l'enrichissement (par exemple, le concassage, le triage, le lavage, le calibrage, la concentration et la flottation), qui sont habituellement effectués sur le site minier (Statistique Canada [modifié, 2018]). Les activités minières font référence autant à l'extraction du minerai dans des mines à ciel ouvert ou des mines souterraines qu'au traitement du minerai dans une installation de traitement du minerai (communément appelée usine de concentration). Le minerai est généralement

composé de petites quantités de minéraux précieux imbriqués dans des quantités beaucoup plus importantes de résidus minéraux sans valeur économique (gangue). Ces minéraux précieux sont séparés (libérés) de la gangue lors des activités de concentration pour obtenir un métal de meilleure qualité. Les principales étapes du traitement du minerai dans les installations de concentration sont le broyage et le concassage, la séparation chimique ou physique et l'égouttage (Environnement Canada, 2009b). Même si les composés de bore ne sont pas extraits au Canada, le bore est ubiquitaire dans la nature et peut être présent dans les minerais à des concentrations variables. Par exemple, le bore peut être associé à une minéralisation filonienne de l'or (Boyle, 1974; Closs et Sado, 1981). De plus, les borates sont utilisés dans la récupération des métaux précieux (Borax 2024c), où ils servent de fondants pendant l'essai pyrognostique du minerai ou l'affinage final de métaux précieux (Paliewicz et al. 2015). La fonte de concentrés de métaux précieux peut avoir lieu dans un petit four situé dans l'installation de concentration des métaux précieux (US EPA, 1994; Paliewicz et al. 2015). Pour l'année 2012, moins de 4 entreprises ont déclaré avoir acheté entre 10 et 100 tonnes d'un précurseur de l'acide borique, et moins de 4 entreprises ont indiqué avoir acheté entre 1 et 10 tonnes du même précurseur à la suite d'activités de consultation auprès d'intervenants qui y participaient de façon volontaire (Environnement Canada, 2013c). Comme les borates peuvent être un ingrédient important de la composition des fondants utilisés dans la récupération des métaux précieux (jusqu'à 60 % en poids) (Borax, 2024c), de fortes concentrations de bore peuvent être présentes dans les scories découlant de cette activité (Paliewicz et al. 2015). Des essais de lixivabilité en laboratoire réalisés avec des échantillons de laitier pulvérisés provenant de 3 exploitations minières canadiennes montrent qu'une quantité importante de bore (3 à 12 % de poids par rapport à la masse initiale du laitier solides) peut être rejetée dans les 24 heures (Paliewicz et al. 2015). Par conséquent, il est possible que l'acide borique soit rejeté dans l'environnement à la suite de l'extraction et de la production de concentrés de métaux.

Des échantillons ont été prélevés dans une zone de résidus qui recevait les déchets d'une ancienne installation de concentration qui avait traité environ 60 000 tonnes de laitier et de briques d'affinage contenant du bore (75 % de laitier; 25 % brique) (Paliewicz et al. 2015). Les concentrations de bore atteignaient 242 mg B/L dans les eaux souterraines locales et 9,1 mg B/L dans les eaux de surface rejetées localement (Paliewicz et al. 2015). Comme l'indiquaient Alderman et al. (2015), l'étude n'a pas examiné les concentrations de bore dans le cours d'eau adjacent à la zone de résidus, mais elle a déterminé, d'après le profil de drainage de la zone de résidus, que le cours d'eau qui coule à proximité de l'installation de concentration recevait probablement des rejets de la zone de résidus sous forme de ruissellement de surface, d'infiltration dans les eaux souterraines ou d'eau de barrage évacuée.

Les mines de métaux canadiennes assujetties au *Règlement sur les effluents des mines de métaux et des mines de diamants* (REMMMD) pris en vertu de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2019) doivent effectuer une surveillance des effluents et de la qualité de l'eau dans le cadre de l'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE). Les rapports entre 2004 et 2020 sur 154 sites d'extraction et de concentration de minerais

métalliques ont été examinés (ESEE 2021). On disposait des mesures de la concentration de bore dans les effluents ou dans les eaux réceptrices où les effluents sont rejetés de 2003 à 2020 de 115 sites (environ 74 % de tous les sites), dont 14 sites dans la région du Québec, 17 sites dans la région de l'Atlantique et 17 sites dans la région du Pacifique-Yukon, 30 sites dans la région du Nord-Prairies et 37 sites dans la région de l'Ontario. Les concentrations de bore étaient inférieures ou égales à 0,2 mg B/L pour 101 sites. En ce qui concerne les zones exposées, 7 sites présentaient des concentrations de bore comprises entre 0,2 mg B/L et 0,5 mg B/L, 6 sites, des concentrations de bore comprises entre 0,5 mg B/L et 1,4 mg B/L, et 1 site (site 6), des concentrations très élevées de 2,8 à 20 mg B/L (tableau 7-3) (ESEE 2021). Les concentrations de bore dans l'effluent déclarées d'un site (inférieures à 0,7 mg B/L) n'ont pas pu être interprétées en raison d'une limite de détection élevée. Toutefois, les concentrations dans les eaux réceptrices du site devraient être faibles lorsque la dilution est prise en compte.

Parmi les sites présentant des concentrations élevées de bore égales ou supérieures à 0,5 mg B/L dans la zone d'exposition, le site 1 est une mine intégrée et une fonderie de métaux communs, le site 2 est une mine d'uranium, le site 3 est une usine de traitement du minerai d'uranium, le site 4 comporte plusieurs mines de métaux communs et de métaux précieux déversant leurs effluents dans un plan d'eau commun, le site 5 est une ancienne usine de traitement de minerai métallique, et le site 6 est une usine traitant divers minerais et concentrés et le site 7 est une mine d'or qui a cessé ses activités en 2004, même si ses effluents continuent d'être rejetés de manière saisonnière. On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021c).

Tableau 7-3. Résumé des CEE calculées à l'aide des concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface situées près des mines et usines de transformation de métaux (ESEE 2021)

Site et type d'installation	Zone de référence ou d'exposition	Plage de CEE (mg B/L)	Taille de l'échantillon (n =)	Période d'échantillonnage
108 sites miniers	Zone d'exposition	Négligeable à $\leq 0,5$	n. d.	2004 à 2020
Site 1 – mine et fonderie	Zone d'exposition	0,82 ^a à 1,2 ^a	10	2011 à 2015
Site 1 – mine et fonderie	Zone de référence	<0,01 ^{a,b} à 0,044 ^a	10	2011 à 2015
Site 2 – mine	Zone d'exposition	0,29 à 0,56	2	2004
Site 2 – mine	Zone de référence	0,003 ^b à 0,023	3	2004
Site 3 – usine	Zone d'exposition	0,01 ^b à 1,3	12	2011 à 2014
Site 3 – usine	Zone de référence	<0,01 ^b à 0,01	10	2011 à 2014

Site 4 – mines multiples	Zone d'exposition	0,17 à 0,91	54	2003 à 2016
Site 4 – mines multiples	Zone de référence	0,006 à 0,32	73	2003 à 2016
Site 5 – usine	Zone d'exposition	0,047 à 0,69	6	2004 à 2007
Site 5 – usine	Zone de référence	0,013 à 0,016	2	2004 à 2007
Site 6 – usine	Zone d'exposition	2,8 à 20	22	2010 à 2019
Site 6 – usine	Zone de référence	<0,01 ^b à 0,016	22	2010 à 2016
Site 7 – mine	Zone d'exposition	0,02 ^a à 1,4 ^a	50	2015 à 2018
Site 7 – mine	Zone de référence	0,013 ^a à 0,017 ^a	8	2015 à 2018

Abréviations : n. d. : non déterminé CEE = concentration estimée dans l'environnement

^a Concentrations de bore dissous

^b Limite de la méthode de détection

La concentration de bore aux 7 sites était plus élevée dans les zones exposées que dans les zones de référence respectives (tableau 7-3), ce qui indique un ajout potentiel de bore d'origine anthropique dans le milieu récepteur de ces sites. Le site 6 a présenté des concentrations significativement élevées de bore dans le milieu récepteur (c'est-à-dire de 2,8 à 20 mg B/L), et des concentrations médianes de bore dans les eaux de surface réceptrices de 19,0 mg B/L et de 15,4 mg B/L en 2010 et 2013, respectivement (ESEE, 2021). Depuis 2013, l'installation a pris des mesures (par exemple, en 2013, elle a cessé de traiter les concentrés ayant une concentration élevée de bore et en 2015, a recouvert d'argile une partie inactive de la zone de résidus d'avant 2013) pour réduire les rejets de bore dans l'environnement en adoptant une stratégie de réduction du bore en vue d'obtenir des certificats d'approbation provinciaux (présentation d'étude, 2016). Par conséquent, les concentrations médianes dans les eaux réceptrices se situaient entre 9,3 et 11,5 mg B/L de 2016 à 2019 (ESEE, 2021), ce qui représente près de la moitié des concentrations de 2010. Les renseignements issus de l'installation (présentation d'étude, 2016) laissent croire que le ruissellement à partir des résidus a eu un effet significatif sur la charge et les concentrations élevées de bore mesurées par la suite dans les eaux réceptrices.

7.3.2.3 Fusion et affinage de métaux communs et de métaux précieux

Un certain nombre d'installations canadiennes qui fondent ou affinent des métaux communs et précieux ont déclaré avoir utilisé des précurseurs de l'acide borique dans leurs procédés. Moins de 4 entreprises dont le principal secteur d'activité est la fusion des métaux communs ont déclaré avoir importé entre 50 et 100 tonnes d'un précurseur de l'acide borique en 2008 (Environnement Canada, 2009a). Pour l'année 2012, moins de 4 entreprises ont déclaré avoir acheté entre 100 et 1 000 tonnes d'un précurseur de l'acide borique, et moins de 4 entreprises ont indiqué avoir acheté entre 1 et 10 tonnes

d'un autre précurseur de l'acide borique à la suite d'activités de consultation auprès d'intervenants qui y participaient de façon volontaire (Environnement Canada, 2013c). Dans les secteurs de la fusion des métaux communs et de la métallurgie de l'or, les borates sont utilisés comme fondant dissolvant les impuretés d'oxyde métallique qui peuvent ensuite être éliminées avec le laitier, mais aussi comme fondant de couverture pour protéger les métaux contre l'oxydation (Cole et Ferron, 2002; Borax 2024c). Le laitier produit à certaines étapes du traitement par certaines installations de fusion des métaux communs, comme les fonderies de plomb, peut contenir jusqu'à 25 % en poids de trioxyde de dibore (Jaeck, 1989). Paliewicz et al. (2015) ont laissé entendre que la lixivabilité du bore (sous forme d'acide borique) provenant de ce laitier pourrait être importante. Le bore peut également être présent dans les divers minerais et concentrés traités. Les installations de fusion et d'affinage des métaux communs et précieux peuvent également rejeter le bore dans l'environnement par des émissions dans l'air (Environnement Canada, 2013b) ou des effluents dans le milieu aquatique à la suite des activités de traitement.

Les résultats d'études réalisées près d'une fonderie en Colombie-Britannique et près de 2 fonderies au Manitoba indiquent qu'il se peut que les émissions atmosphériques ne contribuent pas de façon significative aux concentrations de bore dans les sols ou les plans d'eau situés près des fonderies (zones exposées), étant donné que ces concentrations sont généralement comparables à celles des zones de référence (CEI, 2003; Jones et Phillips, 2003; Jones et Henderson, 2006; Jacques Whitford AXYS Ltd. 2008; Stantec, 2009; Intrinsik Environmental Sciences Inc. et al. 2011). On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021 d).

Des concentrations élevées de bore ont été relevées dans les effluents de plusieurs fonderies, dont 3 sites d'extraction minière et de fusion combinés qui effectuent des ESEE (Ouellet et al. 2013; ESEE, 2021). Les concentrations de bore dans les eaux de surface réceptrices des zones en aval des rejets d'effluents de fonderie sont généralement comparables à celles mesurées dans les sites de référence (tableau 7-4). Des concentrations élevées de bore ont été observées au site 1 (également examinées dans la caractérisation de l'exposition du secteur de l'extraction du minerai métallique à la section 7.3.2.2) dans les eaux de surface en aval du point de rejet des effluents de l'installation, qui utilise des composés de bore dans son procédé de fusion (Environnement Canada, 2013b; ESEE, 2021). Les concentrations de bore dissous variaient de 0,82 à 1,17 mg B/L (total : 1,2 à 1,3 mg B/L) par rapport aux valeurs du site de référence, qui allaient de inférieures à la limite de détection (soit inférieur à 0,01 mg B/L) à 0,046 mg B/L (ESEE, 2021). On peut consulter le document d'ECCC (2021 d) pour obtenir de plus amples détails.

Tableau 7-4. CEE du bore calculées à l'aide des concentrations mesurées dans les eaux de surface à proximité des fonderies et des usines d'affinage de métaux communs

Site	Type de zone	Plage de CEE (mg B/L)	Taille de l'échantillon (n =)	Période d'échantillonnage	Zone de référence
------	--------------	-----------------------	-------------------------------	---------------------------	-------------------

Site 1	Zone d'exposition	0,82 ^b à 1,17 ^b	10	2011, 2015	ESEE 2021
Site 1	Zone de référence ^a	<0,01 ^{b,c} à 0,046 ^b	10	2011, 2015	ESEE 2021
Site 2	Zone d'exposition	0,03 à 0,07	8	2010, 2019	ESEE 2021
Site 2	Zone de référence ^a	0,002 à 0,006	11	2010, 2019	ESEE 2021
Site 3	Zone d'exposition	0,016 ^b à 0,054 ^b	19	2011, 2014	ESEE 2021
Site 3	Zone de référence ^a	0,032 ^b à 0,044 ^b	12	2011, 2014	ESEE 2021
Site 4	Zone d'exposition	<0,005 0 ^{b,c} à <0,010 ^{b,c}	29	2015 à 2016	Ecoscope Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd 2019
Site 4	Zone de référence	<0,005 0 ^{b,c} à <0,010 ^{b,c}	18	2015 à 2016	Ecoscope Environmental Consultants Ltd. et Larratt Aquatic Consulting Ltd 2019

Abréviation : CEE = concentration estimée dans l'environnement;

^a ESEE 2021, rapports confidentiels non publiés et préparés pour les dispositions du REMMD relatives aux ESEE

^b Concentrations de bore dissous

^c Limite de la méthode de détection

7.3.2.4 Extraction du charbon

L'extraction dans les réserves de charbon peut entraîner des rejets du bore naturellement présent dans le charbon (16 à 217 mg B/kg) dans l'environnement (Goodarzi, 2013). Le milieu aquatique peut recevoir des rejets ou des infiltrations provenant des bassins de résidus, des activités d'égouttage, du ruissellement de surface des zones perturbées et du lessivage des matériaux exposés contenant du charbon ou des amas de stériles (BC MOE, 1978; NRC 1981; Seierstad et al. 1983; Craw et al. 2006). On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021e).

La plupart des mines de charbon au Canada sont situées en Alberta (9) et en Colombie-Britannique (10). 2 zones de ces provinces ont été choisies pour être utilisées pour les scénarios d'exposition en fonction de leur nombre de mines et de la disponibilité d'études rapportant des concentrations de bore dans l'environnement : le bassin hydrographique de la rivière Elk, en Colombie-Britannique, et les bassins

hydrographiques des rivières McLeod et Smoky, dans l'ouest de l'Alberta. D'après les résultats, les concentrations de bore en aval des activités minières étaient légèrement élevées par rapport à celles des zones de référence (Casey, 2005; Frenette, 2007) (voir le tableau 7-5).

Tableau 7-5. Résumé des CEE calculées à l'aide des concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface situées près des mines de charbon

Type de zone	Plage de CEE (mg B/L)	Nombre d'échantillons (n=)	Période d'échantillonnage	Zone de référence
Zone d'exposition	0,004 à 0,061	92	1998 à 2007	Casey, 2005; Frenette 2007
Zone de référence	0 à 0,017	64	1998 à 2007	Casey, 2005; Frenette 2007

Abréviation : CEE = concentration estimée dans l'environnement;

7.3.2.5 Extraction et traitement des sables bitumineux

Le bore est naturellement présent dans le bitume des gisements de sables bitumineux de l'Athabasca dans le nord de l'Alberta ainsi que dans les eaux de formation et les roches de réservoir qui peuvent être perturbés pendant l'extraction ou l'exploitation des gisements (Hitchon et al. 1977; Williams et al. 2001; Frank et al. 2014). On a déclaré des concentrations élevées de bore (0,128 à 3,7 mg B/L) dans les eaux de traitement des sables bitumineux (ETSB) provenant des activités minières de surface, lesquelles sont stockées dans des bassins de résidus (Renault et al. 1998, 2001; van den Heuvel et al. 1999; Redfield et al. 2004; Gupta, 2009; Puttaswamy et al. 2010; Holden et al. 2013; Frank et al. 2014; McQueen et al. 2017; Harkness et al. 2018; White et Liber, 2018), tandis que des concentrations plus élevées ont été rapportées dans les ETSB provenant d'activités souterraines (*in situ*) (76,6 à 196 mg B/L) (Williams et al. 2001). L'extraction et le traitement du bitume produisent de grandes quantités de coke, et des concentrations élevées de bore ont été mesurées dans le lixiviat de coke (495 à 749 mg B/L) (Puttaswamy et al. 2010). On peut observer des rejets de bore dans le milieu aquatique attribuables au ruissellement des eaux de surface provenant des zones minières et de l'infiltration provenant des bassins de résidus et des bassins de stockage des ETSB (Frank et al. 2014; Pollet et Bendell-Young, 2000).

Les dépôts atmosphériques par des processus humides et secs ont également été répertoriés comme une source du bore présent dans le sol dans la région des sables bitumineux de l'Athabasca (Bari et al. 2014). Les concentrations de bore dans les échantillons prélevés à l'aide de 4 échantillonneurs en vrac sur une période de 3 mois à l'hiver 2012 étaient plus élevées près des sites d'extraction et de traitement des sables bitumineux, avec un taux de dépôt quotidien moyen maximal de 3,6 µg/m²/jour dans un rayon de 20 km, comparativement à un taux de dépôt de 0,4 et 0,3 µg/m²/jour aux stations de surveillance éloignées, dans un rayon de 48 et de 68 km, respectivement (Bari et al. 2014). Sur une période de 50 ans, un tel taux de dépôt entraînerait une concentration de bore ajoutée dans le sol de 0,92 mg B/kg (tableau 7-6)

(Environnement Canada, 2014d). On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021f).

Les concentrations de bore total et dissous disponibles de plusieurs stations de surveillance situées sur la rivière Athabasca et bon nombre de ses affluents tirées du Regional Aquatics Monitoring Program (RAMP) et du Programme de mise en œuvre conjoint Canada-Alberta pour la surveillance visant les sables bitumineux sont généralement faibles (Tableau 7-6) (PSCSM [modifié, 2018]; RAMP [modifié, 2018]). Le RAMP désigne ses stations de surveillance comme des stations « de référence » situées en amont des projets phares au moment de l'échantillonnage ou comme des stations « d'essai » situées en aval des projets phares au moment de l'échantillonnage (RAMP, 2015). Les stations de référence peuvent raisonnablement être considérées comme représentatives des conditions « sans exposition » et les stations d'essai comme représentatives des conditions « avec exposition ». Cependant, comme l'exploitation des sables bitumineux se fait depuis de nombreuses décennies sur une vaste zone, il peut être difficile d'établir clairement les stations de référence dans le bassin versant de la rivière Athabasca. La concentration de bore dissous la plus élevée, soit 1,7 mg B/L, a été détectée une seule fois à une station d'essai (MAR-2A), située sur la rivière MacKay à l'hiver 2010 (RAMP [modifié, 2018]). La deuxième concentration de bore dissous la plus élevée mesurée à ce site est de 0,193 mg B/L (également mesurée en hiver), et la concentration médiane (de 2009 à 2012) est de 0,059 mg B/L ($n = 16$). Bien qu'on ne connaisse pas la cause de la concentration de bore élevée mesurée à la station MAR-2A, on peut déduire de l'ensemble des données disponibles qu'elle semble être un événement isolé.

Tableau 7-6. Résumé des CEE calculées avec des concentrations de bore mesurées dans le bassin versant de la rivière Athabasca

Milieu (unité)	Intervalle de la CEE (95e centile)	Nombre d'échantillons ($n =$)	Période d'échantillonnage	Zone de référence
Eau (mg B/L), station de référence ^a	0,0086 à 0,85 (0,170)	326	2006 à 2015	RAMP [modifié, 2018]
Eau (mg B/L), station exposée ^a	0,007 7 à 1,703 (0,167)	690	2006 à 2015	RAMP [modifié, 2018]
Eau (mg B/L) ^b	0,0001 à 0,172	332	2003 à 2011	PSCSM [modifié, 2018]
Eau (mg B/L) ^b	0,0007 à 0,691 (0,176)	2320	2011 à 2015	PSCSM [modifié, 2018]
Sol (mg B/kg) ^c	0,92	n. d.	2012	Bari et al. 2014; Environnement Canada 2014d

Abréviation : CEE = concentration estimée dans l'environnement;

^a Les concentrations de bore dissous sont présentées pour les stations « de référence » et « exposées » de 43 plans d'eau au total en fonction des catégories « baseline » et « test » dans RAMP (2015). À l'aide des données agrégées de tous les échantillons, les concentrations du 95^e centile ont été calculées pour chaque catégorie.

^b Il était difficile de déterminer si les stations de surveillance étaient dans une zone d'exposition ou de référence.

^c Ajout de la concentration de bore aux concentrations de fond dans le sol en raison des taux de dépôt globaux sur une période de 50 ans (Bari et al. 2014).

7.3.2.6 Extraction du pétrole et du gaz

Un certain nombre de précurseurs de l'acide borique sont utilisés dans le cadre des activités d'extraction de pétrole et de gaz, notamment le forage et la fracturation hydraulique. Les quantités d'un certain nombre de précurseurs de l'acide borique importées au Canada par les entreprises de services dans les champs pétrolifères (qui pratiquent le forage et la fracturation hydraulique) variaient d'environ 1 000 à 50 000 tonnes par année entre 2009 et 2012 (ASFC, 2013). On s'en sert généralement comme agents réticulants pour conserver la viscosité des fluides à mesure que la température augmente au fond du puits (US EPA, 2012a; FracFocus 2020), retardateur de prise du ciment, de lubrifiants, de tampons de régulation du pH, d'agents d'élimination du sulfure d'hydrogène, d'agents alcalins d'épandage tensio-actifs et d'inhibiteurs de corrosion, en plus d'être utilisés dans la diaggraphie de puits à neutrons pulsés (Schubert, 2016). Le transport et le stockage sur place des précurseurs d'acide borique, la préparation des boues de forage et des fluides de fracturation hydraulique, ainsi que le stockage, le traitement et l'élimination des eaux de reflux et de l'eau produite peuvent occasionner des rejets d'acide borique dans l'environnement (CAC, 2014). Les eaux de reflux sont des eaux composées non seulement des additifs chimiques qui ont été mélangés dans le fluide de fracturation, mais aussi l'eau de formation, qui peut contenir des solides dissous (CAC, 2014). L'eau produite est l'eau piégée dans les formations souterraines ramenée à la surface avec le pétrole et le gaz (Liang et al. 2018). Du bore a été mesuré dans les eaux de reflux et l'eau produite au Canada (0,05 à 30,6 mg B/L), ce bore s'expliquant principalement par la présence des sources naturelles dans les formations de pétrole et de gaz (Cheung et al. 2009; MDDEP, 2010 a).

Les provinces et les territoires constituent les principaux organismes de réglementation de l'exploitation et de l'extraction de pétrole et de gaz terrestres, notamment l'utilisation de produits chimiques, l'utilisation de l'eau, le stockage de l'eau et l'élimination des eaux usées (dont les eaux de reflux et l'eau produite) (Al-rameeni et al., 2016; Enserva, 2025). Les eaux de reflux et l'eau produite sont récupérées et stockées dans des bassins de surface dotés d'une membrane ou dans des réservoirs de stockage, et sont traitées pour être réutilisées ou éliminées. L'élimination des eaux usées se fait sur le site ou hors site, par injection en puits profonds d'élimination des eaux usées ou à une installation de traitement des déchets (CAC, 2014). L'option de gestion des eaux usées qui est autorisée dépend des caractéristiques géologiques du site où l'activité a lieu et des exigences réglementaires provinciales ou territoriales. Par exemple, l'Alberta établit des seuils de concentration de bore dans les déchets de forage (AER 2022), tandis que certaines provinces (par exemple le Québec et la Nouvelle-Écosse) ont proposé des

mesures pour restreindre le forage de pétrole et de gaz et interdire la fracturation hydraulique (Manning et Tamura-O'Connor 2022).

7.3.2.7 Agriculture

Le bore, un oligoélément essentiel des plantes, est appliqué sur les sols pour combler les carences en éléments nutritifs et est incorporé dans certains prémélanges d'engrais pour prévenir ces carences (Schubert, 2003). Les précurseurs de l'acide borique sont utilisés au Canada comme oligoéléments du bore dans les engrais (voir la section 4). Selon l'ASFC (2013), entre 1 000 et 2 400 tonnes de précurseurs de l'acide borique ont été importées chaque année au Canada entre 2009 et 2012 par des entreprises dont l'activité principale concerne des produits chimiques agricoles. Tous les engrais et suppléments, y compris les engrais contenant du bore, qui sont importés ou vendus au Canada, sont réglementés en vertu de la *Loi sur les engrais* (ACIA, 2020).

Des concentrations élevées de bore dans les eaux de surface (médiane de 3,1 mg B/L) et les eaux de cours d'eau (médiane de 1,1 mg B/L) ont été observées dans l'ouest de la vallée de San Joaquin, en Californie à la suite de pratiques de gestion des eaux de drainage agricoles, au cours desquelles les eaux souterraines salines peu profondes contenant des concentrations élevées de bore sont dirigées loin des champs pour assurer la productivité des cultures (Klasing et Pilch, 1988, cité dans Eisler, 1990; Ohlendorf, 2002). Les données de surveillance du bore dans les eaux de surface près des zones d'agriculture intensive au Canada sont rares. Cependant, des échantillons d'eau prélevés en juillet 2008 à 20 sites (notamment dans des fossés de drainage agricoles et des cours d'eau) de la vallée de Creston, en Colombie-Britannique (la zone agricole la plus importante de la région centrale de Kootenay) ont révélé des concentrations de bore inférieures à la limite de détection de 0,05 mg B/L (Davies, 2008).

7.3.2.8 Fabrication de pâtes et papiers

Entre 2008 et 2012, plusieurs entreprises du secteur des pâtes et papiers ont déclaré chaque année importer, acheter ou utiliser des précurseurs de l'acide borique en quantités inférieures à 0,1 à 1 000 tonnes (Environnement Canada, 2009 a, 2013 b; CBSA, 2013). Les substances sont utilisées comme agents réducteurs pour blanchir la pâte de bois blanchie et des fibres recyclées (Ni et al. 2001; Wasshausen et al. 2006), ainsi que dans l'autocaustification partielle à l'aide du borate (Tran et al. 1999; Mao et al. 2006). Comme le bore est un nutriment essentiel des plantes et des arbres (Reimann et De Caritat, 1998), il est naturellement présent dans les matières premières transformées de ce secteur. Par conséquent, il se peut que du bore soit rejeté dans l'environnement par les usines de pâtes et papiers qui n'utilisent pas directement des précurseurs de l'acide borique dans leurs procédés de fabrication, même ces rejets devraient être faibles. Cependant, en raison de la faible élimination du bore par les systèmes d'assainissement des eaux usées, les usines qui utilisent des substances contenant du bore devraient rejeter des quantités plus élevées de bore en raison du déversement de l'effluent final dans l'environnement (Bryant et Pagoria, 2004).

Les concentrations de bore mesurées dans les eaux de surface à proximité de 14 usines de pâtes et papiers au Canada (ECCC, 2021 g; ESEE 2021) sont relativement faibles (tableau 7-7). Les CEE ont également été calculées pour 46 usines au Canada à l'aide des données sur les effluents des fabriques. Les concentrations moyennes ou médianes de bore dans les effluents variaient de non détectable (limite de détection de la méthode allant jusqu'à 0,2 mg B/L) à 4,01 mg B/L (UBC, 1996; NCASI 2006; Kovacs et al., 2007; Martel et al. 2010; MDDEP, 2010b; ECCC 2021 g). La concentration élevée de bore de 30,6 mg B/L déclarée pour l'effluent combiné final d'une installation (NCASI, 2006) a été jugée erronée. La concentration moyenne corrigée des effluents au cours de la période de surveillance de 3 jours à l'installation était de 1,3 mg B/L (communication personnelle de MDDELCC à Environnement Canada, 2014; source non citée). On trouvera plus de détails dans le document d'ECCC (2021c).

Des données supplémentaires ont été fournies par le National Council for Air Stream Improvement, qui a conçu, coordonné et géré une campagne d'échantillonnage (d'août 2018 à janvier 2019) de 30 installations représentant 2 catégories de procédés (mécaniques et chimiques) et différentes sources de fibres de bois, situées dans l'une ou l'autre des 4 écozones au Canada (NCASI, 2020). On disposait des concentrations de bore dans l'effluent de 30 fabriques (17 chimiques et 13 mécaniques). Les concentrations moyennes de bore total et dissous dans les effluents finaux variaient de valeurs inférieures à la limite de détection de 0,1 mg/L à 0,710 mg/L. Les concentrations de bore de fond dans les eaux douces ambiantes (c'est-à-dire l'eau brute prélevée ou l'eau en amont) variaient entre des valeurs inférieures à la limite de détection de 0,01 mg/L et de 0,030 mg/L. Les non-détections ont été remplacées par la moitié de la limite de détection déclarée pour le calcul de la CEE (voir la section 7.3.2).

Tableau 7-7. Concentrations environnementales estimées de bore mesurées dans les eaux de surface ou les effluents du secteur des pâtes et papiers

Type de CEE	Plage de CEE (mg B/L)	Nombre d'échantillons (n =)	Période d'échantillonnage	Zone de référence
Zone de référence ^a	< 0,01 à 0,069	20	2009 à 2019	ECCC, 2021 g
Zone d'exposition	< 0,01 à 0,21	256	2009 à 2019	ECCC, 2021 g
Calculé à partir de la concentration dans l'effluent ^b	0,031 à 1,6 (médiane de 0,031 à 0,43)	290	1994 à 2019	UBC 1996; NCASI 2006, 2020; Kovacs et al., 2007; Martel et al. 2010; MDDEP, 2010b; MDDELCC 2014 (communication

				personnelle; source non citée)
--	--	--	--	-----------------------------------

Abréviation : CEE = concentration estimée dans l'environnement;

^a Données de 14 installations déclarées à l'ESEE (ECCC 2021g)

^b La plage de CEE est calculée en fonction des concentrations médianes et moyennes mesurées dans les effluents des fabriques au Canada. Les CEE ont été déterminées en appliquant un facteur de dilution par défaut de 10 à la concentration moyenne ou médiane dans l'effluent et en ajoutant une concentration de fond par défaut de 0,031 mg B/L ou une concentration de fond mesurée, le cas échéant.

7.3.2.9 Systèmes d'assainissement des eaux usées et gestion des déchets

Les systèmes d'assainissement des eaux usées⁶ dans les municipalités constituent un point d'entrée commun des substances dans les eaux de surface compte tenu des rejets d'effluents (voir la section 7.3.2). On présume que les CEE calculées à l'aide des données de surveillance des effluents d'eaux usées tiennent compte des rejets de bore dans les égouts attribuables aux produits utilisés par les consommateurs ou à ces derniers combinés à des rejets industriels. Par ailleurs, l'épandage de biosolides provenant d'eaux usées est également un point d'entrée possible dans le sol.

Des données de surveillance empiriques existent pour un certain nombre de systèmes de traitement des eaux usées. Par exemple, des données ont été recueillies dans le cadre du programme de surveillance du PGPC de 21 installations situées au Canada mis en œuvre de 2011 à 2018 (ECCC, 2019). Au total, 126 échantillons d'influent et d'effluent final ont été analysés pour mesurer le bore total (tableau 7-8). Le bore a été détecté dans tous les échantillons, avec des concentrations variant de 0,035 à 2,1 mg B/L dans les influents et de 0,045 à 1,9 mg B/L dans les effluents finaux. Les concentrations médianes dans les influents et les effluents étaient identiques à 0,16 mg B/L, ce qui indique que l'élimination du bore des eaux usées est négligeable. En supposant un facteur de dilution de 10, on a déterminé une plage de concentrations dans les eaux réceptrices (0,004 5 à 0,19 mg B/L). Une plage de CEE de 0,035 à 0,225 mg B/L a été obtenue en additionnant la concentration de bore de fond de 0,031 mg B/L (tableau 7-8). D'autres données sur les concentrations de bore dans les effluents d'eaux usées traitées relevées à d'autres endroits au Canada entre 1978 et 2012 variaient de moins de 0,01 à 0,7 mg B/L (Cain et Swain, 1980; Swain et al. 1998; CWWA 2001; MDDEP 2001; Environnement Canada 2013c).

Étant donné que les données de surveillance des eaux usées disponibles ne comprennent pas nécessairement les rejets de substances contenant du bore à l'égout, une modélisation de l'exposition a également été effectuée pour ce secteur. Plusieurs utilisations de substances contenant du bore pouvant entraîner des rejets à l'égout qui

⁶ Dans la présente évaluation, l'expression « système des eaux usées » (SEU) désigne un système qui recueille les égouts domestiques, commerciaux et institutionnels et pourrait désigner un système qui recueille les eaux usées industrielles (après avoir été déversées dans l'égout), habituellement en vue d'un traitement et d'un rejet ultérieur dans l'environnement. Sauf indication contraire, cette expression ne fait aucunement la distinction entre un propriétaire et un exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé ou en partenariat). Les systèmes situés dans des zones industrielles et conçus expressément pour traiter les effluents industriels sont désignés par les termes « système des eaux usées sur place » et « système des eaux usées industrielles ».

contribuent à une exposition cumulative en milieu aquatique au bore ont été relevées au Canada (Environnement Canada, 2009 a, 2013c; ToxEcology Environmental Consulting Ltd. 2012, 2014; CBSA 2013; Cheminfo Services Inc. 2013a, 2013 b, 2013c; EHS, 2013). Parmi les catégories de produits sujets à des rejets à l'égout, il y a les savons et les détergents, les cosmétiques, les produits de soins oculaires et de soins personnels, les produits chimiques de traitement de l'eau (par exemple, entretien des piscines) et les produits vétérinaires. D'après les données sur les importations canadiennes (c'est-à-dire les importations totales moins la réexportation) de 2009 à 2012 et de 2017 à 2020 par des entreprises utilisant ces catégories de produits, et d'après les quantités annuelles aux États-Unis (à des fins de comparaison) de savons et de détergents, la quantité annuelle de substances utilisées dans des produits rejetés à l'égout est estimée à environ 748 tonnes B/an (Ball et al. 2012; CBSA 2013; Statistique Canada [modifié, 2021]. Un calcul combinant des renseignements sur les quantités de bore qui atteignent les systèmes d'assainissement des eaux usées, des renseignements sur l'efficacité d'élimination de différents types de traitement des eaux usées (c'est-à-dire primaire et secondaire), des données sur les débits d'effluent au Canada ainsi que des données sur les plans d'eau récepteurs ont été utilisées pour estimer les CEE. Les CAE calculées pour ces produits varient d'une valeur négligeable à 0,202 mg B/L, ce qui donne des CEE comprises entre 0,032 et 0,233 mg B/L lorsqu'une concentration de fond de 0,031 mg B/L est additionnée. Les CEE modélisées sont similaires aux CEE calculées avec des concentrations mesurées dans les effluents d'eaux usées. On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021 h).

Le bore a également été détecté dans la plupart des échantillons (91 sur 108) de boues primaires, de boues secondaires et de biosolides prélevés dans le cadre d'activités de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques (ECCC, 2019). Les concentrations dans les boues primaires, les boues secondaires et les biosolides variaient d'une valeur inférieure à 0,03 à une valeur inférieure à 76 mg/kg poids sec (médiane inférieure à 0,05 mg/kg poids sec), d'une valeur inférieure à 0,002 à 16,4 mg/kg poids sec (médiane de 6,03 mg/kg poids sec) et d'une valeur inférieure à 0,03 à 445 mg/kg poids sec (médiane de 21,1 mg/kg poids sec), respectivement. (ECCC, 2019). Les biosolides provenant des systèmes d'assainissement des eaux usées sont envoyés aux sites d'enfouissement, incinérés ou épandus sur les terres agricoles. L'équation ci-dessous a servi à estimer l'apport de bore dans les sols attribuable à l'épandage de biosolides contenant du bore.

$CEE_{ajoutée} = \text{concentration de bore dans les biosolides} \times \text{dose d'application} \times \text{nombre d'années} \div \text{profondeur du mélange} \times \text{masse volumique du sol}$

Dans un scénario prudent, une dose d'application maximale de 8 300 kg de poids sec par hectare (poids sec/ha) par année (c'est-à-dire le seuil réglementaire provincial le plus élevé qui existe); Environnement Canada, 2006), profondeur de mélange de 0,2 m (profondeur de labour; ECHA, 2012), et une masse volumique du sol de 1 200 kg/m³ a été utilisée (Williams, 1991), ainsi que la concentration de bore la plus élevée mesurée dans les biosolides (57,1 mg/kg de poids sec) issus de systèmes d'assainissement au Canada, qui n'ont pas été incinérés. Une période de 10 années consécutives a été

choisie comme durée d'accumulation (ECHA, 2012). La concentration de bore accumulée dans le sol à la fin de cette période est de 1,97 mg/kg poids sec. Cette CEE_{ajoutée} est fondée sur l'hypothèse selon laquelle le bore ne subira pas de lixiviation ni ne sera entraîné par le ruissellement, ni ne sera absorbé par les plantes et éliminé pendant la récolte. On la considère donc prudente compte tenu de la solubilité élevée de l'acide borique dans l'eau.

L'acide borique contenu dans les produits, les articles manufacturés ou d'autres matériaux (par exemple, les sols contaminés) qui sont éliminés dans les sites d'enfouissement peut être lessivé et se retrouver dans le lixiviat des sites d'enfouissement. Des données de surveillance ont été recueillies à 13 des plus grands sites d'enfouissement du Canada entre 2008 et 2013 dans le cadre du programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques. Des concentrations de bore total et dissous ont été mesurées dans le lixiviat avant et après le traitement (s'il était accessible). Avant le traitement, les concentrations de bore total dans le lixiviat variaient de 0,001 à 42,1 mg B/L (médiane de 3,8 mg B/L; $n = 109$) (Conestoga-Rovers and Associates, 2015). Sur ces 13 sites d'enfouissement, 5 traitent leur lixiviat sur place avant de l'acheminer dans un système d'assainissement ou de le rejeter dans l'environnement. Pour ces sites d'enfouissement, les concentrations de bore total dans le lixiviat après le traitement s'échelonnaient de 3,1 à 34,9 mg B/L (valeur médiane de 15,3 mg B/L; $n = 25$). Les taux d'élimination étaient généralement faibles (11,3 %) et, dans quelques cas, la concentration de bore dans les lixiviats était plus élevée après le traitement (Conestoga-Rovers and Associates, 2015).

Dans le cas des sites d'enfouissement qui envoient leur lixiviat (traité ou non traité) à un système d'assainissement des eaux usées, la dilution du lixiviat dans l'influent du système et la dilution de l'effluent du système dans le cours d'eau récepteur devraient entraîner des concentrations de bore inférieures aux niveaux préoccupants (CESE) dans les écosystèmes aquatiques. Toutefois, 3 sites d'enfouissement rejettent leur lixiviat (traité ou non) dans l'environnement, les milieux humides, un marais filtrant ou directement dans une rivière. Les concentrations de bore total mesurées dans le lixiviat (après traitement, si elles sont disponibles) de 2008 à 2013 variaient de 0,8 à 5 mg B/L ($n = 6$), de 3,1 à 6,1 mg B/L ($n = 6$) et de 3,8 à 6,2 mg B/L ($n = 3$). Le recours à un facteur de dilution de 10 et l'ajout de 0,031 mg B/L pour la concentration de fond a donné des CEE de 0,11 à 0,65 mg B/L pour les 3 sites (tableau 7-8).

Tableau 7-8. Résumé des CEE découlant des rejets d'effluents d'eaux usées, des rejets à l'égout, de l'épandage de biosolides d'eaux usées et des rejets attribuables au lixiviat dans les sites d'enfouissement

Moyen et unités	Plage de CEE	Nombre d'échantillons (<i>n</i> =)	Période d'échantillonnage	Zone de référence
Eau, des concentrations d'effluents d'eaux usées traitées (mg B/L) ^a	0,035 à 0,225	n. d.	1978 à 2018	ECCC, 2019
Eau, modélisée pour les rejets à l'égout (mg B/L)	0,032 à 0,233	n. d.	n. d.	ECCC 2021 h
Eau, des concentrations de lixiviat issu de sites d'enfouissement (mg B/L) ^a	0,11 à 0,65	15	2008 à 2013	Conestoga-Rovers and Associates, 2015
Sol (mg B/kg poids sec), de l'épandage de biosolides	1,97	n. d.	2011 à 2018	ECCC, 2019

Abréviations : CEE = concentration estimée dans l'environnement; n. d. = non disponible

^a En supposant un facteur de dilution par défaut de 10 une fois que l'effluent d'eaux usées a atteint le milieu récepteur

7.3.2.10 Fabrication de caoutchouc

Entre 2009 à 2012, moins de 4 entreprises de fabrication de caoutchouc canadiennes ont importé annuellement entre 10 et 1 000 tonnes de précurseurs de l'acide borique (ASFC, 2013), qui sont généralement utilisés comme ignifuges dans les produits en caoutchouc (Ball et al. 2012). On s'attend à ce que les rejets d'acide borique de ce secteur aient lieu dans le milieu aquatique. Les installations rejettent de l'acide borique présent dans leur effluent directement dans le milieu récepteur (rejets directs) ou indirectement dans les systèmes d'assainissement des eaux usées (rejets indirects).

Les CAE ont été calculées pour les rejets directs et les rejets indirects (tableau 7-9), en supposant que la quantité annuelle maximale d'acide borique importée au Canada pour ce secteur est utilisée dans une seule installation. Les CEE pour les rejets indirects sont obtenues en additionnant la concentration de fond de 0,031 mg B/L et la concentration des rejets à l'égout (0,000 8 à 0,202 mg B/L). Les CEE pour les rejets directs sont déterminées en ajoutant la concentration de fond de 0,031 mg B/L. On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021 h).

Tableau 7-9. Résumé des CAE et des CEE pour les rejets directs et indirects découlant de la fabrication de caoutchouc

Type de rejets	Plage de CAE (mg B/L)	Plage de CEE (mg B/L)	Zone de référence
Rejets directs	0,00001 à 0,038	0,057 à 0,32	ECCC 2021 h
Rejets indirects	0,032 à 0,26	0,032 à 0,26	ECCC 2021 h

Abréviations : CAE, concentration aquatique estimée; CEE = concentration estimée dans l'environnement;

7.3.2.11 Traitement des surfaces

Les précurseurs de l'acide borique sont importés et utilisés au Canada par les installations de traitement des surfaces (c'est-à-dire par électrodéposition) (Environnement Canada, 2009 a, 2013c; ASFC, 2013) pour nettoyer les surfaces du substrat avant le placage et comme tampon dans les solutions de placage. L'acide borique sert également à d'autres fins, comme favoriser le dépôt du placage et réduire la formation d'une pellicule passive (Tsuru et al. 2002).

On a déclaré que la plus grande quantité connue utilisée annuellement de précurseurs de l'acide borique par une installation d'électroplacage au Canada était de l'ordre de 10 à 100 tonnes (Environnement Canada, 2013c). La limite supérieure de 100 tonnes a été utilisée pour estimer la plus grande quantité utilisée dans une seule installation rejetant ses eaux usées traitées dans un système d'assainissement hors site d'une municipalité, ce qui a donné une CAE de 0,095 mg B/L. Lorsqu'on tient compte des sources de rejets à l'égout et de la concentration de fond par défaut, on obtient une fourchette de CEE dans le milieu aquatique prudente de 0,13 à 0,33 mg B/L pour ce secteur. On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021 h).

7.3.2.12 Fabrication d'isolants en fibre de verre

De grandes quantités de précurseurs de l'acide borique (de 1 000 à 50 000 tonnes) ont été importées, utilisées ou achetées chaque année par les fabricants de fibre de verre isolante au Canada de 2008 à 2012 (ASFC, 2013; Environnement Canada 2013c). Les substances sont utilisées comme fondant pour réduire les températures de fusion du mélange vitrifiable (Borax 2024a), accroître la résistance mécanique et l'aptitude au tréfilage (Woods, 1994), conférer une décompressibilité (ETI Products, 2018) et accroître les qualités isolantes du produit (Borax, 2024 b).

On a observé que les émissions atmosphériques de précurseurs d'acide borique avaient des répercussions sur la végétation à proximité des usines de fabrication de fibre de verre au Canada et en Norvège (Temple et Linzon, 1976; Temple et al. 1978; Eriksson et al. 1981). Les symptômes propres à la toxicité du bore observés sur les arbres à feuilles caduques comprennent la chlorose et les lésions nécrotiques foncées dans la zone intercostale des feuilles (Temple et al. 1978; Eriksson et al. 1981). Les émissions provenant du procédé de fusion du verre peuvent être sous forme de particules (oxydes de bore) ou de gaz (acide borique) (US EPA, 1995; NPI [modifié,

2004]), et jusqu'à 15 % du bore ajouté peut se volatiliser pendant le procédé de fabrication (Wallenberger, 2010). Les émissions ont entraîné une augmentation des concentrations de bore dans le sol (concentration de bore soluble dans l'eau de 14,8 mg B/L) et le feuillage (concentration maximale de 989 mg B/L) à la station de surveillance la plus proche (150 m) de l'installation canadienne (Temple et al. 1978). L'absorption du bore s'est faite par absorption directe du bore gazeux ou particulaire par le feuillage et du bore soluble par le sol (Temple et al. 1978). Les précurseurs de l'acide borique ont été éliminés du procédé de fabrication de cette installation canadienne en 1973, ce qui a mis fin aux émissions de précurseurs de l'acide borique provenant de cette installation (Temple et al. 1978).

Il a été démontré que les émissions des précurseurs de l'acide borique et leur absorption nuisaient à la végétation. C'est pourquoi un scénario d'exposition prudent a été établi pour estimer les augmentations de concentration de bore dans le sol attribuables aux émissions atmosphériques et aux dépôts de bore sur le sol résultants, qui proviennent des sites de fabrication de fibre de verre actuellement en exploitation (les effets associés à l'absorption directe des précurseurs de l'acide borique dans le feuillage n'ont pas pu être modélisés et ne font pas partie de cette analyse). Ce scénario a été élaboré pour une grande installation canadienne à l'aide de taux d'émission prudents et du programme AERMOD, ce qui a donné lieu à une CEE_{ajoutée} maximale à l'état d'équilibre dans le sol de 1,3 mg B/kg en presumant un rejet continu pendant 100 ans (Environnement Canada, 2014d). On peut obtenir de plus amples détails dans ECCC (2021 h).

De plus, des concentrations élevées de bore (jusqu'à 114 mg B/kg pour le bore total et jusqu'à 26,4 mg B/kg pour le bore soluble dans l'eau chaude) ont été mesurées dans des échantillons de sol prélevés sur la propriété d'une installation qui utilise du borax (Registre environnemental des sites, 2025). On a émis l'hypothèse que ces concentrations élevées étaient liées à la présence de piles de verre broyé (calcin) entreposées à l'extérieur sur la propriété ou à des rejets provenant d'un quai de chargement utilisé pour des matières premières, dont le borax (Registre environnemental des sites, 2025). Toutefois, on croit que les concentrations élevées dans le sol observées sur le site demeurent dans les limites de la propriété.

7.3.2.13 Activités générales

L'acide borique est également utilisé à des fins autres que celles dont il a déjà été question. Selon l'ASFC (2013), ces autres utilisations peuvent être réparties entre les grands et les petits utilisateurs industriels. La catégorie des petits utilisateurs industriels comprend diverses utilisations (par exemple, le matériel d'art et d'artisanat et les jouets, les produits de bricolage, y compris les adhésifs et les produits d'étanchéité, l'entretien automobile, l'entretien ménager, les peintures et les revêtements, les équipements électriques, les utilisations dans la métallurgie et les laboratoires), chaque catégorie ayant une quantité annuelle cumulée d'importations inférieure à 10 000 tonnes (les CEE n'ont pas été estimées pour ces utilisations, mais elles devraient être inférieures à

celles des grands utilisateurs en raison de l'utilisation à grande dispersion des petites quantités).

La catégorie des grands utilisateurs industriels comprend 2 grands secteurs dont la quantité cumulée annuelle d'importation est de plus de 10 000 tonnes de précurseurs de l'acide borique : la fabrication de produits agricoles (par exemple, engrais et pesticides) et la fabrication de produits de construction (par exemple, isolant en fibre de verre, isolant en cellulose, produits de bois d'ingénierie et panneaux de gypse). L'acide borique et ses précurseurs sont utilisés comme produits ignifuges dans les produits d'isolation à base de cellulose et les produits de bois d'ingénierie (Levan et Tran, 1990; Borax 2024 b). L'acide borique est également ajouté pendant la fabrication de panneaux de gypse pour améliorer le procédé de fabrication, accroître la résistance, notamment au feu (Borax 2024d).

Au total, 53 installations ont été désignées comme de grands utilisateurs sur la base des données sur les importations obtenues de l'ASFC (ASFC, 2013) et au moyen d'une enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2009a). Les installations ont été divisées en 3 groupes selon la quantité utilisée :

- Groupe I (21 installations) : quantité utilisée annuellement par installation = 1 à 100 tonnes
- Groupe II (28 installations) : quantité utilisée annuellement par installation = 100 à 1 000 tonnes
- Groupe III (4 installations) : quantité utilisée annuellement par installation = 1 000 à 10 000 tonnes

On a calculé des CAE prudentes pour les rejets indirects dans l'environnement occasionnés par ces activités en combinant le rejet quotidien de bore d'après la quantité d'utilisation maximale de précurseurs de l'acide borique sélectionnée pour chaque groupe, avec les volumes quotidiens d'eau de dilution. Les CAE calculées variaient de 0,00012 à 0,5 mg B/L, ce qui a donné des CEE allant de 0,032 à 0,73 mg B/L lorsque les concentrations de fond et les rejets à l'égout ont été ajoutés. Pour de plus amples détails, on peut consulter le document d'ECCC (2021 h).

7.4 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche adoptée pour la présente évaluation ayant trait à l'environnement consistait à examiner les renseignements pour l'évaluation et à tirer des conclusions basées sur le poids de la preuve et le principe de précaution. Des éléments de preuve ont été rassemblés pour déterminer le potentiel d'effets nocifs de l'acide borique, ses sels et ses précurseurs pour l'environnement au Canada. Les éléments de preuve pris en compte comprennent ceux évalués dans la présente évaluation qui étayaient la caractérisation des risques pour l'environnement au Canada. Des éléments de preuve secondaires ou indirects ont également été pris en compte, notamment des classifications du danger ou les caractéristiques du devenir déterminées par d'autres

organismes de réglementation. Dans la présente évaluation, le potentiel d'effets cumulatifs a été déterminé par l'examen de l'exposition cumulative à l'entité acide borique.

7.4.1 Analyse des quotients de risque

Les analyses du quotient de risque (QR) ont été effectuées en comparant les diverses estimations de l'exposition (CEE; voir la section Évaluation de l'exposition de l'environnement) avec des données sur l'écotoxicité (CESE; voir l'évaluation des effets sur l'environnement) pour déterminer s'il y a un potentiel d'effets nocifs pour l'environnement au Canada. Nous avons calculé les quotients de risque (QR) en divisant la CEE par la CESE pour les milieux naturels pertinents et les scénarios d'exposition associés.

Bien que la majorité des QR soient inférieurs à 1, des dépassements de CESE ont été relevés dans le milieu aquatique pour le secteur de l'extraction de minerais métalliques et le secteur de l'extraction et du traitement des sables bitumineux (tableau 7-10). Pour le secteur des mines de minerais métalliques, les QR étaient faibles (c'est-à-dire inférieurs à 0,6) pour 108 sites, tandis que des QR modérément élevés de 0,79 à 0,87, de 0,02 à 0,95 et de 0,01 à 0,86 ont été calculés pour 3 sites (sites 1, 3 et 7, respectivement). Des QR élevés de 1,9 à 13,3 ont été obtenus à une usine de concentration pour toutes les mesures ($n = 22$) prises dans la zone d'exposition sur une période de 10 ans (de 2010 à 2019). Depuis 2013, cette installation de concentration applique des mesures visant à réduire la concentration de bore dans les effluents et les eaux réceptrices. Par conséquent, les concentrations de bore dans les eaux de surface réceptrices ont diminué de près de la moitié entre 2016 et 2019 par rapport aux concentrations d'avant 2013 (ECCC, 2021c). Cependant, les QR sont demeurés relativement élevés (de 1,9 à 8,7), ce qui indique une préoccupation potentielle pour l'environnement associée aux rejets d'acide borique en milieu aquatique à cet endroit.

En ce qui concerne le secteur de l'extraction et de la transformation des sables bitumineux, la limite supérieure de la CEE de 1,72 mg B/L peut raisonnablement être considérée comme une valeur aberrante (voir la section 7.3.2.5). La valeur de la CEE du 95^e centile a donc été utilisée pour la comparaison avec la CESE, ce qui a donné un QR de 0,11.

Dans le cas du secteur des pâtes et papiers, le QR le plus élevé est de 1,1 et a été estimé à l'aide de la concentration de bore la plus élevée dans l'effluent à un site. Le QR moyen pour le site est de 0,29. Le QR suivant le plus élevé est de 0,69. Des estimations plus faibles pour les QR peuvent être obtenues en raffinant davantage le scénario d'exposition des pâtes et papiers, bien que cela n'ait pas été jugé nécessaire à ce moment-là.

Tableau 7-10. Résumé des QR obtenus pour différents milieux et scénarios d'exposition à l'acide borique

Secteur	Milieu	CESE dans l'eau (mg B/L); CESE _{ajoutée} dans le sol (mg B/kg)	Plage des CEE ^a dans l'eau (mg B/L); CEE _{ajoutée} dans le sol (mg B/kg)	Plage des QR
Production d'électricité	Eau	1,5	0,786 à 1,0	0,52 à 0,67
Production d'électricité	Sol	6,08	0,322	0,053
Extraction de minerais métalliques ^b	Eau	1,5	Négligeable à 20	jusqu'à 13,3
Fonte et affinage	Eau	1,5	Négligeable à 1,17	jusqu'à 0,78
Extraction du charbon	Eau	1,5	0,004 à 0,061	jusqu'à 0,04
Extraction et traitement des sables bitumineux	Eau	1,5	0,0001 à 1,7; 0,16 ^c	jusqu'à 1,13; 0,11 ^d
Extraction et traitement des sables bitumineux	Sol	6,08	0,92	0,15
Agriculture	Eau	1,5	< 0,05	0,03
Pâtes et papiers	Eau	1,5	0,011 à 1,6	0,007 à 1,1
Rejets d'eaux usées et rejets à l'égout	Eau	1,5	0,032 à 0,233	0,02 à 0,16
Gestion des déchets (lixiviats du site d'enfouissement)	Eau	1,5	0,11 à 0,65	0,07 à 0,43
Épandage de biosolides	Sol	6,08	1,97	0,33
Fabrication de caoutchouc	Eau	1,5	0,032 à 0,32	0,02 à 0,21
Électroplacage	Eau	1,5	0,127 à 0,328	0,08 à 0,21
Fabrication de fibre de verre	Sol	6,08	1,3	0,21
Scénarios généraux	Eau	1,5	0,032 à 0,733	0,02 à 0,49

Abréviations : CESE = concentration estimée sans effet; CEE = concentration estimée dans l'environnement; QR = quotient de risque

^a D'après les concentrations de bore dissous lorsqu'elles sont disponibles.

^b Les activités minières font référence autant à l'extraction du minerai dans des mines à ciel ouvert ou des mines souterraines qu'au traitement du minerai dans une installation de traitement du minerai (communément appelée usine de concentration). Le site ayant un QR systématiquement > 1 est un site de concentration qui traite une gamme de minerais et de concentrés.

^c Concentration environnementale estimée fondée sur une concentration de bore dissous au 95e centile calculée pour les stations d'« essai » (n = 590) échantillonnées dans le cadre du programme RAMP [modifié, 2018], où une concentration de bore dissous unique de 1,7 mg/L supérieure à la CESE a été mesurée.

^d Le QR a été calculé à l'aide d'une CEE fondée sur une concentration de bore dissous du 95e percentile pour les stations « d'essai ».

7.4.2 Examen des éléments de preuve et conclusion

Pour caractériser les risques pour l'environnement associés à l'acide borique, ses sels et ses précurseurs, nous avons examiné des données techniques sur divers éléments de preuve (tel que discuté dans les sections pertinentes du présent document), et leur avons attribué une pondération qualitative. Les éléments de preuve clés étayant la conclusion de l'évaluation sont présentés dans le tableau 7-11, et une discussion globale sur le poids de la preuve figure à la section 7.4.3. Le niveau de confiance que l'on accorde à l'élément de preuve fait référence à l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, du lien de cause à effet, de la plausibilité et de toute extrapolation nécessaire. La pertinence d'un élément de preuve renvoie à l'incidence de ce dernier sur le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificateurs utilisés pour l'analyse vont de faible à élevé, et la pondération assignée à chaque élément comprend 5 niveaux.

Tableau 7-11. Principaux éléments de preuve pondérés pris en compte pour déterminer le potentiel d'effets nocifs de l'acide borique, ses sels et ses précurseurs pour l'environnement au Canada

Élément de preuve	Niveau de confiance ^a	Pertinence pour l'évaluation des effets sur l'environnement ^b	Pondération attribuée ^c
Devenir et comportement dans l'environnement (nature ionique)	élevé	élevé	élevé
Persistance dans l'environnement	élevé	Modérée	Modérée à élevée
Bioaccumulation dans les organismes	élevé	Faible	Modérée
Mode d'action	élevé	Faible	Modérée
CESE pour les organismes aquatiques	élevé	élevé	élevé
CESE pour les organismes vivant dans le sol	élevé	élevé	élevé
CEE fondées sur des concentrations dans les eaux	élevé	élevé	élevé

Élément de preuve	Niveau de confiance^a	Pertinence pour l'évaluation des effets sur l'environnement^b	Pondération attribuée^c
de surface (données de surveillance)			
CEE fondées sur des concentrations dans les effluents industriels et les eaux usées (données de surveillance)	Modérée	élevé	Modérée à élevée
CEE fondées sur des données modélisées de la concentration dans l'eau	Modérée	élevé	Modérée à élevée
CEE fondées sur des concentrations dans le sol (données de surveillance)	élevé	élevé	élevé
CEE fondées sur des données modélisées de la concentration dans le sol	Modérée	élevé	Modérée à élevée
QR de l'eau provenant de centrales électriques au charbon, de l'extraction de minerais métalliques, de fonderies de métaux communs et de métaux précieux, de l'extraction du charbon, l'extraction et le traitement des sables bitumineux et la fabrication de pâtes et papiers	élevé	élevé	élevé
QR de l'eau issue de l'agriculture, des eaux usées, des rejets à l'égout, de l'épandage de biosolides et la gestion des déchets, de la fabrication de caoutchouc, du traitement des surfaces, de la fabrication d'isolants en fibre de verre et des scénarios généraux	Modérée	Modérée	Modérée
QR du sol	Modérée	élevé	Modérée à élevée

^a Le niveau de confiance est déterminé en fonction de la qualité des données, de leur variabilité et des lacunes dans les données (adéquation des données).

^b La pertinence fait référence à l'incidence de l'élément de preuve sur l'évaluation des effets sur l'environnement.

^c Une pondération est assignée à chaque élément de preuve en fonction de la pondération globale fondée sur le niveau de confiance et la pertinence de l'évaluation.

7.4.3 Pondération et détermination du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada

Une fois rejetés dans l'environnement, de nombreux sels ou précurseurs de l'acide borique se dissocient ou sont libérés par les voies de transformation pertinentes pour donner une entité commune préoccupante, soit l'acide borique. On s'attend à ce que l'acide borique soit persistant dans l'eau, le sol et les sédiments, ce qui pourrait entraîner une exposition des organismes aquatiques et terrestres. Les sédiments ne devraient pas constituer un puits important d'acide borique dans les écosystèmes d'eau douce en raison de la grande solubilité de la substance dans l'eau et de sa faible capacité à former des complexes avec des cations communs. Le bore est considéré comme un élément essentiel de la plupart des plantes et de certains animaux. Il a été démontré que l'acide borique présente une toxicité faible à modérée pour les organismes aquatiques et terrestres vulnérables. Le potentiel de bioaccumulation de l'acide borique est faible dans la plupart des organismes, et il ne subit pas de bioamplification dans l'environnement.

Cette évaluation de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs a permis d'examiner l'exposition associée à un large éventail de sources potentielles (voir la section 4.2) qui pourraient contribuer aux charges d'acide borique dans l'environnement, notamment : 1) centrales électriques alimentées au charbon, 2) extraction de minerais métalliques, 3) fonte et affinage de métaux précieux et de métaux communs, 4) extraction de charbon, 5) extraction et traitement des sables bitumineux, 6) extraction de pétrole et de gaz, 7) agriculture, 8) fabrication de pâtes et papiers, 9) systèmes de traitement des eaux usées et gestion des déchets, 10) fabrication de caoutchouc, 11) traitement des surfaces, 12) isolant en fibre de verre et fabrication de fibre de verre et 13) activités générales. Des analyses du QR ont été effectuées pour 12 des 13 secteurs ou activités (à l'exception du secteur de l'extraction de pétrole et de gaz) afin de déterminer le potentiel d'effets nocifs découlant des rejets d'acide borique dans l'environnement.

Les analyses de QR indiquent que les rejets anthropiques d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs ne devraient pas entraîner des concentrations d'acide borique préoccupantes dans l'environnement (eau et sol) au Canada pour la plupart des secteurs ou des activités, notamment les centrales électriques alimentées au charbon, la fonte et l'affinage des métaux précieux et des métaux communs, l'extraction du charbon, l'agriculture, les systèmes d'assainissement des eaux usées et la gestion des déchets, la fabrication du caoutchouc, le traitement des surfaces, les isolants en fibre de verre et la fabrication de fibre de verre et les scénarios généraux (voir la section 7.4.1). Les QR maximaux pour ces secteurs sont tous bien inférieurs à 1 (c'est-à-dire inférieurs à 0,8 et pour la plupart, inférieurs à 0,5).

En ce qui concerne le secteur de l'extraction et du traitement des sables bitumineux, des concentrations élevées de bore (jusqu'à 196 mg B/L) ont été signalées dans les ETSB issues autant d'exploitations minières à ciel ouvert que d'activités souterraines (in situ) et dans le lixiviat de coke (jusqu'à 749 mg B/L), qui sont entreposés dans des bassins de résidus et de stockage. On peut observer des rejets de bore dans le milieu aquatique attribuables au ruissellement des eaux de surface provenant des zones d'exploitation minière et à l'infiltration depuis des bassins de résidus et des bassins de stockage des ETSB (Pollet and Bendell-Young 2000; Frank et al. 2014). Les QR estimés pour plusieurs stations de surveillance du RAMP situées à la rivière Athabasca et près de bon nombre de ses affluents ([modifié en 2018]) et PSCSM ([modifié, 2018]) sont généralement inférieurs à 1. Bien que la limite supérieure du QR de 1,1 ait été calculée à l'aide d'une seule mesure à un endroit, le QR médian ou le deuxième QR estimé le plus élevé est bien inférieur à 1 (moins de 0,13), ce qui laisse croire que le dépassement de la CESE à ce site pourrait être passager. Les renseignements disponibles indiquent qu'on pourrait considérer que les rejets de bore pour ce secteur sont peu susceptibles de causer des effets nocifs sur l'environnement.

Peu de données probantes indiquent que les rejets de bore du secteur des pâtes et papiers étaient préoccupants pour le milieu aquatique au Canada, aux concentrations actuelles. Pour le secteur des pâtes et papiers, les scénarios d'exposition tenaient compte de plusieurs sources de données sur l'exposition, notamment d'une étude récente parrainée par le National Council for Air and Stream Improvement (NCASI, 2020) et des concentrations dans les effluents déclarées au REFPP et à d'autres sources (UBC, 1996; NCASI 2006; Kovacs et al., 2007; Martel et al. 2010; MDDEP, 2010b). Les ensembles de données recueillis auprès des usines étaient représentatifs des différentes catégories de procédés, des sources de fibre de bois et de plusieurs régions du Canada. Les ensembles de données comprenaient également les concentrations de bore total et dissous, ce qui a accru la confiance dans les CEE et les QR calculés pour ce secteur. Une installation présentait une mesure avec un QR supérieur à 1 (c'est-à-dire 1,1), tandis que le QR médian était inférieur à 1 (0,29), ce qui laisse penser que le dépassement de la CESE à ce site pourrait être transitoire. D'après les renseignements disponibles, on pourrait considérer que les rejets de bore pour ce secteur sont peu susceptibles de causer des effets nocifs sur l'environnement.

Pour le secteur de l'extraction de minerais métalliques au Canada, on dispose de données sur les concentrations de bore dans les eaux de surface réceptrices ou dans les effluents pour 115 installations, soit environ 74 % des sites miniers en exploitation en 2003 et 2020 (ESEE 2021). Les concentrations de bore étaient inférieures ou égales à 0,5 mg B/L pour 108 sites, ce qui indique que les rejets anthropiques d'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs provenant de ces installations ne devraient pas entraîner de concentrations d'acide borique préoccupantes dans l'environnement canadien. L'analyse de l'exposition a porté sur les 7 sites où les concentrations de bore étaient supérieures à 0,5 mg B/L dans les zones exposées. Sur les 7 installations analysées, on a relevé un lieu ou un secteur préoccupant pour les organismes aquatiques pour le secteur des mines de minerais métalliques, et les QR élevés pour ce site (une installation de concentration de minerai) variaient de 1,9 à 13,3 dans la zone

d'exposition sur une période de 10 ans (2010 à 2019). Les QR sont demeurés relativement élevés (de 1,9 à 8,7), même après que l'installation a pris des mesures pour réduire la concentration de bore dans les effluents et les eaux réceptrices à partir de 2013. Des QR allant jusqu'à 0,87, 0,95 et 0,86 ont également été calculés pour 3 autres sites pour ce secteur, soit une mine, une mine et une fonderie combinées et une usine de concentration d'uranium. Sur la base de ces constatations, il se peut qu'un petit nombre d'installations du secteur des mines d'extraction de minerais métalliques rejette du bore dans une mesure qui cause ou peut causer des préoccupations pour l'environnement.

Ces renseignements indiquent que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs peuvent causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada.

7.4.4 Sensibilité de la conclusion attribuable aux incertitudes clés

Les propriétés écotoxicologiques de l'acide borique sont bien caractérisées. Il a été établi que les recommandations du CCME en matière de qualité de l'eau publiées en 2009 concordaient avec la CESE de l'acide borique en milieu aquatique, car un examen des publications a permis de conclure qu'aucune étude publiée depuis cette date n'a présenté de preuve d'une toxicité plus élevée. On a noté une certaine incertitude dans les données sur les effets sur les organismes vivant dans les sédiments. Dans les expériences, on a éprouvé des difficultés à atteindre et à maintenir les concentrations d'exposition dans les sédiments, en raison de la tendance de l'acide borique à diffuser dans la phase aqueuse. Étant donné que les valeurs de la CSEO dans les sédiments pour les essais réalisés avec de l'eau enrichie étaient beaucoup plus élevées que la CESE en milieu aquatique, on a jugé que la CESE en milieu aquatique protégeait les organismes des sédiments exposés à des concentrations d'acide borique dans l'eau interstitielle. En raison de la faible présence de l'acide borique ajouté dans le sol, de l'absence d'effets du vieillissement du sol et de la faible biodisponibilité du bore dans le sol naturel, l'approche des risques supplémentaires a été utilisée pour calculer la CESE_{ajoutée} dans le sol. L'approche fondée sur les risques supplémentaires suppose que seule la fraction anthropique d'acide borique ajouté contribue aux risques, et ne tient pas compte de la contribution possible de la concentration de fond ambiante aux effets nocifs. Bien que l'on s'attende à ce que la contribution de la concentration de fond ambiante aux effets nocifs soit faible, des hypothèses prudentes (par exemple, aucune perte par ruissellement, lessivage ou absorption par les plantes) ont été utilisées par mesure de précaution lors de la détermination de la CEE_{ajoutée} dans le sol obtenue par modélisation. Un vaste ensemble de données d'études de grande qualité sur la toxicité chronique dans le sol pour 23 espèces, y compris de nombreuses espèces boréales présentes au Canada, a été utilisé pour calculer la CESE_{ajoutée} dans le sol au moyen d'une approche de la répartition de la vulnérabilité des espèces. L'ensemble de données respectait les exigences relatives à la couverture des espèces décrites dans les directives nationales (CCME) et internationales (MERAG). Dans l'ensemble, l'incertitude associée aux données sur les effets sur l'environnement est considérée comme faible.

Des données sur les quantités importées de l'ASFC et du CICM ont été utilisées pour compléter les résultats des enquêtes réalisées en vertu de l'article 71 de la LCPE et tirés de la participation volontaire des intervenants pour caractériser les secteurs qui emploient le plus les précurseurs de l'acide borique. Les importateurs ont été assignés à un secteur en fonction des hypothèses formulées au sujet de leur activité principale d'après des renseignements publiques ou en réalisant une corrélation avec les réponses aux enquêtes ou celles provenant de la participation volontaire des intervenants. Une incertitude supplémentaire découle du fait que les données de l'ASFC et du CICM sont organisées selon les codes SH, qui, dans plusieurs cas, décrivent des groupes de substances (par exemple, les borates métalliques). Ainsi, dans certains cas, une quantité importée ayant un code SH pourrait comprendre des quantités inconnues de plusieurs substances différentes. Pour tenir compte de cette incertitude, et parce que les quantités devaient être converties en équivalents de bore aux fins de comparaison avec les CESE, on a supposé de façon prudente que toutes les quantités importées associées à un code SH devaient être traitées comme de l'acide borique. Parmi les principales substances commerciales contenant du bore (par exemple, le borax pentahydrate, le borax décahydrate), l'acide borique présente la concentration en bore la plus élevée (17,5 %), tandis que la majorité des précurseurs de l'acide borique ont une valeur inférieure.

Les calculs de la CEE pour les secteurs utilisant des précurseurs de l'acide borique ont été effectués en presumant que les utilisateurs des différents secteurs ne rejettent pas la substance à la même installation d'assainissement des eaux usées ou dans le même plan d'eau de surface. Si les valeurs modélisées de la CEE maximale en milieu aquatique étaient ajoutées pour plusieurs secteurs, la CEE combinée résultante pourrait dépasser la CESE en milieu aquatique. Toutefois, d'après des données de l'ASFC (notamment sur le lieu des utilisateurs), la participation volontaire des intervenants et les réponses aux enquêtes réalisées en vertu de l'article 71 de la LCPE, il a été déterminé que ce « rejet combiné » serait peu probable. Une certaine incertitude subsiste, avec la possibilité de relocalisation des utilisateurs ou d'introduction de nouveaux utilisateurs, ce qui entraîne des rejets combinés. Toutefois, d'un point de vue des probabilités, il serait rare que plusieurs utilisateurs soient tous dans la distribution maximale de l'exposition pour leur secteur au même moment et au même endroit. De plus, les calculs et les hypothèses concernant l'exposition étaient réalistes, et prudents.

Les concentrations de bore dans le milieu récepteur aquatique en aval des points de rejet des effluents étaient disponibles pour environ 74 % des sites miniers. Malgré le tableau incomplet des rejets de bore du secteur minier au Canada, les données disponibles sont récentes et jugées représentatives. Un site présentait un potentiel élevé d'effets nocifs pour l'environnement et 3 sites étaient associés à des QR approchant des niveaux préoccupants.

Lorsqu'on n'a pas précisé si les concentrations déclarées étaient pour le bore total ou le bore dissous, on a supposé que les concentrations s'appliquaient au bore dissous afin de demeurer prudent (c'est-à-dire en presumant une biodisponibilité élevée). Toutefois,

les conclusions de l'évaluation ne tiennent pas compte de cette hypothèse, car les mesures du bore dissous et du bore total sont généralement presque identiques.

Une concentration environnementale mesurée à un endroit pour le secteur de l'extraction et de la transformation des sables bitumineux dépassait la CESE en milieu aquatique. On a raisonnablement supposé que cette valeur représentait une aberration statistique, car les valeurs médiane et du 95e centile se sont avérées bien inférieures à la CESE en milieu aquatique. Cela n'a été le cas que pour ce secteur, et on a jugé que la valeur aberrante n'avait pas suffisamment de poids pour modifier la conclusion des effets sur l'environnement. Toutefois, les concentrations dans l'environnement devraient continuer d'être mesurées et analysées pour ce secteur pour s'assurer que les concentrations élevées sont vraiment des valeurs aberrantes.

Dans l'ensemble, les incertitudes associées à la caractérisation de l'exposition dans l'environnement peuvent être plus grandes que celles de la caractérisation des effets sur l'environnement. On a appliqué des hypothèses prudentes à la plupart des scénarios d'exposition afin de réduire au minimum la possibilité d'un risque faussement négatif.

8. Risque d'effets nocifs sur la santé humaine

8.1 Évaluation des effets sur la santé

Plusieurs organisations nationales et internationales ont examiné les effets sur la santé de l'exposition à l'acide borique, à ses sels et à ses précurseurs (US EPA, 2004, 2015a; EU 2007; ATSDR 2010; EFSA 2013; ECHA, 2014). L'acide borique, ses sels et ses précurseurs ont également été examinés par la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance (Santé Canada, 2007), l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada (Santé Canada, 2012, 2016) et le Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada. (Santé Canada, 2023a). Ces évaluations existantes ont servi à pour étayer la section sur les effets sur la santé de la présente évaluation.

8.1.1 Caractère essentiel chez l'humain

Le caractère essentiel du bore a été démontré chez la plupart des végétaux et chez certains animaux (voir section 7.1). Des données indiquent que le bore contribue à la régulation du calcium chez les animaux, ce qui peut avoir des répercussions sur le métabolisme des os (US EPA, 2015a). L'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 1996) classe le bore comme un élément « probablement essentiel »; toutefois, il n'y a pas suffisamment de données pour confirmer ce caractère essentiel chez l'humain (ATSDR, 2010; Santé Canada 2012, 2023a; ECHA 2014; US EPA (2015 a).

8.1.2 Toxicocinétique

La toxicocinétique de l'acide borique est semblable chez le rat et l'humain (ANSES, 2012; Santé Canada 2012 ECHA 2014; US EPA (2015a). L'acide borique et les borates sont rapidement et presque complètement absorbés après ingestion par voie orale (US EPA, 2004, 2015a; ATSDR 2010; ANSES 2012; ECHA, 2014), et l'absorption variait de 64 à 98 % chez les animaux de laboratoire (rats, lapins) (Santé Canada, 2023a). Les borates inorganiques sont hydrolysés pour donner une forme non ionisée de l'acide borique (pKa de 9,2) dans le milieu acide qu'est l'intestin et sont ensuite absorbés principalement par diffusion passive dans la circulation générale (EFSA, 2013; Santé Canada, 2023a). De plus, le bore peut pénétrer dans la circulation générale après une exposition par inhalation chez le rat et l'humain (US EPA, 2004, 2015a; ATSDR 2010; Santé Canada, 2023a). Un taux d'absorption par inhalation de 100 % comme hypothèse de la pire éventualité a été appliqué dans la présente évaluation, ce qui est cohérent avec les évaluations des risques associés aux composés du bore de l'ATSDR (2010), l'ECHA (2014) et l'US EPA (2015a).

Une valeur d'absorption par voie cutanée a été estimée à l'aide des résultats d'une étude *in vivo* chez l'humain réalisée par Wester et al. (1998 a). Cette étude a été

utilisée par le comité scientifique sur la sécurité des consommateurs de la Commission européenne (SCCS, 2010 a, 2010 b) et l'ARLA de Santé Canada (2016) pour établir les valeurs d'absorption cutanée par défaut du bore. Wester et al. (1998a) ont déclaré une absorption percutanée *in vivo* de précurseurs de l'acide borique. Les volontaires (huit par groupe) ont reçu une dose (non-occlusive) d'acide borique (5 %), de borax (5 %) ou de tétrahydrate d'octaborate de disodium (10 %) en solution aqueuse. On a prélevé de l'urine avant le traitement des jours 1 à 4 et après le traitement jusqu'au jour 17. Le jour 5, la substance chimique à l'étude a été appliquée au dos des individus. On a demandé aux volontaires de porter un T-shirt pour protéger la zone ayant reçu la dose. La substance chimique est restée sur la peau pendant 24 heures, après quoi les résidus de cette substance ont été éliminés par lavage de la peau. Dans cette étude, le pourcentage moyen absorbé (écart-type) était de 0,226 % ($\pm 0,125$), 0,210 % ($\pm 0,194$) et 0,122 % ($\pm 0,108$) pour l'acide borique, le borax et le tétrahydrate d'octaborate de disodium, respectivement (Wester et al. 1998 a). Les pertes de substance chimique dans les vêtements et la literie n'ont pas été corrigées dans les résultats de l'étude rapportée ou par le CSSC (2010a, 2010 b) dans son évaluation. Sur la base des pertes récupérées sur le t-shirt, Santé Canada (2016) a calculé une valeur d'absorption cutanée corrigée de 2 à 4 %.

Une étude plus récente a évalué l'absorption cutanée *in vitro* de la diméthylamine borane à l'aide d'échantillons de peau fraîche d'humains obtenus par chirurgie non urgente (Mathews et al. 2014). Les cellules de diffusion à écoulement continu utilisant des échantillons de peau (surface = 0,64 cm²) ont été traitées avec 0,054 et 0,54 mg de diméthylamine borane radiomarquée [¹⁴C] dans l'éthanol (6 cellules/dose). On a laissé les traitements perfuser durant 24 heures. En moyenne, 41 % de la dose appliquée de diméthylamine borane était absorbée par la peau, tandis qu'une proportion de 2 à 3 % demeurait dans les disques de peau. Toutefois, la récupération du radiomarquage dans cette étude était faible (69 et 78 % pour les doses faibles et élevées, respectivement). De plus, des doses sous forme de suspensions ont été préparées en utilisant de l'éthanol comme véhicule, lequel est un agent connu pour améliorer la pénétration dans la peau (Lachenmeier, 2008, cité dans Santé Canada, 2020a).

En raison des limites de la principale étude sur l'absorption cutanée *in vivo* chez l'humain (Wester et al. 1998a), dont la faible récupération du bilan de masse et l'exclusion des résidus liés à la peau, Santé Canada a déterminé une absorption cutanée de 10 % (2016). L'évaluation actuelle a adopté la même valeur d'absorption cutanée de 10 % que Santé Canada (2016), tout en tenant compte de l'étude *in vitro* sur l'absorption cutanée de la diméthylamine borane dans le poids de la preuve (Mathews et al. 2014). Cette valeur tient compte des limites de l'étude et des différentes formulations de produit, ainsi que de l'utilisation d'une seule valeur d'absorption cutanée pour toutes les formes de bore.

De plus, la présente évaluation utilise le coefficient de perméabilité le plus élevé déclaré (Kp, 5,0 x 10⁻⁴ cm/h) de Wester et al. (1998 b) pour estimer l'exposition par voie cutanée dans les scénarios de dose infinie (par exemple, baignade dans une piscine). Wester et al. (1998 b) a étudié l'absorption percutanée *in vitro* de l'acide borique (0,05 à

5 %), du borax (5 %) et du tétrahydrate d'octaborate de disodium (10 %) chez l'humain. L'étude a rapporté des valeurs de K_p variant de $1,4 \times 10^{-6}$ à $5,0 \times 10^{-4}$ cm/h.

Après absorption, le bore est distribué rapidement et uniformément dans les liquides corporels et les tissus mous (foie, rein, muscle, côlon, cerveau, testicule, épididyme, vésicules séminales, prostate et adrénaline) (US EPA, 2004; ATSDR 2010; Santé Canada, 2023a). Les concentrations de bore à l'état d'équilibre sont atteintes après 3 à 4 jours (ATSDR, 2010; Santé Canada, 2023a). Le bore ne s'accumule pas dans les tissus mous au-delà des concentrations plasmatiques, mais s'accumule dans les os, les concentrations étant de 2 à 3 fois plus élevées dans les os que dans les tissus mous (US EPA, 2004, 2015a; ATSDR 2010; Santé Canada, 2023a). Il est prouvé que le bore peut traverser le placenta, et il a été détecté dans le sang du placenta et du cordon ombilical chez l'humain (Santé Canada, 2023a). De plus, dans une étude menée sur des couples mère-enfant dans le nord de l'Argentine et du Chili, le bore est passé dans le lait maternel (Harari et al. 2012).

L'acide borique est la forme prédominante au pH physiologique (7,35 à 7,45) (US EPA, 2004; EFSA 2013; US EPA (2015 a). L'acide borique ne semble pas être métabolisé chez les animaux ou les humains en raison de la quantité élevée d'énergie requise (523 kilojoules par mole) pour briser la liaison bore-oxygène (US EPA, 2004; EFSA 2013; ECHA 2014; Santé Canada, 2023a).

L'acide borique est excrété tel quel, principalement par l'urine (US EPA, 2004; Santé Canada, 2023a), quelle que soit la voie d'exposition (EFSA, 2013). Chez l'humain, environ 90 % de l'acide borique ingéré est excrété dans l'urine (US EPA, 2004, 2015a; EFSA 2013; ECHA 2014; Santé Canada, 2023a). Seule une petite proportion est excrétée dans les matières fécales (2 à 5 %) (US EPA, 2015a). Par conséquent, le taux d'élimination de l'acide borique dépend en grande partie de la clairance rénale (US EPA, 2015a; Santé Canada, 2023a). Étant donné que la vitesse de filtration glomérulaire chez le rat (163 ml/h/kg ou 2,72 ml/min/kg) est environ 4 fois plus élevée que chez l'humain (41 ml/h/kg ou 0,68 ml/min/kg) après correction du poids corporel, la vitesse de clairance rénale correspondante chez le rat est environ 4 fois plus rapide (US EPA, 2004; Santé Canada 2012; EFSA, 2013). La grossesse ou la gestation augmente la vitesse de clairance rénale chez l'humain et le rat de 50 % et de 21 %, respectivement (Santé Canada, 2023a). Par conséquent, on s'attend à ce que le bore soit éliminé plus rapidement chez les femmes enceintes ou les rates gravides que chez les femmes non enceintes ou les rates non gravides (US EPA, 2004; Santé Canada 2012). La demi-vie plasmatique du bore chez le rat et l'humain est similaire, et varie de 14 à 19 heures et de 10 à 21 heures, respectivement (Santé Canada, 2012).

Les concentrations de bore dans le sang ou l'urine sont des biomarqueurs pertinents pour quantifier l'exposition au bore (ATSDR, 2010). Les concentrations de bore dans l'urine sont considérées comme un indicateur plus sensible de l'absorption de bore que celles dans le sang, car les concentrations de bore dans les tissus sont régulées de façon homéostatique principalement par sécrétion rénale (Sutherland et al. 1998; Khaliq et al. 2018).

8.1.3 Effets sur la santé générale.

Études chez les animaux

Les études sur les animaux qui ont été examinées aux fins de la présente évaluation se limitent à celles qui ont été sélectionnées par d'autres organismes pour déterminer leurs points de départ. Aux fins de la présente évaluation, une recension des publications a été effectuée avec les documents publiés entre 2019 et 2021, ce qui comprend l'année précédant la dernière évaluation de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs. Les résultats de recension n'ont pas eu d'incidence sur la caractérisation des risques des évaluations précédentes (c'est-à-dire qu'ils n'ont pas donné à penser que les paramètres critiques étaient différents ou que les points de départ étaient inférieurs).

Heindel et al. (1992) ont évalué la toxicité pour le développement de l'acide borique administré par l'alimentation (0, 13,6, 28,5 ou 57,7 mg B/kg p.c./j) à des rates Sprague-Dawley accouplées à un moment déterminé (26 à 28/dose) du jour 0 au jour 20 de la gestation. De plus, un groupe de rates a reçu 94,3 mg B/kg p.c./jour du jour 6 au jour 15 de la gestation (c'est-à-dire après l'implantation). À toutes les doses à l'étude, on n'a observé aucun effet lié au traitement des mères. La dose de 94,3 mg B/kg p.c./jour a entraîné une augmentation importante de la mortalité prénatale. On a noté une diminution importante du poids corporel des fœtus dans tous les groupes ayant reçu une dose par rapport aux groupes témoins. Des malformations fœtales et des variations du squelette axial (XIII^e côte courte et côtes ondulées, respectivement) étaient visibles à 13,6 mg B/kg p.c./jour et à des concentrations supérieures. Les auteurs de l'étude ont sélectionné une dose minimale entraînant un effet nocif observé de 13,6 mg/kg p.c./jour, qui était fondée sur une diminution du poids corporel du fœtus en l'absence de toxicité maternelle. Aucune dose sans effet nocif observé (DSENO) n'a été relevée.

Au cours d'une étude de suivi, Price et al. (1996) ont calculé une DSENO pour la toxicité pour le développement. L'étude comprenait 2 phases : la phase I évaluait les effets de l'exposition prénatale, tandis que la phase II visait une partie de suivi postnatal pour évaluer la capacité potentielle des effets sur le poids corporel d'être renversés et déterminer si les anomalies du squelette persistaient pendant la période postnatale. Au cours de la phase I de l'étude, on a administré de l'acide borique dans l'alimentation (0, 3,3, 6,3, 9,6, 13,3 ou 25,0 mg B/kg p.c./j) de rates Sprague-Dawley accouplées à un moment déterminé (60/dose), entre les jours 0 à 20 de la gestation. Aucune toxicité maternelle n'a été observée pendant le traitement. Au jour 20 de la gestation, on a noté une réduction importante du poids corporel des fœtus à la dose de 13,3 et de 25,0 mg B/kg p.c./jour par rapport au groupe témoin. Aux mêmes doses, on a constaté une augmentation des anomalies du squelette (malformation de la XIII^e côte courte et variation des côtes ondulées) par rapport aux témoins. Au cours de la phase II, les rats femelles ont reçu de l'acide borique dans leur alimentation du jour 0 au jour 20 de la gestation (exposition terminée à la naissance) et ont donné naissance à leurs petits et ont élevé leurs portées jusqu'au 21^e jour après la naissance. Du jour 0 au jour 21 après

la naissance, il n'y avait aucune différence entre le poids corporel des petits par rapport au groupe témoin. Comme à la phase I de l'étude, on a observé une augmentation importante des anomalies du squelette à 13,3 et à 25,0 mg B/kg p.c./jour. On a noté une augmentation statistiquement significative du pourcentage de petits par portée ayant une XIIIe côte courte à la dose la plus élevée à l'étude (25,0 mg B/kg p.c./jour). Santé Canada (2012, 2023a) a sélectionné une DSENO pour le développement de 9,6 mg/kg p.c./jour tirée de cette étude.

Weir et Fisher (1972) ont mené une série d'études à doses répétées sur des chiens. Selon l'évaluation de l'ARLA de Santé Canada (Santé Canada, 2012 et 2016), de nombreuses divergences ont été relevées dans les études publiées sur le chien lorsque les résultats de ces dernières ont été comparés aux données de l'étude d'origine (également coordonnées ou supervisées par Weir). Dans la mesure du possible, et comme cela a déjà été fait dans l'évaluation de l'ARLA, la présente évaluation s'appuie sur les données de l'étude d'origine.

Dans les études de 90 jours, des chiens de beagle (5/sexe/dose/substance) ont reçu de l'acide borique ou du borax dans leur alimentation à la dose de 0, 0,46, 4,2 et 35 mg B/kg p.c./jour ou à la dose de 0, 0,4, 5,0 et 46,2 mg B/kg p.c./jour, respectivement. Une diminution du poids absolu et relatif des testicules a été observée à 4,2 mg B/kg p.c./jour et à 0,4 mg B/kg p.c./jour chez les mâles ayant reçu respectivement de l'acide borique et du borax. Tous les mâles des groupes ayant reçu une dose moyenne (4,2 mg B/kg p.c./jour pour l'acide borique et 5,0 mg B/kg p.c./jour pour le borax) ont présenté une distorsion artéfactuelle des tubules dans le tiers externe des testicules. De plus, chez les mâles de ces groupes, on a constaté une proportion accrue de foyers solides de cellules épithéliales dans la thyroïde. Une atrophie grave des testicules et une augmentation des tissus interstitiels ont été observées chez tous les mâles aux doses les plus élevées à l'étude (35 mg B/kg p.c./jour pour l'acide borique et 46,2 mg B/kg p.c./jour pour le borax). Une dégénérescence complète de l'épithélium spermatogénique chez 4 chiens sur 5 a été constatée dans les 2 groupes ayant reçu la dose la plus élevée. Les autres effets associés à la dose de 46,2 mg B/kg p.c./jour comprenaient la dégradation des globules rouges et une diminution du poids du cerveau (Weir et Fisher, 1972, cité dans Santé Canada, 2012). Santé Canada (2012) a choisi une DSENO provisoire de 4,2 mg B/kg p.c./jour pour les mâles.

Dans le cadre de l'étude de toxicité de 2 ans (104 semaines) menée par Weir et Fisher (1972), des chiens beagle (4/sexe/dose/substance) ont reçu du borax ou de l'acide borique dans leur alimentation à la dose de 0, 1,4, 3,0 et 8,8 ou 0, 1,6, 3,6 ou 9,4 mg B/kg p.c./jour, respectivement. Le calendrier des euthanasies était le suivant : 1/dose/substance à 52 semaines, 2/dose/substance à 104 semaines et 1/dose/substance après une période de récupération de 13 semaines. À 2 ans, on a noté des tubules atrophiés dans les testicules d'un mâle ayant reçu de l'acide borique et chez 2 mâles ayant reçu du borax aux doses les plus faibles examinées (1,4 mg B/kg p.c./jour et 1,6 mg B/kg p.c./jour, respectivement). À la dose la plus élevée d'acide borique étudiée, une atrophie testiculaire a été observée chez un chien sacrifié après 104 semaines d'exposition. Il y a eu une augmentation générale de la gravité et du

nombre des effets sur la thyroïde, principalement des foyers de cellules épithéliales, après 2 années d'exposition (Weir et Fisher, 1972, comme il a été rapporté dans Santé Canada, 2012). De cette étude, l'ARLA a déterminé une DSENO provisoire de 3,0 mg B/kg p.c./jour en fonction de la toxicité pour la reproduction chez les mâles (Santé Canada, 2012).

La dernière évaluation du bore couvre les publications jusqu'en 2018 (Santé Canada, 2023a). Depuis, plusieurs études de toxicité à doses répétées sur le bore menées chez des rongeurs ont été publiées (Aktas et al. 2020; Watson et al. 2020; Wang et al. 2021). Ces études ont été examinées et sont décrites ci-dessous.

Watson et al. (2020) ont mené une étude de toxicité pour le développement qui a permis d'évaluer l'exposition prénatale et postnatale à l'acide borique. Des rates Sprague-Dawley accouplées (8/dose) ont reçu de l'acide borique à la dose de 0, 5, 10 ou 20 mg B/kg p.c./jour par gavage, du jour 6 au jour 21 de la gestation. Après la naissance, les petits ont reçu la même dose que leur mère du jour 1 au jour 28 après la naissance. Les mères n'ont pas reçu de dose après la naissance pour prévenir le transfert du bore présent dans le lait aux petits. Les portées ont été normalisées à 8 par portée au jour 4 après la naissance. Les concentrations plasmatiques de bore ont été surveillées chez les petits du jour 4 au jour 28 après la naissance, et on a constaté qu'elles augmentaient proportionnellement à la dose. Aucune mortalité ou toxicité chez les mères n'a été observée à l'une ou l'autre des doses à l'étude. On a noté une faible fréquence de hernie ombilicale chez les petits du groupe ayant reçu 20 mg B/kg p.c./jour, qui a disparu à la fin de l'étude (30 jours après la naissance). On a constaté une réduction importante du gain de poids postnatal chez les petits exposés à 20 mg B/kg p.c./jour (réduction de poids de 23 % par rapport aux témoins au 28e jour après la naissance). Les auteurs ont déterminé une DSENO de 10 mg B/kg p.c./jour en fonction d'un gain de poids postnatal réduit chez les petits ayant reçu la dose de 20 mg B/kg p.c./jour.

Wang et al. (2021) ont étudié les effets de l'exposition au bore sur la reproduction chez des rats mâles. Des rats mâles adultes Sprague-Dawley (17/dose) ont reçu du borax par gavage à raison de 0, 25, 50 ou 100 mg B/kg p.c./jour pendant 28 jours. Après la période d'exposition, des rats mâles (5/dose) ont été accouplés avec des rats femelles non traités afin d'évaluer leur fertilité. L'accouplement a été répété 10 fois à 7 jours d'intervalle. Les rats mâles restants (12/dose) ont été anesthésiés, et la concentration d'enzymes testiculaires, d'hormones testiculaires, d'hormones plasmatiques et de cytokines plasmatiques a été mesurée. Le taux de gestation et le nombre moyen de fœtus n'ont pas été touchés par l'exposition au bore. Cependant, la proportion de fœtus vivants a été considérablement réduite aux doses de 50 et de 100 mg B/kg p.c./jour pour les 2 premières périodes d'accouplement, par rapport au groupe témoin. Il n'y a eu aucun changement significatif dans le poids des testicules et des épидидymes, bien que les rats mâles du groupe ayant reçu la dose la plus élevée (100 mg/kg p.c./j) aient montré une diminution significative du rapport poids du cœur sur poids corporel. La concentration en bore des testicules n'a pas changé significativement entre les groupes ayant reçu une dose. Les concentrations plasmatiques d'hormone folliculostimulante et

de certaines hormones testiculaires (estrone, estradiol, estriol, testostérone, cortisol et androstènedione) ont augmenté en fonction de la dose. Les concentrations d'androstènedione et d'estradiol ont haussé considérablement à toutes les doses par rapport au groupe témoin. L'exposition au bore n'a pas entraîné de changements significatifs dans la concentration d'hormone lutéinisante. Il n'a pas été possible d'obtenir une dose sans effet observé pour cette étude, car des variations des concentrations d'hormones ont été observées à toutes les doses.

Aktas et al. (2020) ont évalué les effets de l'acide borique sur le stress oxydatif dans les tissus des testicules et sur les paramètres de qualité des spermatozoïdes. Des souris mâles adultes Swiss Albino (10/dose/durée) ont reçu de l'acide borique par gavage à raison de 0, 115, 250 ou 450 mg B/kg p.c./jour pendant 4 ou 6 semaines. À la fin de la période d'exposition, les souris ont été euthanasiées en vue d'une analyse post-mortem. Les vésicules séminales et les testicules ont été pesés. Les marqueurs du stress oxydatif (malondialdéhyde [MDA], superoxyde dismutase [SOD], catalase [CAT] et glutathion [GSH]) ont été isolés à partir d'échantillons de tissus des testicules, et leur concentration a été mesurée. De plus, des échantillons de sperme ont été prélevés dans la queue de l'épididyme afin de mesurer la motilité, la viabilité, l'intégrité de la membrane et l'intégrité de l'ADN des spermatozoïdes. Il n'y a eu aucun changement significatif du poids des testicules à toutes les doses à l'étude. Tout changement significatif observé dans le poids de la vésicule séminale n'était pas lié à la dose. La motilité des spermatozoïdes a été réduite à la dose de 450 mg/kg p.c./jour après 4 semaines et à 250 et à 450 mg/kg p.c./jour après 6 semaines. La proportion de spermatozoïdes vivants et l'intégrité de la membrane étaient considérablement inférieures par rapport aux témoins, à toutes les doses examinées. Toutefois, ces paramètres n'ont pas diminué en fonction de la dose. Les dommages à l'ADN ont augmenté en fonction de la dose après seulement 6 semaines d'exposition. On a constaté une augmentation de la MDA et une diminution de la GSH après 4 ou 6 semaines d'exposition. L'activité de la SOD s'est réduite de façon significative après 6 semaines d'exposition, et il n'y a eu aucun changement important de l'activité de la catalase, quelle que soit la dose à l'étude. Étant donné le nombre limité d'exams dans cette étude, aucun point de départ n'a été sélectionné.

Les données *in vitro* et *in vivo* n'ont révélé aucune préoccupation quant à la génotoxicité ou à la cancérogénicité (Santé Canada, 2012, 2023a; EFSA, 2013). Les études épidémiologiques disponibles ne semblent pas indiquer d'association entre l'exposition au bore et le cancer chez l'humain (Santé Canada, 2012, 2023a; US EPA (2015 a). Dans l'ensemble, les évaluations des risques effectuées antérieurement font consensus sur le fait qu'il n'existe aucune donnée probante indiquant que le bore est génotoxique ou cancérogène (Santé Canada, 2012; EFSA 2013; US EPA 2015 a; Santé Canada, 2023a).

Études réalisées chez l'humain

Une étude à court terme sur la prise de suppléments de façon hebdomadaire sous forme de gélules de décahydrate de tétraborate de sodium a été réalisée sur 8 hommes

volontaires⁷ (Naghii et al. 2011). Le jour 0, on a prélevé du sang à 8 h, puis les volontaires ont ingéré un placebo au petit-déjeuner. De même, le jour 1, il y a eu un prélèvement sanguin, qui a été suivi de l'ingestion d'une gélule contenant 10 mg de bore sous forme de tétraborate de sodium (0,14 mg B/kg p.c./jour, en supposant un poids corporel de 70 kg) au petit-déjeuner. Les jours 0 et 1, d'autres échantillons de sang ont été prélevés toutes les 2 heures pendant 6 heures. On a demandé aux hommes de prendre les suppléments de bore tous les matins au petit-déjeuner pendant le reste de la semaine. Le jour 7, du sang a été prélevé de nouveau à 8 h. Tous les échantillons de plasma ont été analysés pour mesurer la concentration de bore, d'hormones et de biomarqueurs inflammatoires. Les concentrations de globuline se liant aux hormones sexuelles étaient beaucoup plus faibles à 2, 4 et 6 heures après la consommation de bore le jour 1. Parmi les biomarqueurs inflammatoires, on a observé une diminution significative du facteur de nécrose tumorale alpha (TNF- α) dans les 6 heures suivant la consommation de la première gélule de bore. Après une semaine de prise de suppléments de bore (jour 7), il y a eu une augmentation significative de la testostérone libre et une diminution de l'estradiol et du TNF- α (Naghii et al. 2011).

Une étude menée sur des femmes après la ménopause a permis d'observer des variations de la concentration d'hormones sexuelles après l'administration de gélules de borate de sodium (Nielsen et al. 1987). 11 femmes ménopausées (âgées de 48 à 82 ans) ont suivi un régime alimentaire de base qui leur a fourni en moyenne 0,25 mg B/jour pendant 119 jours (période d'équilibrage de 23 jours, plus 4 périodes alimentaires de 24 jours). Les femmes étaient gardées sous étroite supervision dans une unité d'études métaboliques, et du sang a été prélevé les jours 16 et 24 pour chaque période alimentaire de 24 jours. Le jour 120, les femmes ont reçu du borate de sodium à raison de 3 mg de bore/jour en plus de l'alimentation de base (total de 3,23 mg B/jour ou environ 0,05 mg/kg p.c./jour) pendant 48 jours (2 périodes alimentaires de 24 jours). Une augmentation statistiquement significative du 17 β -estradiol et de la testostérone a été observée à la suite de la supplémentation en bore (Nielsen et al. 1987). De plus, la supplémentation en bore a donné un complexe QRS plus étroit et une augmentation de la pression artérielle (Hunt et al. 1997).

Une autre étude sur la supplémentation en bore a été réalisée sur 43 femmes périménopausées présentant des symptômes désagréables associés à la ménopause (sueurs nocturnes et bouffées de chaleur) (Nielsen et Penland, 1999). L'étude était une étude croisée à double insu dans laquelle les femmes ont reçu du borate de sodium à une dose de 2,5 mg/bore pendant 60 jours avant ou après avoir reçu un placebo contenant de la poudre de lactose pendant 90 jours. Du sang a été prélevé chaque semaine tout au long de l'étude. Un grand nombre de femmes ont signalé une augmentation de la fréquence et de la gravité des bouffées de chaleur et des sueurs nocturnes après l'ingestion de bore. Un nombre accru de globules blancs circulants et des concentrations plus élevées de 17 β -estradiol ont également été observés dans le

⁷ Les termes liés au sexe et au genre utilisés pour décrire les données chez l'humain sont les mêmes que ceux utilisés par les auteurs de l'étude.

cadre de cette étude (Nielsen et Penland, 1999). La présente évaluation considère que les effets de la modulation endocrine et des effets cardiaques de la supplémentation en bore observés chez les femmes sont préoccupants et n'ont pas fait l'objet d'études sur les animaux suffisamment approfondies.

Une étude de cohorte mère-enfant menée en Argentine a évalué le lien entre l'exposition au bore dans l'eau potable pendant la grossesse et la taille et le poids à la naissance (Igra et al. 2016). Les concentrations de bore dans l'eau potable variaient de 377 à 10 929 µg/L. La dose interne a été mesurée dans le sérum, le sang total et l'urine des femmes enceintes ($n = 180$). L'étude a révélé une association statistiquement significative entre l'augmentation des concentrations de bore dans le sang total, l'urine et l'eau potable et la diminution du poids et de la longueur du nourrisson à la naissance (Igra et al. 2016). Un suivi sur les nourrissons des mêmes femmes enceintes d'Argentine a permis d'évaluer l'impact de l'exposition prénatale et postnatale au bore sur la croissance du nourrisson ($n = 120$) (Hjelm et al. 2019). Il y avait une forte corrélation inverse entre les concentrations de bore urinaire chez les nourrissons et le poids corporel et la circonférence de la tête de 0 à 3 mois, ainsi qu'entre la longueur et la circonférence de la tête de 3 à 6 mois (Hjelm et al. 2019). À l'inverse, une étude transversale portant sur 30 femmes enceintes en Turquie n'a relevé aucune association significative entre les concentrations de bore maternel dans le sang maternel ou ombilical et le poids à la naissance (Caglar et al. 2014). De plus, une étude de cohorte menée en Turquie n'a révélé aucune association entre l'exposition au bore et les résultats indésirables à la naissance (c'est-à-dire avortement spontané, fausse couche, décès du nourrisson et du nouveau-né, naissance prématurée, anomalies congénitales, répartition des sexes et poids à la naissance) ($n = 199$) (Duydu et al. 2018 a). Ces études épidémiologiques présentent toutes des limites notables, dont la petite taille des échantillons, le fait de ne pas tenir compte des effets de confusion potentiels associés à la co-exposition à d'autres contaminants de l'eau potable et, dans Caglar et al. (2014), l'exclusion des nourrissons présentant des anomalies congénitales (Santé Canada, 2023a).

Au cours d'une étude, Ballent et al. (1994) ont examiné les résultats sur la reproduction chez les travailleurs de sexe masculin manipulant le bore en Californie ($n = 542$). Le taux de natalité normalisé obtenu à la suite de calculs n'a montré aucun effet nocif sur la fertilité. Il y a eu une légère augmentation du nombre de bébés de sexe féminin chez les travailleurs du bore par rapport à la norme nationale, mais cette augmentation n'était pas statistiquement significative. Cette étude est limitée par le manque de données quantitatives sur l'exposition et l'absence d'un groupe témoin comparable (ATSDR, 2010; Santé Canada, 2012). De plus, l'utilisation d'un taux de natalité normalisé est moins sensible que la mesure directe des effets sur les testicules (US EPA, 2004; Santé Canada, 2012).

Une étude menée dans 2 villages de Turquie a permis de comparer le taux de fertilité de familles exposées au bore par l'eau potable à des concentrations de 2 à 29 mg/L (groupe exposé à une forte concentration) et de 0,03 à 0,4 mg/L (groupe exposé à une faible concentration) (Sayli et al. 1998). On a relevé aucune différence significative dans

les taux d'infertilité primaire déclarés entre les 2 groupes. Il y a eu une légère diminution du rapport garçon-fille à la naissance, mais elle n'était pas statistiquement significative (Sayli et al. 1998).

Une étude de suivi sur la même sous-population n'a révélé aucune association entre l'exposition au bore et les taux d'avortement spontané, de mortinaissance et de décès de nourrissons (Tüccar et al., 1998). Les limites de ces études comprennent le recours à des données d'étude dénuées d'observations cliniques (ATSDR, 2010).

En revanche, une étude semblable menée en Chine a révélé que la fréquence de l'avortement spontané et d'une grossesse retardée chez les femmes des travailleurs du bore ($n = 809$) était plus élevée que dans les groupes témoins locaux ($n = 228$) (Liu et al. 2005). Toutefois, dans cette étude, il n'y a eu aucune mesure quantitative de l'exposition.

Des études épidémiologiques ont été réalisées sur les travailleurs des industries du bore en Chine (par exemple, Chang et al. 2006; Robbins et al., 2008, 2010). Au cours d'une étude réalisée par Chang et al. (2006), on n'a observé aucune différence significative entre les épouses des travailleurs du bore par rapport aux témoins pour ce qui est des grossesses retardées, des naissances multiples, des fausses-couches, des avortements induits, des mortinaissances et du ratio garçon-fille. La qualité du sperme et les antécédents de reproduction d'une cohorte dans la même région de Chine ont par la suite été réexaminés par Robbins et al. 2008(2010). Ces études ont porté sur les ratios de spermatozoïdes Y:X et les paramètres du sperme (dont le nombre total de spermatozoïdes, la concentration de spermatozoïdes, la motilité, la morphologie, les bris d'ADN, l'apoptose et l'aneuploïdie) dans 3 groupes : les travailleurs du bore ($n = 63$), une communauté fortement exposée au bore présent dans l'environnement ($n = 39$), et un groupe témoin faiblement exposé au bore de l'environnement ($n = 44$) (Robbins et al. 2008, 2010). On a mesuré des concentrations de bore plus élevées dans le sperme que dans le sang ou l'urine, ce qui indique que le bore peut s'accumuler dans le sperme (ANSES, 2012). Après correction en fonction de l'âge, on a noté une corrélation significative entre l'exposition au bore, déterminée par les concentrations de bore mesurées dans l'urine et le sang, et la diminution du ratio de spermatozoïdes Y:X (Robbins et al. 2008), mais la corrélation entre l'exposition au bore et d'autres paramètres du sperme était négligeable (Robbins et al. 2010). Comme les 2 études étaient limitées par la petite taille de leur échantillon, on n'a détecté que de grandes différences dans les paramètres du sperme (ANSES, 2012). L'importance toxicologique de la variation du ratio de spermatozoïdes Y:X est inconnue, mais elle pourrait indiquer un effet nocif sur la fertilité (Santé Canada, 2023a). Contrairement aux résultats de Robbins et al. (2008), Duydu et al. (2019) n'ont pas constaté de changement statistiquement significatif du ratio de spermatozoïdes Y:X chez les hommes exposés dans leur milieu de travail en Turquie ($n = 304$). Toutefois, la grande variabilité observée dans le groupe témoin restreint l'utilité de cette étude.

Une série d'études épidémiologiques ont évalué des paramètres des spermatozoïdes (morphologie, motilité et concentration des spermatozoïdes) et les concentrations d'hormones reproductrices (hormone folliculostimulante, hormone lutéinisante et

testostérone totale) chez des hommes exposés dans leur milieu de travail en Turquie (Duydu et al. 2011; Basaran et al. 2012) ($n = 204$). On a noté aucun effet nocif sur les indicateurs de la toxicité pour la reproduction mesurés. Conformément à Robbins et al. (2008, 2010), Duydu et al. (2011) ont observé une accumulation de bore dans le sperme qui était dépendante de la dose. Une étude de suivi (Duydu et al. 2018 b) réalisée chez des hommes turcs exposés en milieu de travail ont évalué les mêmes paramètres de fertilité ($n = 212$). Comme dans les études précédentes, aucun effet nocif associé au bore n'a été observé (Duydu et al. 2018 b). Toutefois, il convient de noter que ces études présentent des limites, notamment en ce qui concerne la petite taille des échantillons et les concentrations sanguines élevées de bore dans tous les groupes exposés, et l'absence d'un véritable groupe d'exposition faible aux fins de comparaison.

En revanche, Tarasenko et al. (1972) ont relevé une faible numération des spermatozoïdes, une baisse de la motilité des spermatozoïdes et une concentration élevée en fructose dans le liquide séminal à l'analyse du sperme de 6 travailleurs russes, sur un total de 28 travailleurs exposés à 22 à 80 mg de bore/m³ présent dans des vapeurs et des aérosols de sels de bore pendant 10 ans ou plus. Les travailleurs masculins exposés ont déclaré une diminution de la fonction sexuelle par rapport à un groupe témoin de 10 travailleurs non exposés, selon les résultats d'un questionnaire sur la fonction sexuelle de l'homme. Toutefois, cette étude est très limitée en raison de la petite taille de l'échantillon, du peu de données sur les habitudes de tabagisme, le régime alimentaire et d'autres expositions à des produits chimiques, ainsi que le manque de données méthodologiques sur l'analyse du sperme (US EPA, 2004; ATSDR, 2010).

La présente évaluation a permis de déterminer que les études épidémiologiques existantes ne sont pas d'une qualité suffisante pour sélectionner les points de départ aux fins de l'évaluation des risques. Les études ont des limites, notamment la petite taille des échantillons, la prise en compte limitée des facteurs de confusion, l'absence d'un point de départ clair nécessaire pour l'analyse dose-réponse, le manque de données sur l'exposition individuelle et la confirmation insuffisante des cas de maladie.

Considérations nationales et internationales

L'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA, 2004) a élaboré une dose de référence (DR) par voie orale en utilisant l'analyse de la dose repère des ensembles de données combinés de 2 études sur la toxicité pour le développement réalisées chez le rat et décrites ci-dessus (Heindel et al. 1992; Price et al. 1996). À partir des résultats de ces études, l'EPA des États-Unis (2004) a calculé une limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose repère (BMDL)₀₅ de 10,3 mg B/kg p.c./jour en fonction d'une réduction du poids corporel du fœtus. Des facteurs d'incertitude (FI) de 3,3 (extrapolation de la toxicocinétique des animaux aux humains), de 3,16 (extrapolation de la toxicodynamique des animaux aux humains), de 2,0 (variabilité de la toxicocinétique chez l'humain) et de 3,16 (variabilité de la toxicodynamique chez l'humain) ont été appliqués (FI total = 66) pour calculer une dose de référence de 0,2 mg/kg p.c./jour. L'ATSDR (2010) a adopté les mêmes LIIC₀₅ et facteurs d'incertitude

lorsqu'il a calculé le niveau de risque minimal intermédiaire par voie orale de 0,2 mg/kg p.c./jour.

L'EFSA (2013) a obtenu une dose journalière acceptable (DJA) pour l'acide borique et le tétraborate de sodium en utilisant la DSENO en fonction de la réduction du poids corporel du fœtus (9,6 mg B/kg p.c./jour) établie par Price et al. (1996). Des facteurs d'incertitude de 4 (toxicocinétique), de 2,5 (toxicodynamique), de 1,8 (toxicocinétique intraspécifique) et de 3,2 (toxicodynamique intraspécifique) ont été appliqués (FI total = 60) pour établir une DJA de 0,16 mg B/kg p.c./jour.

L'EPA des États-Unis (2015a) a choisi une DSENO de 8,8 mg B/kg p.c./jour provenant des études d'une durée de 2 ans menées chez le chien et déterminée en fonction des effets hématologiques et de l'atrophie des testicules observée dans l'étude de 90 jours chez le chien (Weir et Fisher, 1972). On a jugé que ce paramètre protégeait de la toxicité observée chez d'autres espèces (rat, souris, lapin). Il convient de noter que ce paramètre a été choisi par l'EPA des États-Unis (2015a) en fonction d'une analyse de la publication et non des données de l'étude d'origine. L'EPA des États-Unis (2015a) a appliqué des facteurs d'incertitude de 10 (variation interspécifique) et de 10 (variation intraspécifique) (FI total = 100).

L'ARLA de Santé Canada (Santé Canada, 2012) a combiné les résultats des études de 90 jours sur l'acide borique et le borax chez le chien (Weir et Fisher, 1972) pour calculer une BMDL de 2,9 mg B/kg p.c./jour en fonction d'une diminution du poids des testicules (Santé Canada, 2012, 2016). Une marge d'exposition (ME) cible de 300 a été choisie pour leur évaluation (10x pour extrapolation interspécifique, 10x pour variation intraspécifique, 3x pour l'incertitude de l'ensemble de données). Un autre facteur d'incertitude triple pour les lacunes de l'ensemble de données a été appliqué parce qu'il est probable que des modifications histologiques dans les testicules se produiront à une dose inférieure à celle à laquelle des variations du poids des testicules ont été observées (Santé Canada, 2012, 2016). Le Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada a sélectionné le même point de départ et la même marge d'exposition pour obtenir une dose journalière tolérable (0,01 mg B/kg p.c./jour) et une valeur basée sur la santé (0,1 mg/L) pour le bore présent dans l'eau potable (Santé Canada, 2023a).

8.1.3.1 Sélection des paramètres pour évaluer les effets généraux sur la santé

Conformément aux évaluations antérieures sur le bore (ATSDR, 2010; ANSES 2012; ECHA 2014; Santé Canada, 2016, 2023a), il a été déterminé que les données épidémiologiques existantes ne sont pas suffisamment rigoureuses pour confirmer l'absence d'effets sur la reproduction ou le développement chez l'humain. Dans l'ensemble, les limites de l'étude empêchent le recours à ces données pour établir un point de départ dans l'évaluation des risques.

Selon le poids de la preuve, la BMDL de 2,9 mg B/kg p.c./jour a été choisie comme point de départ pour la caractérisation des risques associés aux scénarios d'exposition fréquente ou quotidienne et est fondée sur la diminution du poids des testicules chez le

chien (Weir et Fisher, 1972; Santé Canada 2012, 2023a). Cet effet consécutif à l'exposition au bore est constant chez toutes les espèces animales, bien que la sensibilité de la réponse varie d'une espèce à l'autre (Santé Canada, 2016). On considère que les chiens sont plus sensibles aux effets sur les testicules du bore que les rats et les souris; ils constituent donc un point de départ toxicologique prudent pour prédire les risques potentiels chez l'humain (Santé Canada, 2016). Des études animales plus récentes évaluant les effets du bore sur la fertilité chez les mâles (Aktas et al. 2020; Wang et al. 2021) se sont limitées à des espèces moins sensibles (c'est-à-dire les rats et les souris). Le point de départ sélectionné (2,9 mg B/kg p.c./jour) est considéré comme conférant une protection contre la diminution du poids des ratons observée dans les études de toxicité pour le développement chez le rat (Heindel et al. 1992; Price et al. 1996; Watson et al. 2020). Une marge d'exposition cible de 300 a été adoptée à partir de l'évaluation du bore réalisée par l'ARLA de Santé Canada (10x pour l'extrapolation interspécifique, 10x pour la variation intraspécifique, 3x pour l'incertitude associée à l'ensemble de données) (Santé Canada, 2012). Un facteur d'incertitude de 3 pour l'incertitude associée à l'ensemble de données est appliqué pour conférer une protection contre les effets histologiques qui devraient se produire à des doses inférieures à celles auxquelles on a observé des changements du poids des testicules (Santé Canada, 2012).

Une DSENO pour le développement de 9,6 mg B/kg p.c./jour a été choisie dans la présente évaluation comme point de départ pour la caractérisation du risque associé aux scénarios d'exposition à court terme (peu fréquente ou intermittente) et est fondée sur des anomalies du squelette (XIII^e côte courte et côte ondulée) (Price et al. 1996). L'EPA des États-Unis (2004), l'ATSDR (2010) et l'EFSA (2013) ont eu recours à la même étude de toxicité pour le développement dans leurs évaluations du bore. Dans ces évaluations, on a choisi une réduction du poids corporel du fœtus comme effet critique de l'exposition chronique (fréquente ou quotidienne) au bore. Une exposition intermittente ou peu fréquente au bore pendant la grossesse peut avoir une incidence sur le développement du squelette du fœtus (Narotsky et al. 1998). Par conséquent, les anomalies du squelette ont été choisies comme effet critique de l'exposition intermittente ou peu fréquente dans la présente évaluation. Une marge d'exposition totale de 300 (10x pour l'extrapolation interspécifique, 10x pour la variation intraspécifique, 3x pour la sensibilité du fœtus) a été jugée suffisante pour ce point de départ. Un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué dans la présente évaluation pour conférer une protection contre une sensibilité accrue des petits, en raison de la toxicité pour le fœtus observée à des doses maternelles non toxiques chez plusieurs espèces (c'est-à-dire chez le rat et le lapin), et pour tenir compte de la gravité de ces effets sur le fœtus (Heindel et al. 1992, 1994; Price et al. 1996).

8.1.4 Effets sur la santé de l'exposition par inhalation

La section 8.1.3 décrit les publications pertinentes sur les effets généraux sur la santé de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs découlant d'une exposition par toutes les voies. Une seule étude portant sur les effets généraux attribuables à une exposition par inhalation a été relevée (Tarasenko et al. 1972). Toutefois, sa qualité est

insuffisante pour qu'elle soit utilisée pour la caractérisation des risques. Par conséquent, les points de départ des études par voie orale (Weir et Fisher, 1972; Price et al. 1996) sont utilisés pour caractériser le risque associé à une exposition générale par inhalation, en supposant un taux d'absorption par inhalation de 100 %.

Les points de départ des effets généraux sur la santé ne tiennent pas compte des effets potentiels de l'exposition par inhalation au point d'entrée. Par conséquent, une recension des publications sur les effets au point d'entrée d'une exposition par inhalation a été réalisée pour l'acide borique, ses sels et ses précurseurs. Cette recherche a permis de déterminer que des données pertinentes sur les effets toxiques au point d'entrée d'une exposition par inhalation à l'acide borique, au perborate de sodium (borax), au trioxyde de dibore, au trichlorure de bore, au trifluorure de bore et au diborane étaient disponibles. Les données existantes sur l'exposition à ces 6 substances indiquent que l'acide borique, le perborate de sodium, le trioxyde de dibore et le trifluorure de bore sont présents dans les produits disponibles aux consommateurs (voir la section 4.2.3). Par conséquent, les données sur la toxicité par inhalation du trichlorure de bore et du diborane n'ont pas été incluses dans la présente évaluation, car elles ne devraient pas entraîner une exposition par inhalation de la population générale. L'acide borique, le perborate de sodium et le trioxyde de dibore présentent des effets au point d'entrée similaires dans les poumons. Par conséquent, les données sur la toxicité par inhalation de l'acide borique, du perborate de sodium et du trioxyde de dibore sont examinées dans leur ensemble, tandis que celles du trifluorure de bore sont présentées séparément.

Acide borique, perborate de sodium et trioxyde de dibore

Études chez les animaux

Wilding et al. (1959) ont évalué la toxicité par inhalation des aérosols de trioxyde de dibore chez le rat et le chien. 3 chiens ont été exposés à 57 mg/m³ de trioxyde de dibore pendant 23 semaines. Des rats albinos ont été exposés à 77 mg/m³ (*n* = 70), 175 mg/m³ (*n* = 4) ou 470 mg/m³ (*n* = 20) de trioxyde de dibore pendant 24, 12 et 10 semaines, respectivement (6 heures/jour, 5 jours/semaine). À 470 mg/m³, l'aérosol a produit un nuage dense de particules fines qui ont recouvert les animaux de poussière. Chez le rat, l'examen histopathologique des poumons et de la trachée n'a révélé aucune différence entre les animaux exposés et les animaux témoins. Seule une légère irritation respiratoire (exsudat nasal rougeâtre) a été observée chez certains rats exposés à 470 mg/m³.

Études réalisées chez l'humain

Une série d'études de surveillance transversale par Garabrant et al. (1984, 1985) a permis d'examiner les effets respiratoires de la poussière de trioxyde de dibore, d'acide borique et de borax chez les travailleurs américains de l'industrie de l'extraction et du raffinage du borax. Les travailleurs exposés à la poussière de borax pendant 5 ans ou plus (*n* = 629) ont été classés en 4 groupes selon la concentration d'exposition : 1,1,

4,0, 8,4 et 14,6 mg de borax/m³ (Garabrant et al. 1985). Une augmentation statistiquement significative des symptômes respiratoires liés à la dose a été notée dans tous les groupes exposés, notamment la sécheresse de la bouche, du nez ou de la gorge, l'irritation des yeux, la toux sèche, les saignements de nez, les maux de gorge, la toux productive, l'essoufflement et l'oppression thoracique. On n'a constaté aucun changement dans les tests de fonction pulmonaire et les radiographies thoraciques après l'exposition au borax (Garabrant et al. 1985). De plus, des symptômes respiratoires déclarés par un sous-groupe de travailleurs qui ont effectué des travaux entraînant une exposition au trioxyde de dibore ou à l'acide borique ($n = 113$) ont été comparés à ceux déclarés par des travailleurs qui n'avaient jamais occupé de poste dans des zones associées à une exposition au trioxyde de dibore ou à l'acide borique, mais qui avaient été exposés à de faibles concentrations de borax ($n = 214$) (Garabrant et al. 1984). Les zones d'exposition au trioxyde de dibore et à l'acide borique présentaient une concentration moyenne de 4,1 mg/m³ de particules totales, et la concentration variait entre 1,2 et 8,5 mg/m³. La fréquence de l'irritation oculaire, de la sécheresse de la bouche, du nez ou de la gorge, du mal de gorge et de la toux productive était beaucoup plus élevée dans le groupe exposé au trioxyde de dibore et à l'acide borique que dans le groupe témoin (Garabrant et al. 1984).

Wegman et al. (1994) ont mené une étude longitudinale évaluant la fonction pulmonaire des travailleurs exposés de façon chronique à la poussière de borax. Les participants disponibles de l'étude de Garabrant et al. (1985) ont fait l'objet d'une nouvelle analyse de la fonction pulmonaire 7 ans après l'étude d'origine ($n = 371$). Les estimations de l'exposition cumulative de chaque participant ont été calculées à l'aide d'une somme pondérée dans le temps de l'exposition pour chaque emploi occupé par le participant au cours de la période de 7 ans. La fonction pulmonaire (volume expiratoire maximal en 1 seconde [VEMS] et capacité vitale forcée [CVF]) a diminué au fil du temps; toutefois, il n'y avait aucune corrélation entre la perte de la fonction pulmonaire et les estimations de l'exposition cumulative. Les auteurs de l'étude ont noté que la perte annuelle de VEMS et de CVF dans la population à l'étude était proche du taux de perte observé dans les études réalisées avec une population type. De plus, les années travaillées entre 1981 et 1988 n'ont pas été associées à des variations du VEMS et de la CVF, après correction pour le tabagisme. Les études de toxicité aiguë ont montré une augmentation statistiquement significative et liée à la dose des symptômes respiratoires (irritation des yeux, du nez et de la gorge, toux, essoufflement) découlant d'une exposition au borate (moyenne pondérée en fonction du temps de 6 ou 15 minutes). L'exposition quotidienne variait de moins de 1 mg/m³ à plus de 15 mg/m³. Le type de borate (décahydrate, pentahydrate ou anhydre) n'a eu aucune incidence sur le taux de réponse (Wegman et al. 1994).

Des volontaires masculins ($n = 11$) ont été exposés à court terme à des poussières de borate de sodium (5, 10, 20, 30, 40 mg/m³ de borate de sodium) pendant un exercice durant 10 minutes (Cain et al. 2004). Des mesures de la résistance nasale et des sécrétions nasales ont été prises avant et après la période d'exposition. On a demandé aux sujets d'évaluer la sensation ou l'irritation du nez, de la gorge et des yeux pendant l'exposition. L'exposition à 10 mg/m³ a entraîné une augmentation significative des

sécrétions nasales (en masse). Les sujets ont signalé une irritation nasale à la concentration de 30 mg/m³ et plus. La résistance nasale après l'exercice correspondait à celle du témoin, à toutes les doses examinées. Dans une étude semblable, des volontaires masculins et féminins ont été exposés à du borate de sodium (10 mg/m³) ou à de l'acide borique (2,5, 5,0, 10 mg/m³ d'acide borique) pendant 47 minutes pendant qu'ils faisaient de l'exercice. Les sujets de l'étude ont jugé que l'acide borique n'était pas irritant. Une augmentation des sécrétions nasales a été signalée à 10 mg/m³ d'acide borique; toutefois, aucun changement lié à la dose de la résistance nasale des voies respiratoires ou des habitudes respiratoires n'a été observé à toutes les doses étudiées (Cain et al. 2008).

Trifluorure de bore

On s'attend à ce que le monoéthérate de trifluorure de bore ait les mêmes effets au point d'entrée par inhalation que le trifluorure de bore. Le trifluorure de bore et le monoéthérate de trifluorure de bore sont tous 2 présents dans les adhésifs et les produits d'étanchéité (voir la section 4.2.3). On s'attend à ce que l'utilisation de ces produits entraîne une exposition par inhalation au trifluorure de bore ou au monoéthérate de trifluorure de bore en raison de la grande volatilité de ces substances. Les données sur la concentration de ces substances dans les produits disponibles aux consommateurs se limitaient au monoéthérate de trifluorure de bore dans les colles à faux ongles et faux cils, dont le profil d'emploi est peu fréquent ou intermittent. Par conséquent, seules les études sur l'exposition par inhalation de courte durée au trifluorure de bore sont prises en compte dans la présente évaluation.

Rusch et al. (2008) ont évalué la toxicité aiguë par inhalation chez des rats mâles et femelles ($n = 20$) exposés à des brouillards de trifluorure de bore (0, 8,53, 24,6, 74,7 mg/m³ de trifluorure de bore) pendant 4 heures. Les rats ont été euthanasiés un ($n = 10$) ou 14 jours ($n = 10$) après la période d'exposition. Une nécrose du cartilage ventral, une hémorragie ventrale antérieure (mâles seulement) et une augmentation de la gravité de l'hyperplasie épithéliale ventrale et une infiltration ventrale de cellules inflammatoires ont été observées un jour après une exposition à 74,4 mg/m³. Les résultats histopathologiques 14 jours après l'exposition étaient limités à la nécrose du cartilage ventral chez 2 animaux sur 10 (un mâle, une femelle) exposés à la dose de 74,4 mg/m³.

8.1.4.1 Sélection de paramètres - effets sur la santé de l'exposition par inhalation

L'ensemble de données sur l'inhalation au trioxyde de dibore, au perborate de sodium et à l'acide borique est limité. Une étude de toxicité par inhalation à doses répétées chez des chiens et des rats exposés au trioxyde de dibore n'a révélé aucun effet nocif au point d'entrée pour une dose allant jusqu'à 57 et 470 mg/m³, respectivement (Wilding et al. 1959). Des rats ont présenté une légère irritation respiratoire à la dose de 470 mg/m³ d'après la présence d'un écoulement nasal. Toutefois, cela n'est pas considéré comme un effet nocif (US EPA, 2015a). D'après des études épidémiologiques menées sur des travailleurs de l'industrie de l'extraction et du

raffinage du borax exposés à des concentrations allant jusqu'à 14,6 mg/m³ (Garabrant et al. 1984, 1985; Wegman et al. 1994), il y aurait des effets irritants à court terme, sans signe d'un effet sur la fonction pulmonaire (US EPA, 2004). Ces effets irritants concordent avec les résultats d'autres études de toxicité aiguë par inhalation chez l'humain, dans lesquelles les volontaires ont été exposés à des poussières de borate de sodium pouvant atteindre la concentration de 40 mg/m³ (Cain et al. 2004, 2008). L'EPA des États-Unis (2015a) a jugé que la concentration d'exposition la plus élevée de 470 mg/m³ de Wilding et al. (1959) était la CSENO étant donné l'absence d'effets nocifs sur les poumons. Cette dose est équivalente à 32 mg de bore/kg p.c./jour, en supposant un poids corporel du rat de 0,35 kg, ce qui est supérieur au point de départ des effets généraux chroniques (soit 2,9 mg B/kg p.c./jour). En raison de l'absence d'effets nocifs au point d'entrée observés dans les études sur les animaux et les humains, on s'attend à ce que le point de départ des effets généraux chroniques du bore confère une protection contre l'exposition chronique par inhalation au trioxyde de dibore, au perborate de sodium et à l'acide borique.

Une exposition aiguë au trifluorure de bore a causé une nécrose du cartilage ventral chez des rats exposés à la dose de 74,4 mg/m³ pendant 4 heures, laquelle a persisté jusqu'à 14 jours après l'exposition (Rusch et al. 2008). On s'attend à ce que le monoéthérate de trifluorure de bore ait la même toxicité par inhalation que le trifluorure de bore. C'est pourquoi les résultats de Rusch et al. (2008) ont servi à caractériser les effets au point d'entrée du monoéthérate de trifluorure de bore. Une CSENO de 24,6 mg/m³ a été sélectionnée comme point de départ des effets au point d'entrée en raison d'une exposition intermittente ou peu fréquente par inhalation au monoéthérate de trifluorure de bore. Une marge d'exposition totale de 100 (10x pour l'extrapolation interspécifique, 10x pour la variation intraspécifique,) a été jugée suffisante pour ce point de départ.

8.1.5 Prise en compte des sous-groupes de la population qui peuvent être plus sensibles

Certains sous-groupes de la population canadienne peuvent, en raison d'une plus grande sensibilité, être plus vulnérables aux effets nocifs sur la santé. Nous avons étudié la sensibilité au cours de différentes étapes de la vie ou en fonction du sexe en examinant des études. Dans le cadre de la présente évaluation, des études sur la toxicité pour le développement et la reproduction ont été examinées pour évaluer le risque de sensibilité au cours d'étapes critiques de la vie et en fonction du sexe. On a constaté que les hommes ou les personnes à qui on a attribué le genre masculin à la naissance, de tous les âges, étaient plus susceptibles de subir les effets nocifs de l'acide borique sur la santé que les femmes enceintes et les personnes enceintes, les fœtus en développement et les enfants. Un effet sur la reproduction fondé sur la diminution du poids des testicules a été utilisé comme effet critique sur la santé pour caractériser le risque pour la population générale associé à une exposition chronique (fréquente ou quotidienne) au bore et est considéré comme conférant une protection contre la toxicité pour le développement. En ce qui concerne l'exposition peu fréquente ou intermittente au bore, il a été déterminé que le fœtus en développement était le plus

susceptible de subir des effets nocifs sur la santé. Un effet sur le développement fondé sur des anomalies du squelette en l'absence d'une toxicité maternelle a été utilisé comme effet critique sur la santé pour caractériser le risque associé à une exposition aiguë au bore.

8.2 Évaluation de l'exposition

Les mesures de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs dans les milieux naturels, les produits et chez l'humain sont généralement exprimées en fonction de la concentration en bore total, laquelle correspond à une proportion (17,5 %) de la masse de l'acide borique en poids moléculaire. Les estimations de l'exposition sont exprimées en masse de bore par poids corporel par jour (par exemple, µg B/kg p.c./jour).

8.2.1 Biosurveillance

Les données de biosurveillance peuvent fournir une mesure de l'exposition intégrée de la population par toutes les voies (par exemple, par voie orale, par voie cutanée et par inhalation) et par toutes les sources (par exemple, milieu naturel, régime alimentaire et produits fréquemment ou couramment utilisés auxquels elle a été exposée). Des données de biosurveillance de grande qualité pour le bore existent et sont suffisantes pour caractériser adéquatement l'exposition de la population au Canada, y compris les sous-populations susceptibles d'être plus vulnérables ou plus exposées, comme les hommes et d'autres sous-populations, dont les enfants, les femmes enceintes et les personnes enceintes, qui peuvent être plus vulnérables aux effets nocifs sur la santé. Grâce à l'existence de données de biosurveillance représentatives de la population et de données de toxicocinétique pertinentes, l'exposition à l'acide borique a été caractérisée à l'aide d'estimations de l'exposition issues de la mesure du bore total dans l'urine et le sang.

Les concentrations de bore total ont été mesurées dans l'urine dans le cadre du cycle 5 (2016 à 2017) et du cycle 6 (2018 à 2019) de l'ECMS chez des participants âgés de 3 à 79 ans vivant au Canada. L'ECMS est une enquête en population conçue par Statistique Canada pour être représentative d'environ 97 %⁸ de la population du Canada. Le bore dans l'urine a été détecté dans plus de 98 % de la population. Les concentrations médianes et au 95e centile dans l'urine de la population âgée de 3 à 79 ans du cycle 6 (2018 à 2019) étaient respectivement de 990 et de 2 900 µg/g de créatinine (Santé Canada, 2023 d). Ces valeurs étaient semblables ou légèrement supérieures aux concentrations de bore dans l'urine mesurées au cours du cycle 5 de l'ECMS (2016 à 2017). En plus des données de l'ECMS, des concentrations de bore dans l'urine ont été mesurées chez des jeunes âgés de 3 à 19 ans de 4 Premières

⁸ Le cycle 6 de l'ECMS couvre la population âgée de 3 à 79 ans vivant dans les 10 provinces. Sont exclues de l'enquête, les personnes vivant dans les 3 territoires, les personnes vivant dans des réserves et d'autres communautés autochtones dans les provinces, les membres à temps plein des Forces canadiennes, la population institutionnalisée, et les résidents de certaines régions éloignées. L'ensemble de ces groupes exclus de l'ECMS représente environ 3 % de la population cible.

Nations du Québec dans le cadre de l'étude pilote Jeunes, Environnement et Santé des Premières Nations (JES! – YEH!). Les concentrations médiane et au 95e centile dans l'urine étaient respectivement de 991 et de 4 387 µg/g de créatinine (Lemire et al. 2019).

Les concentrations de bore total dans le sang ont été mesurées dans le cadre d'études d'envergure menées en Alberta et dans le nord de la Saskatchewan. Dans le cadre du programme de biosurveillance de l'Alberta, des échantillons de sang de femmes enceintes ont été combinés en 151 échantillons groupés aux fins d'analyse, et des échantillons de sang d'enfants ont été combinés en 6 échantillons groupés aux fins d'analyse (Alberta Health and Wellness, 2008; Gouvernement de l'Alberta 2010). Ce plan d'étude avec échantillons groupés permet de mesurer les concentrations moyennes de ces échantillons, mais la capacité de mesurer la variabilité des échantillons individuels est perdue. Les concentrations dans le sang mesurées chez les enfants de 2 à 13 ans (29 à 33 µg/L, 6 échantillons groupés) sont semblables à celles des femmes enceintes (13 à 34 µg/L, 151 échantillons groupés) (Alberta Health and Wellness, 2008; Gouvernement de l'Alberta 2010). Dans le cadre d'une étude distincte menée dans le nord de la Saskatchewan, des échantillons de sang provenant de 841 femmes enceintes ont été combinés en 6 échantillons groupés aux fins d'analyse. L'étude comprenait des participants des communautés cries et dénées d'une région du nord de la Saskatchewan où 87 % de la population s'est identifiée comme Autochtone (67 % des Premières Nations, 20 % des Métis). La plage des concentrations de bore dans le sang mesurées dans les échantillons groupés des femmes enceintes de l'Alberta (13 à 34 µg/L, 151 échantillons groupés) était semblable à celle mesurée dans le nord de la Saskatchewan (13 à 24 µg/L, 6 échantillons groupés) (Alberta Health and Wellness, 2008; Gouvernement de la Saskatchewan 2019). En raison du plan d'étude avec échantillons groupés des études menées en Alberta et dans le nord de la Saskatchewan, il est impossible de déterminer les extrémités supérieures de la distribution de l'exposition dans ces populations (par exemple, 95e centile ou concentrations maximales fondées sur les valeurs des échantillons individuels).

À l'extérieur du Canada, des études en population ($n \geq 50$) menées au Royaume-Uni, en Allemagne et en France ont révélé des concentrations moyennes de bore dans le sang variant de 22 à 126 µg/L et des concentrations du centile supérieur (95e centile et maximum) variant de 44 à 600 µg/L (Abou-Shakra et al. 1989; Goullé et al. 2005; Yazbeck et al. 2005; Heitland et Köster, 2006). Goullé et ses collaborateurs (2005) ont mesuré des concentrations de bore du 95e centile dans le sang total de 44 µg/L et dans le plasma de 79 µg/L de 100 personnes en France. Dans une autre étude menée dans le nord de la France, les valeurs supérieures de la distribution des concentrations de bore dans le sang étaient de 200 µg/L chez les individus vivant dans des zones où la concentration était inférieure à 0,30 mg/L dans l'eau potable et de 600 µg/L chez les individus vivant dans des zones où la concentration était supérieure à 0,30 mg/L dans l'eau potable (Yazbeck et al. 2005). Des concentrations maximales de bore dans le sang de 170,4 µg/L dans le sang total et de 48,1 µg/L dans le sérum ont été mesurées dans des échantillons de sang total au Royaume-Uni (Abou-Shakra et al. 1989). Heitland et Köster (2006) ont mesuré une concentration maximale de bore de 195 µg/L

dans le sang total d'un groupe d'adultes du nord de l'Allemagne. Les concentrations sanguines de bore au Royaume-Uni (Abou-Shakra et al. 1989), en Allemagne (Heitland et Köster, 2006) et en France (Goullé et al. 2005) étaient similaires. Les concentrations de bore dans le sang déclarées dans l'étude de Yazbeck et ses collaborateurs (2005) dans le nord de la France étaient plus élevées que celles d'autres études menées en Europe. Cette étude a été réalisée dans des zones où les concentrations de bore dans l'eau potable pouvaient atteindre et dépasser 0,3 mg/L, ce qui est semblable aux concentrations de bore mesurées dans l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2023a).

L'ensemble de données de biosurveillance du bore comprend des données sur différentes étapes de la vie, l'âge et le sexe. Dans une petite étude menée aux États-Unis, des femmes enceintes et non enceintes présentaient des concentrations de bore dans le sang similaires (Pahl et al. 2001). Dans une étude sur des couples mère-enfant dans le nord de l'Argentine et du Chili, le bore a été transféré de la mère au fœtus en développement par le placenta et plus tard par le lait maternel (le transfert était plus important par le placenta) (Harari et al. 2012). Les concentrations urinaires de bore (en µg/g de créatinine) dans l'ensemble de données de l'ECMS présentaient une tendance liée à l'âge en forme de « U » dans l'ensemble de la population. La concentration urinaire la plus élevée a été mesurée chez les enfants de 3 à 5 ans, suivie d'une diminution des concentrations jusqu'à l'âge de 12 à 19 ans, après quoi les concentrations urinaires ont augmenté (Santé Canada, 2023 d). Les enfants âgés de 3 à 5 ans ($n = 10$) de 4 communautés des Premières Nations du Québec ont également présenté des concentrations urinaires de bore médiane et au 95^e centile plus élevées, corrigées en fonction de la créatinine, par rapport aux jeunes âgés de 6 à 19 ans ($n = 19$ à 21 ans) dans ces mêmes communautés (Lemire et al. 2019). Dans le cadre du programme de biosurveillance de l'Alberta, les enfants âgés de 2 à 13 ans présentaient des concentrations de bore dans le sang beaucoup plus élevées que les femmes enceintes (Government of Alberta, 2010). Chez les adultes, les concentrations de bore dans le sang continuent d'augmenter avec l'âge (Usuda et al. 1997; Alberta Health and Wellness 2008; Hasbahceci et al. 2013). En général, les femmes présentent des concentrations de bore dans l'urine plus élevées que les hommes, tandis que ces derniers ont tendance à avoir des concentrations de bore dans le sang plus élevées que les femmes (Usuda et al. 1997; Santé Canada 2021, 2023 d).

Une analyse a été effectuée pour déterminer les facteurs sociodémographiques, comportementaux et physiques associés aux concentrations urinaires de bore recueillies dans le cadre de l'ECMS (Malowany et al. 2023). Dans l'analyse, on a combiné les données de participants âgés de 3 à 79 ans des cycles 5 et 6 de l'ECMS, et on a examiné les associations par modélisation de la régression linéaire univariée et multivariée. Le log naturel du bore dans l'urine a été corrigé en fonction de divers facteurs. Par ailleurs, le log naturel de la concentration de créatinine dans l'urine a toujours été inclus comme covariable dans tous les modèles pour tenir compte de la dilution dans l'urine. La concentration de créatinine dans l'urine était toujours très importante dans tous les modèles. Les facteurs dont les valeurs de p étaient inférieures à 0,05 sur la base de modèles univariés avaient la priorité dans l'analyse multivariée.

Dans les analyses multivariées, un protocole de sélection des variables par étapes fondée sur les valeurs de p a été utilisé pour adapter les modèles de régression linéaire aux concentrations de bore dans l'urine. Des modèles distincts étaient adaptés aux jeunes (de 3 à 19 ans) et aux adultes (de 20 à 79 ans).

Dans l'analyse univariée, aucune relation statistiquement significative n'a été observée entre les concentrations de bore dans l'urine et l'indice de la charge allostatique, le statut de la grossesse, la ménopause, l'ostéoporose, le pays de naissance, le statut d'immigrant, la langue parlée à la maison ou des facteurs liés au quartier comme le type de logement, la possibilité de se déplacer à pied, les parcs et le taux de criminalité. L'indice de la charge allostatique est une mesure sommaire de 9 facteurs de risque liés à la santé.

Les concentrations de bore dans l'urine chez les jeunes ont été associées au groupe d'âge et à la consommation de fruits et de légumes (fortement significative), à la race et à la classe de l'indice de masse corporelle (IMC) (modérément significatif), ainsi qu'à l'état de santé général et à l'éducation des ménages (faiblement significative). Il y avait une association négative entre les concentrations de bore et l'âge, car le groupe d'âge le plus jeune (de 3 à 5 ans) présentait des concentrations de bore beaucoup plus élevées que les groupes d'âge de 6 à 11 ans et de 12 à 19 ans. Les jeunes qui s'identifiaient comme Blancs présentaient des concentrations de bore beaucoup plus élevées que ceux qui s'identifiaient comme Asiatiques ou Noirs, mais pas ceux qui s'identifiaient comme Autochtones ou d'autres groupes raciaux. On a établi un lien entre la scolarité élevée des ménages et les concentrations plus élevées de bore. Les jeunes qui avaient un poids normal ou un poids insuffisant présentaient des concentrations de bore beaucoup plus élevées que ceux qui étaient obèses. De plus, les jeunes dont la santé autodéclarée était jugée excellente présentaient des concentrations de bore beaucoup plus élevées que ceux dont la santé était bonne, passable ou médiocre. Une consommation accrue de fruits et de légumes a été associée à une augmentation des concentrations de bore.

Chez les adultes, les concentrations de bore dans l'urine étaient associées au sexe, à l'âge, à la race, à l'éducation, à l'indice de masse corporelle, au tabagisme et à la consommation de fruits et de légumes. Toutes les covariables étaient fortement ou modérément significatives, à l'exception de la race, qui n'était que faiblement significative. Les femmes présentaient des concentrations de bore beaucoup plus élevées que les hommes. L'âge était associé positivement aux concentrations de bore dans l'urine, lesquelles augmentaient avec l'âge. Cette tendance est contraire à ce qui a été observé chez les jeunes et indiquerait une tendance liée à l'âge en forme de « U » des concentrations de bore dans l'urine dans la population générale. Les jeunes qui s'identifiaient comme Blancs présentaient des concentrations de bore beaucoup plus élevées que ceux qui s'identifiaient comme Noirs, mais pas ceux qui s'identifiaient comme Asiatiques, Autochtones ou d'autres groupes raciaux. Un niveau de scolarité élevé était associé positivement à des concentrations plus élevées de bore. Les jeunes qui avaient un poids normal ou un poids insuffisant présentaient des concentrations de bore beaucoup plus élevées que ceux qui étaient en surpoids ou obèses. Les non-

fumeurs présentaient des concentrations de bore plus élevées que les fumeurs. Une consommation accrue de fruits et de légumes était associée à une augmentation des concentrations de bore.

Outre les études sur la population générale, des études ciblées montrent une augmentation des concentrations de bore dans le sang à la suite de l'utilisation de suppléments et de produits de rince-bouche contenant de l'acide borique ou des précurseurs de l'acide borique (Edwall et al. 1979; Green et Ferrando, 1994; Hunt et al. 1997; Nielsen and Penland 1999; Wallace et al. 2002). Par exemple, la prise de suppléments peut entraîner une augmentation importante des concentrations de bore dans le sang. Plusieurs études ont été réalisées chez des femmes périménopausées ou post-ménopausées et chez des haltérophiles en Irlande du Nord et aux États-Unis afin d'examiner les concentrations de bore dans le sang avant et après le recours à des suppléments. Wallace et al. (2002) ont mesuré des concentrations moyennes de référence dans le sang de 14 µg/L qui atteignaient un sommet 4 heures après l'ingestion d'une dose de 11,6 mg de bore à 136 µg/L et qui demeuraient élevées 6 heures après l'administration de la dose. 3 autres études ont révélé une augmentation de 1,5 à 1,7 fois les concentrations plasmatiques de bore après l'administration de doses de 2,5 et de 3 mg sous forme de suppléments (Green et Ferrando, 1994; Hunt et al. 1997; Nielsen et Penland 1999). Le bore sanguin a quadruplé après l'utilisation d'un rince-bouche et est demeuré élevé, voire au-dessus de la valeur de référence pendant 24 heures après l'utilisation (Edwall et al. 1979). De plus, on a noté un faible taux d'accumulation de bore dans le sang à la suite de l'utilisation répétée du rince-bouche sur une période d'une semaine.

Les estimations de l'exposition (mg/kg p.c./j) ont été obtenues au moyen de méthodes faisant appel à la dosimétrie inversée. Pour les concentrations de bore dans l'urine, le bilan massique a été utilisé pour produire des estimations utilisant la proportion excrétée dans l'urine (F_{EU}) en fonction de la vitesse d'excrétion du bore et de la créatinine. Pour les concentrations dans le sang, une relation quantitative entre les concentrations de bore dans le sang et les estimations de l'absorption de bore a servi à estimer l'exposition quotidienne (voir l'annexe H pour obtenir les calculs détaillés). Les estimations de l'exposition ont été obtenues pour la population générale, les sous-populations vulnérables et les sous-populations présentant des concentrations urinaires plus élevées de bore.

Dans l'ensemble, les estimations de l'exposition calculées à l'aide des données de biosurveillance de l'urine de l'ECMS sont considérées comme les meilleures données existantes sur l'exposition totale à utiliser pour caractériser le risque pour la population générale. Les estimations de l'exposition fondées sur des données sur l'urine, en particulier pour les hommes et les enfants, sont plus fiables que celles qui sont fondées sur les données sur le sang, car les données sur l'urine proviennent de l'ensemble de données de l'ECMS, qui est vaste et très rigoureux, et dont la tendance centrale et les données du centile supérieur permettent de caractériser l'exposition des Canadiens. Il n'y a pas de différence significative dans les mesures du bore urinaire entre les filles et les garçons âgés de 3 à 5 ans, mais les garçons sont plus sensibles aux effets nocifs

de l'acide borique. Les données de la population générale de l'ECMS et sur les garçons de 3 à 5 ans seront utilisées ultérieurement pour la caractérisation des risques. De plus amples détails sur les concentrations obtenues de la biosurveillance et la modélisation à l'aide de la dosimétrie inversée sont présentés aux annexes G et H, respectivement.

Tableau 8-1. Exposition générale quotidienne prévue ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) à l'acide borique obtenue à l'aide des données de biosurveillance de l'urine ($\mu\text{g/g}$ de créatinine)

Ensemble de données	Sexe	Âge	concentration médiane (biosurveillance) ($\mu\text{g/g}$ créatinine)	Concentration au 95e centile (biosurveillance) ($\mu\text{g/g}$ créatinine)	Estimation de l'exposition médiane ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$)	Estimation de l'exposition au 95e centile (mg/kg p.c./jour)
ECMS, cycle 6	M + F	3 à 79	990	2900	21,1	61,9
ECMS, cycle 6	M	3 à 79	950	2700	20,3	57,6
ECMS, cycle 6	M	3 à 5	2500	5500	44,9	98,9
ECMS, cycle 6	F	3 à 5	2600	6400	46,7	115,1

Abréviations : M = sexe masculin; F = sexe féminin;

8.2.2 Milieux naturels, aliments et eau potable

Le bore est une substance naturelle, omniprésente dans les milieux naturels. Elle est présente dans les aliments, l'eau potable, l'air, le sol et la poussière. Le bore total a été mesuré dans les particules en suspension dans l'air, le sol, la poussière domestique, les aliments et l'eau potable.

Le bore a été mesuré à la fois dans les particules fines (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$) et les particules grossières (PM_{10}) dans des études ciblées au Canada. Les concentrations médianes de bore mesurées dans la proportion des particules fines de l'air intérieur et extérieur recueillie dans des zones résidentielles d'Edmonton, de Calgary et d'Halifax étaient inférieures à 5 ng/m^3 ($n = 262$) (Santé Canada, 2013a, 2013 b, 2013c). Les concentrations médianes et au 95e centile de bore dans les particules grossières mesurées à Windsor, en Ontario, en 2005 et en 2006 étaient les suivantes : 5,38 et $13,6 \text{ ng/m}^3$ dans les échantillons d'air individuel, 5,07 et $17,5 \text{ ng/m}^3$ dans les échantillons d'air intérieur et 12,4 et $27,9 \text{ ng/m}^3$ dans les échantillons d'air extérieur, respectivement (Rasmussen et al. 2022). Le bore a également été mesuré dans les particules fines et grossières à l'intérieur de voitures privées, de wagons de métro et d'autobus à Montréal, à Ottawa, à Toronto et à Vancouver. Les concentrations médianes et au 95e centile de bore dans les $\text{PM}_{2,5}$ dans l'air des voitures, des wagons

de métro et des autobus variaient de 0,99 à 21,95 ng/m³ et de 1,24 à 39,06 ng/m³, respectivement. La concentration moyenne de bore la plus élevée a été mesurée dans les autobus d'Ottawa (22,39 ng/m³) (communication personnelle, courriel du Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, daté du 26 janvier 2022; source non citée). En supposant un trajet quotidien en bus de 70 minutes, les navetteurs d'Ottawa seraient exposés à des concentrations moyennes de bore dans les PM_{2,5} de 6,21 µg/m³, et le bore auquel les navetteurs sont exposés représenterait 18 % de l'air.⁹ Le bore n'a pas été considéré comme une cible dans l'échantillonnage de l'air extérieur (PM_{2,5} ou PM₁₀) effectué dans le cadre du programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique.

Le sol absorbe les rejets naturels de bore attribuables aux précipitations, à la météorisation des minéraux contenant du bore, à la désorption des argiles et à la décomposition des matières organiques contenant du bore (ATSDR, 2010). Plus de 200 minéraux contiennent du trioxyde de dibore, et les 4 plus importants sont le borax, la kernite, la colemanite et l'ulexite (USGS, 2018). La plupart des composés de bore sont transformés en borates dans le sol en raison de la présence d'humidité. Les borates eux-mêmes ne se dégradent pas davantage dans le sol (ATSDR, 2010). Les sources anthropiques de bore dans le sol comprennent l'épandage d'engrais contenant du bore et de produits antiparasitaires, l'application de cendres volantes, d'eaux usées ou de biosolides aux fins d'amendement du sol, l'utilisation des eaux usées aux fins d'irrigation, et la mise en dépôt en milieu terrestre des déchets industriels contenant du bore (ATSDR, 2010). Les concentrations déclarées de bore total dans le sol dans les zones résidentielles, agricoles et industrielles du Canada, mesurées par digestion à l'acide chlorhydrique/fluorhydrique, varient de 1 à 90 mg/kg (Penney, 2004; Gouvernement du Nouveau-Brunswick 2005; Jacques Whitford AXYS Ltd. 2008; Agriculture et Agroalimentaire Canada 2013; BC MOE 2017). La concentration moyenne de bore dans le sol aux États-Unis est de 33 mg/kg, et varie de moins de 20 mg/kg à 300 mg/kg (USGS, 1984). Ces données sont analysées plus en détail à la section 7.3.1.

L'Enquête sur la poussière domestique au Canada a fourni les concentrations de bore représentatives à l'échelle nationale dans la poussière domestique des maisons canadiennes (Rasmussen, 2013). La quantité de bore bioaccessible dans ces échantillons a été mesurée par digestion dans un liquide gastrique simulé, et les valeurs obtenues variaient de 7 à 2 091 mg/kg, avec une médiane de 65,3 mg/kg ($n = 1\,025$) (Rasmussen, 2013). Le bore présent dans la poussière domestique tire son origine

⁹ La concentration quotidienne dans l'air, l'influence du transport a été estimée à l'aide de la concentration moyenne la plus élevée dans un échantillon personnel d'air de l'intérieur d'un bus, soit 22,39 ng/m³, et la concentration médiane dans l'air ambiant dans les PM_{2,5}, soit 5,38 ng/m³ (Rasmussen et al. 2022). Il est présumé que chaque personne passe 70 minutes par jour dans les transports urbains (van Ryswyk et al., 2017). Concentration quotidienne dans l'air, influence du transport = [(concentration de B dans l'air personnel, autobus x (70 minutes) + (concentration de B dans l'air ambiant x (1 370 minutes))]/1 440 minutes.

notamment de l'utilisation d'acide borique dans les matériaux de construction (par exemple bois, isolant de cellulose), des produits qui contiennent des substances de bore (par exemple produits de nettoyage, pesticides) et le sol entraîné à l'intérieur.

L'apport de bore provenant des aliments est le facteur qui contribue le plus à l'exposition de fond au Canada. Le bore est un micronutriment essentiel à la croissance des plantes et pénètre dans la chaîne alimentaire par les plantes. La concentration naturelle de bore dans les aliments varie considérablement selon divers facteurs, notamment la concentration de bore dans le sol sous-jacent, les propriétés du sol et les besoins de la plante. On en sait peu sur la spéciation ou la biodisponibilité du bore dans les aliments naturels (Hunt et al. 2004). On croit que la majeure partie du bore ingéré se transforme en acide borique dans le tractus intestinal et peut ainsi être absorbé (Hunt et al. 1997, 2004; Hunt, 2006). Les sources anthropiques de bore dans la chaîne alimentaire comprennent l'utilisation d'engrais contenant du bore, l'emballage alimentaire (par exemple, adhésifs, papier et carton), les sources ponctuelles industrielles (par exemple, le lessivage) et le ruissellement agricole. L'application d'acide borique sur les cultures vivrières et fourragères au Canada ne soit pas approuvée (Santé Canada, 2016), l'importation d'aliments traités avec des pesticides contenant du bore provenant d'autres pays est une source potentielle d'exposition par voie alimentaire, bien que l'EPA des États-Unis ait conclu que l'utilisation de bore dans les pesticides n'augmente pas de façon significative les concentrations de bore naturelles dans les cultures vivrières et fourragères (US EPA, 2015a).

Le bore total est visé par plusieurs programmes de surveillance des aliments canadiens et importés mis en œuvre par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA), dont le Programme national de surveillance des résidus chimiques (2008 à 2009 et 2009 à 2010), le Projet sur les aliments destinés aux enfants (2008 à 2009 et 2010 à 2011) et le Plan d'action pour assurer la sécurité des produits alimentaires (2009 à 2013) (ACIA [modifié, 2023 b]). Dans plus de 30 000 échantillons disponibles de 2008 à 2013, les concentrations moyennes de bore les plus élevées ont été mesurées dans des ingrédients de boulangerie (25 µg/g), des beurres de noix (16 µg/g), des herbes et des épices (14 µg/g), des boissons (12 µg/g), des beurres de graines (tournesol et tahini) (10 µg/g) et des protéines végétales (10 µg/g). Les fruits et légumes présentaient des concentrations moyennes de 3 et 4 µg/g, tandis que les grains, les produits laitiers et la viande présentaient tous des concentrations moyennes inférieures de 1,5, 0,2 et 0,06 µg/g, respectivement. Le bore a également été mesuré dans le lait maternel et les préparations pour nourrissons. Une concentration moyenne de bore de 30 µg/L a été mesurée dans le lait maternel de 10 mères à Terre-Neuve (Hunt et al. 2004), alors que des concentrations de 120 µg/L ont été mesurées dans 2 préparations pour nourrissons prêtes à consommer aux États-Unis (Hunt et Mechem, 2001).

On disposait des concentrations de bore total provenant des installations de traitement de l'eau et des réseaux de distribution d'eau potable en 2013 pour Terre-Neuve-et-Labrador, le Nouveau-Brunswick, le Québec, l'Ontario, le Manitoba, la Saskatchewan et le Yukon. Les concentrations moyennes pour les valeurs supérieures à la limite de déclaration variaient de 0,01 à 0,38 mg/L, et des valeurs allant jusqu'à 2,80 mg/L ont

été mesurées dans les réseaux de distribution d'après l'Enquête nationale sur l'eau potable (Tugulea, 2016; Santé Canada, 2023a). Il se peut que les concentrations de bore total dans l'eau de puits soient plus élevées et plus variables que celles des eaux de surface en raison du lessivage naturel des roches (Santé Canada, 1990). Les concentrations de bore dans les eaux souterraines et les eaux de puits sont généralement plus élevées dans les régions constituées de roches sédimentaires (CCME, 2009). Il arrive que l'on mesure des concentrations élevées de bore (> 1 mg/L) dans les eaux souterraines de certains aquifères en Ontario, au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta (Santé Canada, 2023a). Dans la plupart des cas, les concentrations de bore de ces sources sont inférieures à 5 mg/L, mais, des concentrations allant de 8 à 9 mg/L ont été signalées (Lemay, 2002; Desbarats, 2009; Gouvernement du Manitoba, 2010; Hamilton, 2015; tous cités dans Santé Canada, 2023a), lesquelles dépassent la concentration maximale acceptable de 2 mg/L de Santé Canada (Santé Canada, 2023a).

Les estimations probabilistes de l'apport alimentaire de la population générale ont été calculées par la Direction des aliments de Santé Canada en 2013. Les apports alimentaires intègrent les concentrations de bore total des produits alimentaires recueillies dans le cadre des programmes de surveillance des aliments (de 2008 à 2013) et provenant des données provinciales sur l'eau potable (2013). Les estimations associées à la consommation étaient fondées sur les données du cycle 2.2 du volet nutrition de l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) (Statistique Canada, 2004). Les fruits (par exemple, les pommes), le jus de fruits et les légumes (par exemple, les carottes, les tomates) étaient les principaux facteurs contribuant à l'apport alimentaire, et représentaient 41 à 62 % de l'apport, selon le groupe d'âge. L'eau potable (du robinet et embouteillée) représentait de 3 à 16 % de l'apport alimentaire. La concentration de bore était plus élevée dans certains autres aliments (par exemple, les ingrédients de boulangerie, les beurres de noix), mais, compte tenu de leur consommation élevée, les fruits et légumes étaient les facteurs contributifs les plus importants de l'exposition par voie alimentaire.

Les estimations de l'exposition de fond moyenne attribuable aux milieux naturels, aux aliments et à l'eau potable ont été calculées pour la population générale en fonction des concentrations de bore total mesurées dans les aliments, l'eau potable, l'air, le sol et la poussière domestique (annexe D). L'exposition de fond moyenne varie de 3,6 à 91,7 $\mu\text{g/kg p.c./jour}$. Le principal facteur contribuant à l'exposition de fond est le bore naturellement présent dans les aliments (fruits, légumes), suivi de celui dans l'eau potable. L'air, le sol et la poussière domestique contribuent peu à l'exposition de fond.

8.2.3 Produits disponibles aux consommateurs

On trouve de l'acide borique dans des milliers de produits disponibles au Canada, notamment dans le matériel d'art et d'artisanat et les jouets, les produits de bricolage (dont les adhésifs et les produits d'étanchéité, les produits d'entretien automobile, d'entretien ménager, les peintures et les revêtements), les textiles et les matelas, les produits d'autosoins (c'est-à-dire les cosmétiques, les produits de santé naturels et les

médicaments en vente libre), les produits d'entretien de piscine et de spa. Bon nombre de ces produits sont utilisés fréquemment, plusieurs fois par semaine ou par jour, ce qui entraîne une exposition chronique, tandis que d'autres sont utilisés moins fréquemment (moins d'une fois par semaine) ou de façon intermittente (utilisation occasionnelle pour une exposition allant jusqu'à une semaine), et entraînent une exposition aiguë.

Les données sur les types de produits et la concentration d'acide borique dans les produits disponibles aux consommateurs ont été compilées à l'aide des renseignements fournis dans le cadre des enquêtes effectuées en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009, 2012), les initiatives de collecte de données de la deuxième phase du PGPC (ToxEcology Environmental Consulting Ltd. 2012, 2014; Cheminfo Services Inc., 2013 a, 2013 b, 2013c; EHS 2013), les activités de participation volontaire des intervenants et les renseignements soumis volontairement à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada à l'étape de la collecte de données et des commentaires du public; les avis soumis à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*; la BDPSNH [modifié, 2023]; la base de données sur les produits pharmaceutiques de Santé Canada; des bases de données et des sites Web accessibles au public (par exemple, des sites Web de producteurs, DCPC c2017-2021); et les fiches signalétiques et techniques (Outil de recherche des FDS, 2019).

Pour caractériser l'exposition attribuable aux produits disponibles aux consommateurs, les estimations de l'exposition ont été obtenues à l'aide du modèle ConsExpo Web (ConsExpo Web 2020), des Residential Standard Operating Procedures (SOP) de l'EPA des États-Unis (EPA 2012b), des valeurs d'exposition unitaire provenant de la Pesticide Handlers Exposure Database (PHED) (Santé Canada, 2002a; US EPA, 2012b), SWIMODEL de l'EPA des É.-U. (US EPA, 2003, 2016) ou d'algorithmes sur l'exposition propres à un scénario. Les estimations de l'exposition ont été calculées pour différents groupes d'âge et intègrent des paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel, la surface de la peau et les taux d'inhalation (Santé Canada [modifié, 2022 b]). Les estimations de l'exposition pour chacune des voies, par exemple par voie cutanée, orale et par inhalation, ont été additionnées pour produire des estimations de l'exposition combinée pour un produit ou un scénario donné. Des efforts ont été déployés pour réduire au minimum le doublement de l'exposition par une voie avant de combiner les expositions par les différentes voies. Les estimations de l'exposition sont représentatives d'un seul événement par jour, à moins d'indication contraire. Des détails sur les estimations d'exposition calculées, y compris les intrants des modèles et algorithmes de l'exposition, sont présentés aux annexes E et F.

Un résumé des produits évalués et des estimations de l'exposition connexes est présenté ci-dessous :

Matériel d'art et d'artisanat et jouets

On a mesuré de l'acide borique dans des matériaux d'art et d'artisanat. Le US Art and Crafting Materials Institute a mesuré la quantité de bore bioaccessible dans des liquides gastriques simulés (selon la norme D5517 de l'ASTM) dans une variété de matériaux

d'art et d'artisanat (Stopford, 2013), dont les résultats sont présentés au tableau 8-2. Bon nombre de ces produits, comme les encres de marqueurs, les glaçures céramiques, les stylos et la colle, sont commercialisés pour les enfants ou des enseignants à l'intention des enfants.

Tableau 8-2. Concentrations de bore mesurées dans les matériaux d'art et d'artisanat

Matériaux d'art et d'artisanat	Bore (ppm) Concentration gastrique bioaccessible
Encres marqueurs	8,3 à 1 400
Encres de dessin technique	1 400
Glaçures céramiques	67 à 40 000
Stylos	27 à 650
Sable coloré	525
Peintures et émaux, dont la peinture acrylique, la gouache, l'aquarelle, les couleurs et les huiles solubles dans l'eau	13 à 8 300
Couleurs et pigments, dont l'encaustique et l'acrylique	1 600 à 17 400
Colle	380 à 1 800

Ppm = parties par million

Comme il est réglementé en vertu du *Règlement sur les jouets* (Canada, 2011), l'acide borique a été mesuré dans des jouets vendus au Canada dans le cadre de vérifications cycliques de la conformité effectuées par Santé Canada. En vertu du Règlement¹⁰, il est interdit d'employer l'acide borique dans un jouet si la substance peut entrer en contact avec un enfant ou si elle peut être libérée du jouet s'il se brise. De 2002 à 2019, la moyenne géométrique des concentrations de bore, qui est de 140 ppm (800 ppm d'acide borique) et ayant une fourchette variant d'une valeur inférieure à 0,7 à 9 160 ppm (4 à 52 400 ppm d'acide borique) a été mesurée dans des pâtes visqueuses, de la pâte, de l'argile et des pâtes à modeler, de la peinture, de la colle, de l'argile et des jouets en plasticine facilement manipulables et moulables. (Santé Canada, 2002b, 2004, 2009a, 2009 b, 2017 b, 2018a, 2019). De plus, le borax est un ingrédient courant du matériel de bricolage et des jouets, notamment les formations de cristaux, la pâte visqueuse et la pâte à modeler.

Les estimations de l'exposition ont été obtenues pour les enfants utilisant des matériaux d'art et d'artisanat et jouant avec de la pâte à modeler et de la pâte visqueuse maison ou commerciale, des cristaux maison, des peintures pour bricolage, des peintures à l'huile, des marqueurs, de la colle et du sable coloré. Les estimations de l'exposition combinée par voie orale et cutanée aux produits utilisés fréquemment ou quotidiennement, dont la pâte à modeler et la pâte visqueuse, la peinture pour

¹⁰ En juin 2023, Santé Canada a publié un avis d'intention de modifier le *Règlement sur les jouets* à propos de l'acide borique et de ses sels (Santé Canada [modifié, 2023 b]).

bricolage, les marqueurs, la colle pour bricolage et le sable coloré, variaient de 0,23 à 443,7 µg/kg p.c./jour. Les estimations de l'exposition combinée par voie cutanée et par inhalation des produits utilisés de façon intermittente ou peu fréquente, notamment dans la fabrication de cristaux et l'utilisation de peintures à l'huile, variaient de 0,57 à 117 µg/kg p.c./jour. Dans l'ensemble, l'exposition d'un enfant d'un an jouant avec de la pâte à modeler et de la pâte visqueuse fabriquées à la maison a donné lieu à l'estimation de l'exposition la plus élevée.

Produits de nettoyage

L'acide borique entre dans la composition de divers produits de nettoyage et est souvent utilisé comme stabilisant d'enzymes et agent de blanchiment (DeLeo et al. 2021). Une enquête menée auprès de fabricants de produits de nettoyage au Canada a révélé qu'environ 200 produits de nettoyage contenaient des ingrédients à base de bore dont la concentration variait de 0,002 6 à 11,3 %, et que 82 % des produits présentaient des concentrations de bore inférieures à 0,36 % (DeLeo et al. 2021). Selon cette enquête et une recherche réalisées dans des données publiques et des renseignements volontairement présentés à Santé Canada, les précurseurs de l'acide borique sont présents dans les assainisseurs d'air, les poudres abrasives, les nettoyants tout usage et les désinfectants, les nettoyants pour plancher, les détachants pour tapis, les liquides vaisselle et les détergents pour lave-vaisselle, les détergents à lessive à la main ou à la machine et les détachants, les pols à métaux et les dégraissants, et les produits de nettoyage de la cuvette des toilettes (outil de recherche des FDS 2019; DeLeo et al. 2021; BDPP [modifié, 2023]. Il existe divers types de préparations, dont des poudres, des pastilles solides, des pâtes, des mastics, des liquides et des options d'emballage, y compris des aérosols et des vaporisateurs à gâchette, des liquides prêts à l'emploi dilués ou des liquides concentrés qui doivent être dilués dans l'eau. De nombreux produits, comme les nettoyants tout usage, ont plusieurs possibilités d'utilisations. Les méthodes d'application peuvent varier selon la préparation et le profil d'utilisation d'un produit précis.

Les expositions par voie cutanée et par inhalation aux produits de nettoyage peuvent être occasionnées par le mélange, le chargement, l'application, l'essuyage et le rinçage. Il existe également un risque d'exposition par voie cutanée et orale après l'application, par le transfert de résidus sur la vaisselle, les vêtements ou le plancher au corps. Pour caractériser l'exposition découlant de l'utilisation de produits de nettoyage, des estimations de l'exposition ont été obtenues à l'aide du modèle ConsExpo Web (ConsExpo Web 2020), des Residential SOP de l'EPA des États-Unis (US EPA 2012b), des valeurs d'exposition unitaire de la Base de données sur l'exposition des manipulateurs de pesticides (BDEMP) (Santé Canada 2002a) et, dans certains cas, d'algorithmes propres à un scénario. Le cas échéant, les estimations de l'exposition tenaient compte du mode d'emploi d'un produit donné, y compris de la concentration initiale, du taux de dilution et de la méthode d'application. Dans certains cas, d'autres algorithmes ont été utilisés pour perfectionner les estimations de l'exposition. Les estimations de l'exposition par inhalation ont été calculées pour les produits en poudre et les liquides à pulvériser. Certains produits de nettoyage devraient être utilisés

quotidiennement ou fréquemment (plus d'une fois par semaine), tandis que d'autres sont utilisés moins fréquemment ou de façon intermittente. Les estimations de l'exposition combinée par voie cutanée, orale et par inhalation pour les produits fréquemment utilisés variaient de 0,008 9 à 730 µg/kg p.c./jour, et pour les produits utilisés de façon intermittente, elles variaient de 13 à 150 µg/kg p.c./jour. Les estimations de l'exposition variaient selon la concentration de bore dans le produit, le taux d'utilisation, le type de préparation et la méthode d'application. L'estimation de l'exposition la plus élevée provenait de l'utilisation par les adultes de produits de nettoyage en poudre comme nettoyant tout usage ou poudre abrasive, sur les tapis et les planchers et dans la lessive à la main. Voir les annexes E et F pour plus de détails.

Produits de bricolage

On trouve de l'acide borique dans divers produits de bricolage, notamment des adhésifs et des produits d'étanchéité, des produits d'entretien automobile, des produits d'entretien ménager et des peintures et revêtements. Les concentrations de bore varient de 0,11 à 18 % dans ces produits. Il existe une variété de préparations (par exemple, mastics, pâtes, liquides, aérosols ou liquides à pulvériser) et de méthodes d'application possibles qui peuvent entraîner une exposition des consommateurs par voie cutanée ou par inhalation.

Les estimations de l'exposition par voie cutanée et par inhalation découlent de l'utilisation d'adhésifs et de produits d'étanchéité, de produits automobiles et d'entretien ménager, de peintures et de revêtements et proviennent de ConsExpo Web (2020) et de valeurs d'exposition unitaire (Santé Canada, 2002 a, 2020b), qui, dans certains cas, ont été précisées à l'aide d'autres algorithmes. On s'attendait à ce que ces types de produits soient utilisés peu fréquemment, soit moins d'une fois par semaine ou de façon intermittente. Les estimations de l'exposition variaient de 0,12 à 61,9 µg/kg p.c./jour. Les estimations d'exposition les plus élevées étaient associées à l'application de peinture antirouille au moyen d'un pulvérisateur non pneumatique.

Le monoéthérate de fluorure de bore et le trifluorure de bore sont des substances hautement volatiles et sont tous 2 présents dans des adhésifs du commerce. Toutefois, les estimations de l'exposition par inhalation à ces substances découlant de l'utilisation d'adhésifs n'ont pas pu être modélisées, car on ne disposait d'aucune donnée sur la concentration.

Produits ignifuges

Plusieurs substances d'acide borique sont utilisées comme produits ignifuges dans des sous-tapis, des produits d'isolation en cellulose, des nappes pour ouatinage et des textiles utilisés dans les meubles, des matériaux de construction, des futons et des matelas, des carreaux de plancher, le nylon, le papier et le carton, des plastiques et le caoutchouc, des silicones, des textiles (vêtements ignifuges, vêtements de nuit), des revêtements muraux, des produits du bois, des fils et des câbles. Dans le cadre de tests effectués par Santé Canada de 2012 à 2015 sur des vêtements de nuit pour enfants, on

a détecté du bore dans 9 échantillons sur 23, à une concentration de 0,2 à 2,2 ppm (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux, Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, daté du 24 juillet 2017; source non citée).

La Consumer Product Safety Commission des États-Unis a réalisé des études d'extraction mesurant la migration de l'acide borique provenant de différents tissus et de matelas jumeaux miniatures et grandeur nature (US CPSC, 2005, 2006). Dans une étude, un matelas jumeau muni d'une barrière à l'acide borique a fait l'objet d'un essai de migration de surface. Le matelas était recouvert d'un couil et d'un drap, et il a été mouillé pour simuler la transpiration ou l'urine. 2 papiers filtres secs ont été déposés sur le dessus de la zone mouillée et maintenus en place à l'aide d'un poids de 1 livre par pouce carré (lb/po²) pendant 6 heures. Un taux de migration moyen de 6,7 µg de bore/cm² sur 6 heures a été déclaré (tableau 12 b, US CPSC, 2006), ce qui équivaut à un taux de migration de 1,12 µg de bore/cm²/heure. Ce taux de migration a ensuite été utilisé pour calculer l'exposition par voie cutanée. L'estimation d'exposition la plus élevée, soit 117,1 µg/kg p.c./jour, a été calculée pour un nourrisson qui dormait sur un matelas ou un futon.

La CPSC des États-Unis (2005) a également évalué la migration de l'acide borique provenant de nappes pour outinage en coton, de produits de capitonnage en mousse et de tissus en polyester et coton avec un enduit afin d'évaluer l'exposition potentielle des consommateurs aux produits ignifuges par contact avec la peau. Dans cette étude, un papier filtre a été placé directement sur le tissu et a été mouillé pour simuler la transpiration ou l'urine pendant environ 6 à 8 heures. Les papiers filtres étaient maintenus en place avec un poids de 1 lb/po² ou non. L'expérience a été répétée en tout 4 fois pour obtenir un pourcentage cumulatif représentant la migration du bore, lequel variait de 0,29 % pour les nappes de outinage en coton, sans poids, mouillées pour simuler de l'urine, à 69,3 % pour les tissus de polycoton enduits, maintenus avec un poids et mouillés pour simuler de l'urine (tableau 4, US CPSC, 2005). Le type de liquide appliqué (simulation de la transpiration par rapport à simulation de l'urine) n'a pas eu d'incidence sur le taux de migration, mais l'utilisation d'un poids a entraîné une migration du bore vers le papier filtre maintenu à l'aide d'un poids à un taux plus élevé que celui des papiers filtres non maintenus. Le pourcentage moyen de migration du bore par papier filtrant (2,3 % sans poids et 15,8 % avec poids) a été calculé en combinant les points de données de la simulation de la transpiration et de la simulation d'urine pour les nappes de ouatinage en coton et les tissus de poly-coton enduits. Ces valeurs de migration ont servi à estimer l'exposition par voie orale attribuable au mâchonnement des vêtements de nuit des enfants et l'exposition par voie cutanée à ces vêtements. Les expositions combinées par voie orale et cutanée chez les nourrissons à un vêtement de nuit étaient de 0,3 µg/kg p.c./jour, ce qui est inférieur à l'exposition durant le sommeil sur un matelas contenant de l'acide borique.

Produits d'autosoins : cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments en vente libre

Les produits d'autosoins sont des produits vendus sans ordonnance et appartiennent à l'une des 3 grandes catégories suivantes au Canada : cosmétiques, produits de santé naturels et produits pharmaceutiques en vente libre. L'acide borique¹¹ est présent en tant qu'ingrédient, médicinal ou non médicinal, dans plus de 1 600 produits d'autosoins. De plus, il est un ingrédient non médicinal d'environ 40 médicaments ophtalmiques et otiques d'ordonnance.

Il existe des restrictions quant à l'utilisation de l'acide borique dans les produits d'autosoins. Lorsqu'il est utilisé comme régulateur de pH dans les cosmétiques, l'acide borique et ses sels doivent avoir une concentration maximale autorisée de 0,1 % sous forme d'acide borique (0,02 % de bore). Dans d'autres cosmétiques, la concentration maximale autorisée d'acide borique et de ses sels est de 5 % sous forme d'acide borique (0,87 % de bore), et ces cosmétiques doivent inclure une mise en garde stipulant qu'ils ne doivent pas être utilisés sur la peau crevassée ou abrasée et chez les enfants de moins de 3 ans. (Santé Canada [modifié, 2022a]). Les médicaments en vente libre contenant de l'acide borique ou du borate de sodium comme ingrédient médicinal ne devraient pas être administrés à un enfant de moins de 3 ans (Canada, 1978). Ces restrictions de la Liste des ingrédients dont l'usage est interdit ou limité dans les cosmétiques sont également considérées comme des détails supplémentaires sur l'acide borique et ses sels, par exemple le borate de sodium, le borax et le perborate de sodium, dans la BDIPSN [modifié, 2023]. Le bore est également associé à une dose quotidienne maximale de 700 µg/jour pour les adultes dans les monographies des suppléments de multivitamines et de minéraux et des suppléments pour l'entraînement, ainsi qu'à une dose quotidienne maximale de 3,36 mg/jour pour les adultes dans la monographie des produits de santé à ingrédients multiples pour articulations (Santé Canada, 2022 b, 2022c, 2023c).

On trouve l'acide borique dans des produits de bain, des produits de soins capillaires et de coloration, des lotions et des hydratants, du maquillage, des huiles de massage, des produits pour ongles, des produits ophtalmiques et otiques, y compris des solutions de lentilles de contact, des produits de soins buccodentaires et des suppléments pour la santé buccodentaire. (par exemple, suppléments de multivitamines et de minéraux, suppléments pour l'entraînement et produits de santé pour les articulations), des produits de soins de la peau, des savons et des nettoyants, des écrans solaires, des crèmes topiques et des onguents. Les types les plus courants de produits d'autosoins contenant du bore sont les suppléments pour la santé buccodentaire (par exemple, les suppléments de multivitamines et de minéraux, les suppléments pour l'entraînement et les produits de santé pour articulations). Ceux-ci sont suivis, dans une moindre mesure, par des produits ophtalmiques (par exemple, des gouttes ophtalmiques, des produits de

¹¹ Le nitrure de bore et les borosilicates sont des ingrédients courants dans les cosmétiques, mais ils ne sont pas considérés comme des précurseurs de l'acide borique. Par conséquent, ils ne font pas partie de la présente évaluation.

lavage oculaire et une solution pour lentilles cornéennes), des nettoyeurs pour le corps et des lotions pour le corps.

Pour caractériser l'exposition des utilisateurs de produits d'autosoins, des estimations de l'exposition ont été obtenues à l'aide de ConsExpo Web (2020) ou d'algorithmes de l'exposition propres à un produit et à une voie, en intégrant des données sur la quantité de produit utilisée et la concentration de bore. Des renseignements sur le type et la concentration du produit ont été obtenus des déclarations présentées à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, de la BDPSNH [modifié, 2023], de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada (communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 5 février 2020; source non citée) et de la base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP [modifié, 2023]). Certains produits d'autosoins sont utilisés quotidiennement ou fréquemment (plus d'une fois par semaine), tandis que d'autres sont utilisés moins fréquemment ou de façon intermittente. L'exposition chronique aux produits utilisés fréquemment ou quotidiennement variait de 0,037 à 135,1 µg/kg p.c./jour, tandis que l'exposition aiguë aux produits utilisés de façon peu fréquente ou intermittente variait de 0,049 à 257 µg/kg p.c./jour. L'utilisation de suppléments pour la santé buccodentaire, de crème pour soulager les hémorroïdes et de lotion pour le corps a donné lieu aux estimations d'exposition les plus élevées.

De plus, il existe un risque d'exposition par inhalation au monoéthérate de trifluorure de bore présent dans les colles à faux ongles et faux cils, car cette substance est très volatile. Une concentration dans l'air de 0,008 8 mg de trifluorure de bore monoéthérée/m³ a été obtenue à l'aide de ConsExpo Web (2020).

Produits d'entretien des piscines et des spas

L'acide borique est utilisé dans les produits d'entretien des piscines et des spas comme adoucisseur d'eau et stabilisateur de pH et pour améliorer la limpidité de l'eau. À l'aide des données de la Base de données sur l'exposition des manipulateurs de pesticides (BDEMP), des estimations de l'exposition par inhalation ont été obtenues pour les propriétaires qui traitent leur piscine avec des produits (Santé Canada, 2002a). Les estimations par voie cutanée et orale associées à la nage ont été calculées à l'aide d'algorithmes du modèle SWIMODEL de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2003). Les enfants de 4 à 8 ans présentaient la plus forte exposition combinée par voie orale et cutanée à 348,8 µg/kg p.c./jour. L'absorption d'eau de piscine par voie orale représente la majeure partie de l'exposition.

Résumé

Les estimations de l'exposition pour les différentes catégories de produits sont résumées dans le tableau 8-3 ci-dessous. Ces estimations fournissent une indication des sources potentielles d'exposition à l'acide borique supérieure à l'exposition de fond provenant des milieux naturels, des aliments et de l'eau potable.

Tableau 8-3. Résumé des estimations de l'exposition découlant des produits disponibles aux consommateurs et des utilisations qu'ils en font

Scénario	Population	Fréquence d'utilisation	Exposition (µg/kg p.c./jour)
Matériaux d'art et d'artisanat et jouets : fabrication de cristaux, peinture à l'huile	Enfants, adolescents	Peu fréquente/intermittente	0,57 à 117,0
Matériaux d'art et d'artisanat et jouets : jouer avec de la pâte visqueuse, de la pâte à modeler, de la peinture pour bricolage, des marqueurs, de la colle pour bricolage, du sable coloré.	Nourrissons, enfants	Fréquente/quotidienne	0,23 à 443,7
Produits de nettoyage : détachant pour tapis, porcelaine à laver à la main, poli/dégraissant	Adultes	Peu fréquente/intermittente	13,0 à 150,0
Produits de nettoyage : assainisseur d'air, poudres abrasives, nettoyant tout usage, nettoyant pour plancher, détergent pour lave-vaisselle, détachant et détergent pour lave-linge, nettoyant à cuvette de toilette	Tous âges	Fréquente/quotidienne	0,008 9 à 730,0
Produits de bricolage : produits d'étanchéité, produits de calfeutrage, produits de réparation automobile, produits pour le polissage de carrosserie, scellant pour pneus, liquide de frein synthétique, colle à bois, agent de remplissage de trous de clou, nettoyant pour bois, peinture	Adultes	Peu fréquente/intermittente	0,12 à 61,9
Produits ignifuges : matelas ou futon, vêtements de nuit pour enfants	Tous âges	Fréquente/quotidienne	0,30 à 117,1
Produits d'autosoins : coloration des cheveux, crème contre les démangeaisons et les éruptions cutanées, crème pour soulager les hémorroïdes, huile de massage, masque pour le visage, teinture des sourcils, huile de massage, gouttes ophtalmiques, produit de lavage oculaire, gouttes pour les oreilles	Tous âges	Peu fréquente/intermittente	0,049 à 257,0

Produits d'autosoins : revitalisant pour la barbe, gel capillaire, fixatif, savon pour le corps, nettoyant pour bébé, lotion pour le corps, lotion pour les pieds, soin après épilation, exfoliant pour le visage, démaquillant pour le visage, lotion pour le visage, fard à paupières, bombe pour bain, suppléments de multivitamines et de minéraux, produits de santé pour les articulations, autres suppléments oraux, agent de blanchiment pour les dents, dentifrice, rince-bouche, hydratant pour les lèvres, gouttes pour les yeux, solution pour lentilles de contact	Tous âges	Fréquente/quotidienne	0,037 à 135,1
Produits de piscine et de spa : ajout de produits d'entretien	Adultes	Peu fréquente/intermittente	0,16 à 4,0
Produits de piscine et de spa : baignade	Tous âges	Fréquente/quotidienne	32,5 à 348,8

8.2.4 Prise en compte des sous-groupes de la population qui peuvent être plus fortement exposés

Certains sous-groupes de la population canadienne peuvent, en raison d'une plus grande exposition, être plus vulnérables aux effets nocifs sur la santé. Les estimations de l'exposition sont systématiquement évaluées en fonction de l'âge afin de tenir compte des caractéristiques physiques et comportementales propres à chaque stade de la vie. Dans la présente évaluation de l'exposition, les données de biosurveillance de la population ont été tirées de l'ECMS, d'études menées en Alberta et dans le nord de la Saskatchewan et d'études ciblées de moindre envergure pour examiner les différences d'exposition selon le sexe, l'âge, la race et le statut autochtone ainsi que les facteurs sociodémographiques, comportementaux et physiques (Pahl et al. 2001; Alberta Health and Wellness 2008; Gouvernement de l'Alberta 2010; Gouvernement de la Saskatchewan 2019; Lemire et al. 2019; Santé Canada 2021, 2023 d; Malowany et al. 2023). En plus de l'étude JES! -YEH! ciblant les jeunes des Premières Nations du Québec (Lemire et al., 2019), l'étude du nord de la Saskatchewan a été menée dans une région où la population autochtone était nombreuse (Gouvernement de la Saskatchewan, 2019), et l'ECMS a ciblé certains Autochtones vivant hors réserve (Santé Canada, 2023 d). Aucune différence d'exposition n'a été observée entre les Autochtones et les non-Autochtones vivant au Canada. Dans toutes les données de biosurveillance, les femmes présentent généralement des concentrations de bore plus élevées dans l'urine que les hommes, tandis que les hommes présentent des

concentrations plus élevées dans le sang. Les concentrations de bore dans l'urine de l'ensemble de la population sont de forme U, mais dans l'ensemble, les enfants présentent des concentrations de bore urinaire plus élevées que les adultes. Il n'y avait aucune différence d'exposition associée à la grossesse ou à la ménopause. Un lien a été établi entre les concentrations élevées de bore dans l'urine et les personnes qui s'identifiaient comme blanches, qui avaient un niveau de scolarité élevé, qui avaient un poids normal ou un poids insuffisant, qui ne fumaient pas ou qui consommaient beaucoup de fruits et de légumes. 2023). Enfin, les estimations de l'exposition associée aux sources de fond (milieux naturels, aliments, eau potable) et aux produits disponibles aux consommateurs ont été calculées pour différents groupes d'âge afin de tenir compte des différences de physiologie, de stade de vie et de comportement.

8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Les résultats des expériences sur les animaux montrent que l'acide borique nuit à la fertilité, à la reproduction et au développement. Le point de départ le plus faible de l'ensemble de données sur les animaux pour les effets généraux était une BMDL de 2,9 mg B/kg p.c./jour pour la diminution du poids absolu des testicules, tirée de 2 études de 90 jours menées chez le chien. Ce paramètre est considéré comme conférant une protection contre la réduction du poids des rats et les anomalies du squelette observées dans les études de toxicité pour le développement (Heindel et al. 1992; Price et al. 1996; Watson et al. 2020) et a été utilisé pour caractériser les risques associés aux scénarios d'exposition à long terme. Une marge d'exposition cible de 300, issue de l'évaluation du bore réalisée par l'ARLA de Santé Canada, a été adoptée (10x pour l'extrapolation interspécifique, 10x pour la variation intraspécifique, 3x pour l'incertitude associée à l'ensemble de données) (Santé Canada, 2012). Un facteur d'incertitude de 3 pour l'incertitude associée à l'ensemble de données est appliqué pour conférer une protection contre les effets histologiques qui devraient se produire à des doses inférieures à celles auxquelles on a observé une variation du poids des testicules (Santé Canada 2012, 2016).

Une DSENO pour le développement de 9,6 mg B/kg p.c./jour a été choisie dans la présente évaluation comme point de départ pour la caractérisation du risque associé aux scénarios d'exposition générale à court terme au bore et est fondée sur des anomalies du squelette (XIII^e côte courte et côte ondulée) (Price et al., 1996). Une exposition intermittente ou peu fréquente au bore pendant la grossesse peut avoir une incidence sur le développement du squelette du fœtus (Narotsky et al. 1998). Par conséquent, les anomalies du squelette ont été choisies comme effet critique dans cette caractérisation du risque pour la santé humaine. Une marge d'exposition totale de 300 (10x pour l'extrapolation interspécifique, 10x pour la variation intraspécifique, 3x pour la sensibilité du fœtus) a été jugée suffisante pour ce point de départ. Un facteur d'incertitude de 3 a été appliqué dans la présente évaluation pour conférer une protection contre la sensibilité accrue des petits, en raison de la toxicité pour le fœtus observée à des doses maternelles non toxiques chez plusieurs espèces (c'est-à-dire chez le rat et le lapin), et tient compte de la gravité de ces effets sur le fœtus (Heindel et al. 1992, 1994; Price et al., 1996).

Dans la présente évaluation, le potentiel d'effets cumulatifs a été déterminé par l'examen de l'exposition cumulative à l'entité acide borique. Grâce à l'existence de données de biosurveillance représentatives de la population, l'exposition générale à l'acide borique a été caractérisée à l'aide d'estimations de l'exposition issues de la mesure du bore total dans l'urine et le sang chez l'humain au Canada. Dans l'ensemble, les estimations de l'exposition calculées à l'aide des données de biosurveillance de l'urine de l'ECMS sont considérées comme les meilleures données existantes sur l'exposition totale à utiliser pour caractériser le risque pour la population générale. Les concentrations de bore total dans l'urine et le sang constituent des mesures intégrées de l'exposition à l'acide borique biologiquement pertinentes, selon toutes les voies d'exposition (par exemple orale, cutanée et par inhalation) et pour toutes les sources (par exemple milieux naturels, aliments et produits d'utilisation fréquente ou quotidienne). Les estimations de l'exposition fondées sur des données sur l'urine, en particulier pour les hommes et les enfants, sont plus fiables que celles qui sont fondées sur les données sur le sang, car les données sur l'urine sont issues de l'ensemble de données de l'ECMS, qui est vaste et très rigoureux, et dont la tendance centrale et les données du centile supérieur permettent de caractériser l'exposition des personnes vivant au Canada. Dans l'ensemble, les enfants de 3 à 5 ans présentent les mesures les plus élevées de bore dans l'urine. Il n'y a pas de différence significative dans les concentrations de bore urinaire entre les filles et les garçons âgés de 3 à 5 ans, mais les garçons sont plus sensibles aux effets nocifs de l'acide borique.

Les estimations de l'exposition et les marges d'exposition pour la population générale et pour les garçons âgés de 3 à 5 ans, prédites à l'aide des données de biosurveillance de l'urine de l'ECMS, sont présentées au tableau 8-4.

Tableau 8-4. Estimations pertinentes de l'exposition et marges d'exposition résultantes tirées des données de biosurveillance de l'urine

Population, âge	Données de biosurveillance (urine)	Exposition (mg/kg p.c./jour)	Effet critique	Dose critique (mg/kg p.c./jour)	Marge d'exposition
Canadiens, 3 à 79	Données médianes sur l'urine de l'ECMS	21,1	Diminution du poids des testicules	BMDL 2,90	137
Canadiens, 3 à 79	95e centile des données sur l'urine de l'ECMS	61,9	Diminution du poids des testicules	BMDL 2,90	47
Garçons, 3 à 5	Données médianes sur l'urine de l'ECMS	44,9	Diminution du poids des testicules	BMDL 2,90	65
Garçons, 3 à 5	95e centile des données sur l'urine de l'ECMS	98,9	Diminution du poids	BMDL 2,90	29

	l'urine de l'ECMS		des testicules		
--	----------------------	--	-------------------	--	--

Abréviations : ME = marge d'exposition; ECMS = Enquête canadienne sur les mesures de la santé; BMDL = dose de référence;

^a ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Les marges d'exposition entre la dose critique, une BMDL de 2,9 mg/kg p.c./jour en fonction de la diminution du poids des testicules, et les estimations de l'exposition variaient entre 29 et 137. Ces marges d'exposition calculées sont jugées insuffisantes pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour la caractérisation des risques.

Bien que les concentrations de bore total dans le sang ou l'urine constituent une mesure intégrée et pertinente sur le plan biologique des expositions qui peuvent se produire par de multiples voies (par exemple par voie orale, par voie cutanée et par inhalation) et par différentes sources (par ex. milieux environnementaux, régime alimentaire et produits à usage fréquent ou quotidien), les données de biosurveillance à elles seules ne fournissent pas de renseignements sur les sources d'exposition à l'acide borique. En effet, l'identification des sources d'exposition est nécessaire si des mesures de gestion des risques sont justifiées.

Les Canadiens sont quotidiennement exposés à des concentrations de fond de l'acide borique d'origine naturelle et anthropique provenant des milieux naturels, des aliments et de l'eau potable. Comme le bore est un oligoélément essentiel à la croissance des plantes, les estimations de l'exposition indiquent, comme on s'y attend, que le bore présent à l'état naturel dans les fruits et légumes et, dans une moindre mesure, dans l'eau potable, représente les principales sources d'exposition de fond. Compte tenu des bienfaits pour la santé reconnus d'un régime alimentaire riche en fruits et légumes, l'exposition par le régime alimentaire à des sources naturelles n'est pas considérée préoccupante pour la population générale au Canada.

L'acide borique dans certains produits disponibles aux consommateurs est une source d'exposition qui s'ajoute à l'exposition naturelle. Des estimations de l'exposition à certains produits et utilisations ont été obtenues pour faciliter la détermination des sources potentielles d'exposition. L'exposition à l'acide borique attribuable à des matériaux d'art et d'artisanat et de jouets, des produits de nettoyage, des produits de bricolage, des produits ignifugeants, de produits d'autosoins et de produits d'entretien de la piscine et du spa est très variable. Certains produits ou utilisations ont entraîné une exposition relativement faible par rapport à l'exposition de fond, tandis que d'autres produits ou utilisations présentaient une exposition relativement élevée. Toutes les catégories de produits comprenaient des produits ou des utilisations qui ont occasionné des expositions supérieures à l'exposition de fond.

Les marges d'exposition ont été obtenues pour les produits dans le but d'étayer les options potentielles de gestion des risques, au besoin. Les produits associés à une exposition de courte durée en raison d'une utilisation peu fréquente (moins d'une fois

par semaine, mais récurrente) ou intermittente (jusqu'à une semaine d'exposition) ont été comparés à la dose critique associée à une exposition de courte durée de 9,6 mg/kg p.c./jour pour ce qui est des effets sur le développement. Les produits associés à une exposition de longue durée résultant d'une utilisation quotidienne ou fréquente (plus d'une fois par semaine, mais récurrente) ont été comparés à la dose critique associée à l'exposition de longue durée de 2,9 mg/kg p.c./jour pour ce qui est des effets sur les testicules. Les marges d'exposition pour certains matériaux d'art et d'artisanat et jouets, les produits de nettoyage, les produits ignifuges, les produits de bricolage, les produits d'autosoins et les produits d'entretien des piscines et des spas ne sont pas considérés suffisantes pour tenir compte des incertitudes dans les données sur les effets sur la santé et l'exposition utilisées pour caractériser le risque. Les estimations de l'exposition et les marges d'exposition pour les produits disponibles aux consommateurs ont présentées au tableau 8-5. Consulter les annexes E et F pour obtenir les estimations de l'exposition et les marges d'exposition pour des produits précis.

Tableau 8-5. Estimations pertinentes de l'exposition à des produits disponibles aux consommateurs et marges d'exposition résultantes

Scénario	Population	Fréquence d'utilisation	Exposition (µg/kg p.c./jour)	Dose critique (mg/kg p.c./j) et effet	ME^a
Matériel d'art et d'artisanat et jouets	Enfants, adolescents	Peu fréquente/intermittente	0,57 à 117,0	DSENO = 9,6 anomalies du squelette	82 à 16950
Matériel d'art et d'artisanat et jouets	Nourrissons, enfants	Fréquente/quotidienement	0,23 à 443,7	BMDL 2,90 diminution du poids des testicules	7 à 12429
Produits de nettoyage	Tous âges	Fréquente/quotidienement	0,008 9 à 730,0	BMDL = 2,90 Diminution du poids des testicules	4 à 324402
Produits de nettoyage	Adultes	Peu fréquente/intermittente	13,0 à 150,0	DSENO = 9,6 anomalies du squelette	64 à 738
Produit de bricolage	Adultes	Peu fréquente/intermittente	0,12 à 61,9	DSENO = 9,6 anomalies du squelette	155 à 78320
Produits ignifuges	Tous âges	Fréquente/quotidienement	0,30 à 117,1	BMDL = 2,90 Diminution du poids des testicules	25 à 9777
Produit d'autosoins	Tous âges	Fréquente/quotidienement	0,037 à 135,1	BMDL = 2,90 Diminution du poids des testicules	21 à 79368

Produit d'autosoins	Tous âges	Peu fréquente/intermittente	0,049 à 257,0	DSENO = 9,6 anomalies du squelette	37 à 195335
Produits de piscine et de spa : entretien	Adultes	Peu fréquente/intermittente	0,16 à 4,0	DSENO = 9,6 anomalies du squelette	2389 à 61018
Produits de piscine et de spa : baignade	Tous âges	Fréquente/quotidienne ment	32,5 à 348,8	BMDL = 2,90 Diminution du poids des testicules	8 à 89

Abréviations : ME = marge d'exposition; BMDL = dose de référence; DSENO = dose sans effet nocif observé

^a ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

En plus des effets généraux résultant de l'exposition à l'acide borique, un effet critique sur la santé a été relevé après une exposition par inhalation au trifluorure de bore. Le monoéthérate de trifluorure de bore devrait avoir les mêmes effets et est présent dans certains adhésifs, dont certaines colles à faux ongles et à faux cils. Une concentration atmosphérique pondérée sur 4 heures de 0,008 8 mg de monoéthérate de trifluorure de bore/m³ a été calculée pour les utilisateurs. La marge d'exposition entre la dose critique de 24,6 mg de trifluorure de bore/m³ en fonction de la nécrose du cartilage ventral après 4 heures d'exposition et la concentration pondérée sur 4 heures de 0,008 8 mg de monoéthérate de trifluorure de bore/m³ était de 2 811. Ces marges d'exposition calculées sont jugées insuffisantes pour tenir compte des incertitudes liées aux données sur l'exposition et les effets sur la santé utilisées pour la caractérisation des risques.

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

Des effets sur le système endocrinien, en particulier en ce qui concerne les hormones sexuelles et les effets cardiaques, ont été notés dans des études sur les suppléments réalisées chez des hommes et des femmes. Les effets possibles à long terme sur la modulation du système endocrinien et sur les effets cardiaques causés par l'exposition au bore n'ont pas été correctement caractérisés dans les études sur les animaux. Dans des études menées chez des rats mâles, on a évalué les effets endocriniens, mais seulement sur une durée subchronique. À l'heure actuelle, aucune étude sur les animaux n'a examiné les effets sur la santé associés à la modulation du système endocrinien chez les femelles ou les effets sur la santé associés aux effets cardiaques.

Il existe des limites inhérentes dans les études sur le chien utilisées pour obtenir le point de départ des effets généraux dans la présente évaluation. Étant donné que les études sur la toxicité chez le chien ont été réalisées avec le borax et l'acide borique avant l'établissement des bonnes pratiques de laboratoire, divers organismes de réglementation et comités d'examen les ont jugées inadéquates. Par exemple, seulement 5 chiens/sexe/dose ont été utilisés (même si cela respecte les lignes directrices actuelles de l'OCDE), le même témoin a servi aux 2 études (ce qui est justifiable puisque les études ont été menées simultanément), les chiens ont été

sacrifiés à divers moments, et un animal témoin a présenté une forme de lésion testiculaire. Les études sur le chien datent de longtemps, mais une DSENO provisoire a été établie pour les mâles en fonction des effets sur les testicules systématiques observés dans chaque étude, lesquels se sont produits à des doses plus faibles que celles de Weir et Fisher dans une publication de 1972. Les effets découlant de l'exposition au bore sont systématiques chez toutes les espèces d'animaux, mais la sensibilité de la réponse varie d'une espèce à l'autre (Santé Canada, 2016). Les chiens sont considérés comme plus sensibles aux effets sur les testicules du bore que les rats et les souris, et offrent donc un point de départ toxicologique prudent pour prédire les risques chez l'humain. En ce qui concerne l'ensemble de données sur les dangers, le paramètre de la diminution du poids des testicules représente l'effet nocif sur la santé le plus sensible, considéré comme pertinent pour l'exposition chronique au bore.

Des études sur le mécanisme d'action chez les rats (Ku et al., 1993) ont montré des changements dans l'histopathologie des testicules à des doses inférieures à celles entraînant une diminution de leur poids. À l'heure actuelle, aucune étude chez le chien n'a adéquatement caractérisé ces changements histopathologiques.

Les échantillons d'urine prélevés dans le cadre de l'ECMS étaient des échantillons ponctuels. Aux fins de cette méthode, on a présumé que les échantillons ponctuels d'urine sont représentatifs des concentrations d'exposition à l'état d'équilibre dans l'ensemble de la population. Toutefois, les concentrations d'urine sont influencées par le moment de l'exposition, le moment de l'échantillonnage et la vitesse d'excrétion de l'acide borique. La demi-vie et la fréquence de l'exposition par voie orale de l'entité bore ont été prises en compte dans l'hypothèse de l'état d'équilibre. Pour les échantillons prélevés dans des populations d'envergure, comme celles de l'ECMS, il est raisonnable de supposer que la répartition de la population est représentative de la variabilité des concentrations de biomarqueurs, même pour les substances ayant une courte demi-vie. Toutefois, il faudrait disposer de données sur les échantillons d'urine sur 24 heures de la population pour pouvoir valider cette hypothèse. Les concentrations d'urine dans la partie supérieure de la courbe de la distribution de l'exposition (par exemple, au 95^e centile) sont probablement celles de personnes ayant été fortement exposées à l'état d'équilibre et celles de personnes ayant récemment subi une exposition de courte durée combinées. Les pics d'exposition peuvent résulter d'une utilisation récente du produit ou d'une autre exposition récente coïncidant avec le moment de l'échantillonnage.

Il n'est pas possible de déterminer les principales sources d'exposition au bore à partir des données de biosurveillance. Par conséquent, les estimations de l'exposition ont été calculées avec l'utilisation de produits disponibles à la population canadienne. Il existe une certaine incertitude associée aux estimations de l'apport pour les utilisateurs de matériel d'art et d'artisanat et jouets, de produits de bricolage, de produits ignifuges, de produits d'autosoins et de produits pour l'entretien des piscines et des spas, compte tenu du manque d'exhaustivité des données sur les produits contenant de l'acide borique disponibles aux Canadiens, de l'identité du précurseur de l'acide borique et de sa concentration dans le produit, de la quantité d'acide borique qui migre des produits

et des renseignements sur la façon dont les produits sont utilisés, notamment la fréquence d'utilisation.

Il existe aussi une incertitude quant à la valeur d'absorption par voie cutanée utilisée dans l'évaluation des risques pour la santé, car les études existantes présentent un large éventail de valeurs d'absorption (de moins de 1 à 41 %) et avaient plusieurs limites, dont un mauvais bilan massique, une seule voie d'élimination mesurée, et le choix du véhicule. De plus, des valeurs d'absorption cutanée étaient exigées pour une vaste gamme de produits composés de différentes substances contenant du bore (par exemple, l'acide borique, le borax, le borate de sodium, le borate de zinc) ayant une formulation différente.

9. Conclusions

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente mise à jour de l'ébauche d'évaluation, l'acide borique, ses sels et ses précurseurs présentent un risque d'effets nocifs pour l'environnement. Il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs 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 mise à jour de l'ébauche d'évaluation, il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est proposé de conclure que l'acide borique, ses sels et ses précurseurs 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

Abou-Shakra FR, Havercroft JM, Ward NI. 1989. Lithium and boron in biological tissues and fluids. *Trace Elem Med.* 6:142-146. (disponible en anglais seulement)

[ACIA] Agence Canadienne d'inspection des aliments. 2020. Nouveau règlement : guide pour la présentation des demandes d'enregistrement en vertu de la Loi sur les engrais [PDF]. Agence Canadienne d'inspection des aliments, Section de l'innocuité des engrais. Novembre 2020. [consulté le 28 avril 2022].

[ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments - Recherche de la liste des établissements de viande agréés fédéraux) [modifié le 27 avril 2023a]. Registered fertilizer products list (inspection.gc.ca). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

[ACIA] Agence Canadienne d'inspection des aliments. [modifié le 26 avril 2023b]. Rapports d'analyse et articles de revues sur la salubrité des aliments Ottawa (Ont.), Agence Canadienne d'inspection des aliments. [consulté le 18 mai 2023].

[AER] Alberta Energy Regulator. 2022. Directive 050: Drilling Waste Management [PDF]. Release date: March 6, 2023. Effective date: March 6, 2023. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Agriculture and Agri-Food Canada. 2013. Boron concentrations in Canadian soils. Études confidentielles non publiées présentées à Environnement Canada dans le cadre de l'initiative du Plan de gestion des produits chimiques. Gatineau (QC): Environnement Canada. Reçues en mai 2013. (disponible en anglais seulement)

Aktas S, Kum C, Aksoy M. 2020. Effects of boric acid feeding on the oxidative stress parameters in testes, sperm parameters and DNA damage in mice. *J Trace Elem Med Biol.* 58:126447. (disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2002. Lake Wabamun water quality and sediment survey [PDF]. Preliminary report. Edmonton (AB): Alberta Environment. 37 p. ISBN 0-7785-2296-0. [consulté le 9 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2003a. Spatial variability of water quality in Wabamun Lake (July 2002) [PDF]. Data report. Edmonton (AB): Environmental Monitoring and Evaluation Branch, Alberta Environment. 67 p. Prepared by Anderson AM. [consulté le 9 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Alberta Environment. 2003b. Wabamun Lake water quality 1982 to 2001 [PDF]. Edmonton (AB): Science and Standards Branch, Alberta Environment. 121 p. Prepared by Casey R. [consulté le 9 décembre 2021]. (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]. Edmonton (AB): Environmental Monitoring and Evaluation Branch, Environmental Assurance Division. 99 p. ISBN 0-7785-4589-X. Prepared by Anderson AM. [consulté le 9 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Alberta Health and Wellness. 2008. The Alberta Biomonitoring Program: chemical biomonitoring in serum of pregnant women in Alberta [PDF]. Edmonton (AB): Alberta Health and Wellness. [consulté le 9 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Al-rameeni H, Paolasini S, Raina P. 2016. Canadian water regulations applicable to hydraulic fracturing operations [PDF]. QuadRipple Tech. 40 p. [consulté le 14 juillet 2022]. (disponible en anglais seulement)

Amorim MJB, Natal-da-Luz T, Sousa JP, Loureiro S, Becker L, Römcke J, Soares AMVM. 2012. Boric acid as reference substance: pros, cons and standardization. *Ecotoxicology*. 21(3):919-924. (disponible en anglais seulement)

Anaka A, Wickstrom M, Siciliano SD. 2008. Increased sensitivity and variability of phytotoxicity responses in Arctic soils to a reference toxicant, boric acid. *Environ Toxicol Chem*. 27(3):720-726. (disponible en anglais seulement)

Anderson DL, Kitto ME, McCarthy L, Zoller WH. 1994. Sources and atmospheric distribution of particulate and gas-phase boron. *Atmos Environ*. 28(8):1401-1410. (disponible en anglais seulement)

[ANSES] Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. 2012. Opinion de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail sur l'évaluation de la nécessité de revoir le classement de l'acide borique.

ARCHE. 2010. Boron effects assessment in the terrestrial compartment. 154 p. Final report. 27 July 2010. Belgium: ARCHE. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Argust P. 1998. Distribution of boron in the environment. *Biol Trace Elem Res*. 66(1-3):131-143. (disponible en anglais seulement)

Arslan N. 2013. Invisible face of boron pollution in fluvial ecosystem: the level in the tissues of sentinel and nectonic organisms. *Ambio*. 42(6):715-723. (disponible en anglais seulement)

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2010. [Toxicological profile for boron \[PDF\]](#). Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté le 25 octobre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Ayars JE, Hutmacher RB, Schoneman RA, Vail SS, Pflaum T. 1993. Long term use of saline water for irrigation. *Irrig Sci*. 14:27-34. (disponible en anglais seulement)

Aylward LL, Hays SM, Vezina A, Deveau M, St-Amand A, Nong A. 2015. Biomonitoring equivalents for interpretation of urinary fluoride. *Regul Toxicol Pharmacol*. 72(1):158-167. (disponible en anglais seulement)

Bagheri A, Paull JG, Rathjen AJ. 1994. The response of *Pisum sativum* L. germplasm to high concentrations of soil boron. *Euphytica*. 75:9-17. (disponible en anglais seulement)

Baird C. 1999. Environmental chemistry. 2nd ed. New York (NY): W.H. Freeman and Company. 528 p. (disponible en anglais seulement)

Ball RW, Harrass MC, Culver BD. 2012. Boron. In: Bingham E, Cohns B, editors. *Patty's toxicology*. 6th ed., vol. 1. New York (NY): John Wiley & Sons, Inc. p. 885-934. (disponible en anglais seulement)

Banerji SK. 1969. Boron adsorption on soils and biological sludges and its effects on endogenous respiration. In: *Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference; 1969 May 6-8; Lafayette. Lafayette (IN): Purdue University*. p. 1118-1127. (Engineering Extension Series No.135, Engineering Technical Reports Collection). (disponible en anglais seulement)

Bari MA, Kindziarski WB, Cho S. 2014. A wintertime investigation of atmospheric deposition of metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the Athabasca oil sands region, Canada. *Sci Total Environ*. 485-486:180-182. (disponible en anglais seulement)

Barr RD, Clarke WB, Clarke RM, Venturelli J, Norman GR, Downing RG. 1993. Regulation of lithium and boron levels in normal human blood: environmental and genetic considerations. *J Lab Clin Med*. 121(4):614-619. (disponible en anglais seulement)

Başaran N, Duydu Y, Bolt HM. 2012. Reproductive toxicity in boron exposed workers in Bandirma, Turkey. *J Trace Elem Med Biol.* 26(2-3):165-167. (disponible en anglais seulement)

[BC MOE] British Columbia Ministry of Environment. 1978. Kootenay air and water quality study phase II. Water quality in the Elk and Flathead River Basins [PDF]. Water Investigations Branch. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

[BC MOE] British Columbia Ministry of Environment. 2017. Technical guidance on contaminated sites 17, background concentrations in soil database [PDF]. Victoria (BC): British Columbia Ministry of Environment. [mis à jour le 5 janvier 2021; consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques. [modified 2023]. Internal version. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels. [modifié le 24 mars 2023]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués. [modifié le 17 avril 2023]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

Becker L, Scheffczyk A, Förster B, Oehlmann J, Princz J, Römbke J, Moser T. 2011. Effects of boric acid on various microbes, plants, and soil invertebrates. *J Soils Sediments.* 11:238-248. (disponible en anglais seulement)

Becker-Van Slooten K, Campiche S, Tarradellas J. 2003. Research in support of the Environment Canada Collembolan toxicity test method with *Folsomia candida* for assessment of contaminated soils. Final report. Prepared for Method Development and Applications Section, Environmental Technology Centre, Environment Canada, by Laboratory of Environmental Chemistry and Ecotoxicology (CECOTOX), Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), ENAC-ISTE. (disponible en anglais seulement)

Bellaloui N, Abbas HK, Gillen AM, Abel CA. 2009. Effect of glyphosate-boron application on seed composition and nitrogen metabolism in glyphosate-resistant soybean. *J Agric Food Chem.* 57(19):9050-9056. (disponible en anglais seulement)

Bellaloui N, Mengistu A, Fisher DK, Abel CA. 2012a. Soybean seed composition constituents as affected by drought and *Phomopsis* in phomopsis susceptible and resistant genotypes. *J Crop Improv.* 26:428-453. (disponible en anglais seulement)

Bellaloui N, Mengistu A, Zobiolo LHS, Shier WT. 2012b. Resistance to toxin-mediated fungal infection: role of lignins, isoflavones, other seed phenolics, sugars, and boron in the mechanism of resistance to charcoal rot disease in soybean. *Toxin Rev.* 31(1-2):16-26. (disponible en anglais seulement)

Bergmann W, Bruchlos P, Marks G. 1995. The toxic limiting value of boron. *Tenside Surfact Det.* 32(3):229-237. (disponible en anglais seulement)

[BfR] Bundesinstitut für Risikobewertung. 2005. Borsaure in Hupfknete. Gesundheitliche Bewertung Nr. 014/2005 des BfR vom 27 [PDF]. Oktober 2004 [Internet]. [consulté en février 2015]. (disponible en allemand seulement)

Birge WJ, Black JA. 1977. Sensitivity of vertebrate embryos to boron compounds. Final report. EPA-560/1-76-008. Washington (DC): Office of Toxic Substances, U.S. EPA. (disponible en anglais seulement)

Black JA, Barnum JB, Birge WJ. 1993. An integrated assessment of the biological effects of boron to the rainbow trout. *Chemosphere.* 26(7):1383-1413. (disponible en anglais seulement)

Bolaños L, Brewin NJ, Bonilla I. 1996. Effects of boron on rhizobium-legume cell-surface interactions and node development. *Plant Physiol.* 110(4):1249-1256. (disponible en anglais seulement)

Bonanno G. 2011. Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications. *Ecotoxicol Environ Saf.* 74(4):1057-1064. (disponible en anglais seulement)

Borax. 2024a. Boron in glass and glass fibers. United States: Rio Tinto. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Borax. 2024b. Boron in insulation. United States: Rio Tinto. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Borax. 2024c. Boron in metals and gold. United States: Rio Tinto. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Borax. 2024d. A multitude of uses: gypsum board [PDF]. United States: Rio Tinto. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Borax Europe. 2012. Joint chemical safety report: boric acid. EC Number: 233-139-2, CAS RN 10043-35-3. Prepared for the European Chemicals Agency (ECHA) for REACH. (disponible en anglais seulement)

Boyle RW. 1974. Elemental associations in mineral deposits and indicator elements of interest in geochemical prospecting (revised). Ottawa (ON): Geological Survey of Canada, Department of Energy, Mines and Resources. Paper 74-45, 40 p. (disponible en anglais seulement)

Brown PH, Bellaloui N, Hu H, Dandekar AM. 1999. Transgenically enhanced sorbitol synthesis facilitates phloem boron transport and increases tolerance of tobacco to boron deficiency. *Plant Physiol.* 119(1):17-20. (disponible en anglais seulement)

Brown PH, Bellaloui N, Wimmer MA, Bassil ES, Ruiz J, Hu H, Pfeffer H, Dannel F, Römhild V. 2002. Boron in plant biology. *Plant Biol.* 4(2):205-223. (disponible en anglais seulement)

Bryant CW, Pagoria PS. 2004. The fate of metals in forest industry wastewater treatment systems. *Water Sci Technol.* 50(3):21-28. (disponible en anglais seulement)

Buchter BD, Davidoff B, Amacher MC, Hinz C, Iskandar IK, Selim HM. 1989. Correlation of Freundlich k_d and n retention parameters with soils and elements. *Soil Sci.* 148(5):370-378. (disponible en anglais seulement)

Butterwick L, de Oude N, Raymond K. 1989. Safety assessment of boron in aquatic and terrestrial environments. *Ecotoxicol Environ Saf.* 17(3):339-371. (disponible en anglais seulement)

[CAC] Conseil des académies canadiennes. 2014. Incidences environnementales liées à l'extraction du gaz schiste au Canada [PDF]. Ottawa (Ont.): Comité d'experts chargé de l'évaluation Harnacher la science et la technologie pour comprendre les incidences environnementales liées à l'extraction du gaz de schiste. Conseil des académies canadiennes. [consulté le 24 février 2022].

Caglar GS, Çakal GÖ, Kiseli M. 2014. Umbilical cord boron levels in term gestations. *Trace Elem Electrolytes.* 32(1):37-41. (disponible en anglais seulement)

Cain RT, Swain LG. 1980. Fraser River estuary study. Water quality – municipal effluents. Victoria (BC): Government of Canada. Province of British Columbia. 101 p. (disponible en anglais seulement)

Cain WS, Jalowayski AA, Kleinman M, Lee N-S, Lee B-R, Ahn B-H, Magruder K, Schmidt R, Hillen BK, Warren CB, Culver, BD. 2004. Sensory and associated reactions to mineral dusts: sodium borate, calcium oxide, and calcium sulfate. *J Occup Environ Hyg.* 1(4):222-236. (disponible en anglais seulement)

Cain WS, Jalowayski AA, Schmidt R, Kleinman M, Magruder K, Lee KC, Culver BD. 2008. Chemesthetic responses to airborne mineral dusts: boric acid compared to alkaline materials. *Int Arch Occup Environ Health.* 81(3):337-345. (disponible en anglais seulement)

Cakmak L, Römheld V. 1997. Boron deficiency-induced impairments of cellular function in plants. *Plant Soil.* 193:71-83. (disponible en anglais seulement)

Camacho-Cristóbal JJ, González-Fontes A. 2007. Boron deficiency decreases plasmalemma H⁺-ATPase expression and nitrate uptake, and promotes ammonium assimilation into asparagine in tobacco roots. *Planta.* 226(2):443-451. (disponible en anglais seulement)

Camacho-Cristóbal JJ, Rexach J, González-Fontes A. 2008. Boron in plants: deficiency and toxicity. *J Integr Plant Biol.* 50(10):1247-1255. (disponible en anglais seulement)

Canada. 1978. Règlement sur les aliments et drogues. C.R.C., ch. 870.

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.

Canada. 2002. Loi sur les produits antiparasitaires. L.C. 2002, ch. 28. Gazette du Canada, Partie III, vol. 25, n° 3.

Canada. 2011. Règlement sur les jouets. D.O.R.S./2011-17.

Canada. 2019. Loi sur les pêches. L.C. 2019, ch. 14. Gazette du Canada, Partie I, vol. 153, n° 7.

Canada. 2020. Règlement sur les engrais. C.R.C., ch. 666.

Canada, min. de l'environnement. 2009. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure [PDF]. Gazette du Canada, Partie I, vol. 143, n° 40, p. 2945-2956.

Canada, min. 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.

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

Casey R. 2005. Results of aquatic studies in the McLeod and Upper Smoky River systems. Prepared for Science and Standards Branch, Alberta Environment [Internet]. [consulté le 14 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[CBSA] Canada Border Services Agency. 2013. Information gathered on the import of commodities corresponding to the codes (HS codes 281000, 284011, 284019, 284030, 284020, 252800, 252810 and 252890). Ottawa (ON): CBSA, Commercial and Trade Operations Division. Information received by Environment Canada for calendar years 2009-2012. (disponible en anglais seulement)

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine [PDF]. Winnipeg (Man.), Conseil canadien des ministres de l'environnement. 242 p. [consulté le 10 février 2020].

[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 2007 [PDF]. Winnipeg (Man.), Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres de l'environnement. 39 p. [consulté le 10 février 2020].

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. 2009. Scientific criteria document for the development of the Canadian Water Quality Guidelines for Boron [PDF]. PN 1437, ISBN 978-1-896997-89-6 PDF. [consulté le 10 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

[CEI] Cantox Environmental Inc. 2003. Ecological risk assessment for Teck Cominco operations at Trail, British Columbia; terrestrial risk modelling level of refinement #2. Prepared for Teck Cominco Metals Ltd. (disponible en anglais seulement)

Chang BL, Robbins WA, Wei F, Xun L, Wu G, Li N, Elashoff DA. 2006. Boron workers in China: exploring work and lifestyle factors related to boron exposure. *AAOHN J.* 54(10):435-443. (disponible en anglais seulement)

Chauveheid E, Denis M. 2004. The boron-organic carbon correlation in water. *Water Res.* 38(7):1663-1668. (disponible en anglais seulement)

Cheminfo Services Inc. 2013a. Chemical Management Plan 2 (CMP2) scoping project for substance information. Final report on boron-containing substances. March 22, 2013. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Cheminfo Services Inc. 2013b. Plastics product study (review of the potential for releases of CMP II substances and organotins from plastic products). Draft final report. March 2, 2013. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Cheminfo Services Inc. 2013c. Rubber products manufacturing sector study: sector overview, pollution prevention practices and pollution control measures. Final report. May 31, 2013. Prepared for Environment Canada, Plastics and Rubber Section. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Cheng C-M, Hack P, Chu P, Chang Y-N, Lin T-Y, Ko C-S, Chiang P-H, He C-C, Lai YM, et al. 2009. Partitioning of mercury, arsenic, selenium, boron, and chloride in a full-scale coal combustion process equipped with selective catalytic reduction, electrostatic precipitation, and flue gas desulfurization systems. *Energy Fuels.* 23(10):4805-4816. (disponible en anglais seulement)

Cheung K, Sanei H, Klassen P, Mayer B, Goodarzi F. 2009. Produced fluids and shallow groundwater in coalbed methane (CBM) producing regions of Alberta, Canada: trace element and rare earth element geochemistry. *Int J Coal Geol.* 77(3-4):338-349. (disponible en anglais seulement)

Closs LG, Sado EV. 1981. Geochemistry of soils and glacial sediments near gold mineralization in the Beardmore-Geraldton area. District of Thunder Bay. Ministry of Natural Resources, Ontario Government. 65 p. (disponible en anglais seulement)

Cole S, Ferron CJ. 2002. A review of the beneficiation and extractive metallurgy of the platinum group elements, highlighting recent process innovations [PDF]. Lakefield (ON): SGS Minerals Services. [consulté le 3 avril 2024]. Technical Paper 2002-03. 43 p. (disponible en anglais seulement)

Conestoga-Rovers and Associates. 2015. Landfill monitoring data - correlation, trends, and perspectives. Report Number 9. Unpublished report prepared for Environment Canada. 318 p. (disponible en anglais seulement)

ConsExpo Web [consumer exposure web model]. 2020. Ver. 1.0.7. Bilthoven (NL): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. (disponible en anglais seulement)

ConsExpo Web [consumer exposure web model]. 2021. Ver. 1.1.0. Bilthoven (NL): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. (disponible en anglais seulement)

Cotton FA, Wilkinson G. 1999. Advanced inorganic chemistry. 5th ed. New York (NY): John Wiley & Sons Inc. 276 p. (disponible en anglais seulement)

[CPID] Consumer Product Information Database. c 2001-2021. McLean (VA): DeLima Associates. [accessed 2020 Jan 06]. (disponible en anglais seulement)

Craw D, Rufaut CG, Haffert L, Todd A. 2006. Mobilisation and attenuation of boron during coal mine rehabilitation, Wangaloa, New Zealand. *Sci Total Environ*. 368(2-3):444-455. (disponible en anglais seulement)

[CTFA] Cosmetic, Toiletry and Fragrance Association. 1983. Summary for the results of surveys of the amount and frequency of use of cosmetic products by women. Report prepared by Pitkin B, Rodericks JV, Turnbull D. Washington (DC): Environ Corporation. (disponible en anglais seulement)

[CWWA] Canadian Water and Wastewater Association. 2001. National survey of wastewater treatment plants. Final report. Unpublished report. Submitted to Environment Canada, National Pollutant Release Inventory (NPRI). [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

[Danish EPA] Danish Environmental Protection Agency. 2020. Survey and risk assessment of slime toys. Survey of chemical substances in consumer products no. 181 [PDF]. June 2020. Denmark: Ministry of Environment and Food of Denmark. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Davies C. 2008. Effectiveness evaluation, Creston Valley, BC [PDF]. Victoria (BC): Ministry of Environment, Kootenay Region, Environmental Protection Division. 31 p. [consulté le 23 mai 2019]. (disponible en anglais seulement)

Davis SM, Drake KD, Maier KJ. 2002. Toxicity of boron to the duckweed, *Spirodella polyrrhiza*. *Chemosphere*. 48(6):615-620. (disponible en anglais seulement)

Del-Campo Marín CM, Oron G. 2007. Boron removal by the duckweed *Lemna gibba*: a potential method for the remediation of boron-polluted waters. *Water Res*. 41(20):4579-4584. (disponible en anglais seulement)

DeLeo PC, Stuard SB, Kinsky O, Thiffault C, Baisch B. 2021. Assessment of consumer exposure to boron in cleaning products: a case study of Canada. *Crit Rev Toxicol*. 51(4):359-371. (disponible en anglais seulement)

den Braver MW, Schakel DJ, Hendriks HS, Schuur AG, Brand W, Sijm DTHM, Bouma K. 2021. Monitoring and risk assessment of hazardous chemicals in toy-slime and putty in the Netherlands. *Reg Tox Pharm*. 125:105000. (disponible en anglais seulement)

Dethloff GM, Stubblefield WA, Schlekot CE. 2009. Effects of water quality parameters on boron toxicity to *Ceriodaphnia dubia*. *Arch Environ Contam Toxicol*. 57(1):60-67. (disponible en anglais seulement)

Dordas C, Apostolides G, Goundra O. 2007. Boron application affects seed yield and seed quality of sugar beets. *J Agric Sci*. 145(4):377-384. (disponible en anglais seulement)

dos Santos GCG, Rodella AA, de Abreu CA, Coscione AR. 2010. Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. *Sci Agric*. 67(6):713-719. (disponible en anglais seulement)

Dourson M, Maier A, Meek B, Renwick A, Ohanian E, Poirier K. 1998. Boron tolerable intake re-evaluation of toxicokinetics for data-derived uncertainty factors. *Biol Trace Elem Res*. 66(1-3):453-463. (disponible en anglais seulement)

Duydu Y, Başaran N, Üstündağ A, Aydın S, Ündeğer Ü, Ataman OY, Aydos K, Düker Y, Ickstadt K, Waltrup BS, et al. 2011. Reproductive toxicity parameters and biological monitoring in occupationally and environmentally boron-exposed persons in Bandırma, Turkey. *Arch Toxicol*. 85(6):589-600. (disponible en anglais seulement)

Duydu Y, Başaran N, Üstündağ A, Aydın S, Yalçın CÖ, Anlar HG, Bacanlı M, Aydos K, Atabekoğlu CS, Golka K, et al. 2018a. Birth weight of newborns and pregnancy outcomes of environmentally boron-exposed females in Turkey. *Arch Toxicol*. 92(8):2475-2485. (disponible en anglais seulement)

Duydu Y, Başaran N, Aydın S, Üstündağ AA, Yalçın CÖ, Anlar HG, Bacanlı M, Aydos K, Atabekoğlu CS, Golka K, et al. 2018b. Evaluation of FSH, LH, testosterone levels and semen parameters in male boron workers under extreme exposure conditions. *Arch Toxicol*. 92(10):3051-3059. (disponible en anglais seulement)

Duydu Y, Başaran N, Yalçın CÖ, Üstündağ A, Aydın S, Anlar HG, Bacanlı M, Aydos K, Atabekoğlu CS, Golka K, et al. 2019. Boron-exposed male workers in Turkey: no change in sperm Y:X chromosome ratio and in offspring's sex ratio. *Arch Toxicol*. 93(3):743-751. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2019. Data obtained from CMP monitoring program for the Grouping initiative, boron-containing substances grouping. [modifié en 2019; consulté le 5 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021a. Supporting documentation: additional information on the Canadian sources and uses of boron-containing substances. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021b. Supporting documentation: releases and exposure characterization for the coal-fired power generation sector. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021c. Supporting documentation: releases and exposure characterization for the metal mining sector. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021d. Supporting documentation: releases and exposure characterization for the base metals and precious metals smelting and refining sector. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021e. Supporting documentation: releases and exposure characterization for the coal mining sector. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021f. Supporting documentation: releases and exposure characterization for the oil sands mining sector. Unpublished report. Gatineau (QC):

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021g. Supporting documentation: releases and exposure characterization for the pulp and paper sector. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC] Environment and Climate Change Canada. 2021h. Supporting documentation: ecological modelled exposure analysis of boron-containing substances. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2016. Ébauche d'évaluation préalable acide borique, ses sels et ses précurseurs. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 25 octobre 2021].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2019. Ébauche d'évaluation préalable acide [[(phosphonométhyl)imino]bis[éthane -2,1-diyl]nitrilobis(méthylène)]tétrakisphosphonique. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 23 novembre 2020].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation de produits chimiques - Canada.ca Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 25 octobre 2021].

[ECCC SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [modifié le 7 juin 2023]. Nanomatériaux. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2014. Registered substances database; search results for CAS RN 10043-35-3. Helsinki (FI): ECHA. [consulté en février 2014]. (disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. 2012. [ECHA] European Chemicals Agency. 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental exposure estimation [PDF]. Version 2.1. Helsinki (FI): European Chemicals Agency. [consulté le 23 septembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. 2014. Committee for Risk Assessment. Opinion proposing harmonised classification and labelling at EU level of boric acid, CAS RN 10043-35-3. CLH-O-0000003738-64-03/D. Adopted 14 March 2014. (disponible en anglais seulement)

[ECHA] European Chemicals Agency. 2016. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental exposure estimation [PDF]. Version 3.0. Helsinki (FI): European Chemicals Agency. [consulté le 5 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

Eckhert CD. 1998. Boron stimulates embryonic trout growth. J Nutr. 128(12):2488-2493. (disponible en anglais seulement)

Ecoscope Environmental Consultants Ltd. and Larratt Aquatic Consulting Ltd. 2019. Lower Columbia River aquatic receiving environment monitoring program (2015-2016), Teck Trail operations [PDF]. Contract No.: 943249-OS. Ecoscope File No. 15-1438.4. [consulté le 7 juillet 2021]. (disponible en anglais seulement)

Edwall L, Karlén B, Rosén A. 1979. Absorption of boron after mouthwash treatment with Bocosept. Eur J Clin Pharmacol. 15(6):417-420. (disponible en anglais seulement)

[EEM] Environmental Effects Monitoring. 2021. Measured concentrations of boron in exposed and reference waterbodies collected under the Metal and Diamond Mining Effluent Regulations from 2004–

2021. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada . [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

[EFSA] European Food Safety Authority. 2013. Scientific opinion on the re-evaluation of boric acid (E284) and sodium tetraborate (borax) (E 285) as food additives. EFSA Panel on Food Additive and Nutrient Sources Added to Food (ANS). EFSA Journal. 11(10):3407. (disponible en anglais seulement)

[EHS] Environmental Health Strategies. 2013. Use profiles to boron-containing substances in the cleaning products, adhesives and sealants and personal care products sector. March 26, 2013. Environment Canada Contract No. K2AA0-12-0044. Prepared for Environment Canada, Products Division. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Eisler R. 1990. Boron hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review [PDF]. Laurel (MD): U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Report 20; Biological Report 85(1.20). 32 p. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Elrashidi MA, O'Connor GA. 1982. Boron sorption and desorption in soils. Soil Sci Soc Am J. 46(1):27-31. (disponible en anglais seulement)

Emiroglu O, Cicek A, Arslan N, Aksan S, Ruzgar M. 2010. Boron concentration in water, sediment and different organisms around large borate deposits of Turkey. Bull Environ Contam Toxicol. 84:427. (disponible en anglais seulement)

Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada. 2006. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999: science resource technical series, technical guidance module: sludge amendment. Working document. Gatineau (QC): Environment Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

Environnement Canada. 2009a. Données de la Mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure*. Données préparées par : Environnement Canada, Santé Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2009b. Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux [PDF]. Section des mines, Division mines et traitement, Direction secteurs publics et des ressources, Direction générale de l'intendance environnementale.

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

Environment Canada. 2013b. Fenceline metals in air measurements. Estimated releases of boron, selenium and cobalt. Unpublished data from 1991-2011. Emissions Research and Measurement Section, Environmental Science and Technology Centre, Science and Technology Branch. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada. 2013c. Voluntary submissions obtained as part of the CMP 2 Grouping initiative, boron-containing substances grouping. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada. 2014a. Supporting documentation: summary table of aquatic toxicity data. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada. 2014b. Supporting documentation: summary table of terrestrial toxicity data. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada. 2014c. Unpublished terrestrial toxicity data submitted to Environment and Climate Change Canada (ECCC) under the Chemicals Management Plan initiative. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Environmental Technology Centre, Method Development and Applications Section. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada. 2014d. Soil PEC calculation spreadsheet. Spreadsheet calculations to convert soil deposition rates to soil concentrations. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

Environment Canada, Health Canada. 2014. Supporting documentation: scoping document: precursors of boric acid. Unpublished report. Gatineau (QC): Environment and Climate Change Canada, Ecological Assessment Division. (disponible en anglais seulement)

Enserva. 2025. Facts about Canada's energy industry [Internet]. Regulatory. [consulté le 13 Janvier 2025]. (disponible en anglaise seulement)

Equilibrium Environmental Inc. 2012. Sulfate adsorption and desorption properties of Alberta soils and their relevance to transport properties and leaching/redistribution rates [PDF]. Final report. Calgary (AB): Equilibrium Environmental Inc. 68 p. [consulté le 14 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Eriksson J, Bergholm J, Kvist K. 1981. Injury to vegetation caused by industrial emissions of boron compounds. *Silva Fenn.* 15(4):459-464. (disponible en anglais seulement)

ESG International Inc. and Aquaterra Environmental Consulting Ltd. 2003. Assessment of the biological test methods for terrestrial arthropods: further refinement of the Collembola test method using *Onychiurus Folsomi*. Prepared for Method Development and Applications Section, Environmental Technology Centre, Environment Canada. (disponible en anglais seulement)

ETI Products. 2018. Glass shines more brightly with boron. Espoo (FI): Eti Maden. [updated May 2018; consulté le 23 mai 2019]. (disponible en anglais seulement)

[EURAR] European Union Risk Assessment Report. 2007. Disodium tetraborate, anhydrous boric acid, boric acid, crude natural [PDF]. CAS RN 1330-43-4, 11113-50-1, 10043-35-3. Risk assessment. Substance evaluation report, draft 2007 Oct 19. Austria. 341 p. [consulté le 14 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Fernandez E, Sanchez E, Bonilla I, Mateo P, Ortega P. 1984. Effect of boron on the growth and cell composition of *Chlorella pyrenoidosa*. *Phyton.* 44(2):125-131. (disponible en anglais seulement)

Ficheux AS, Morriset T, Chevillotte G, Postic C, Roudot AC. 2014. Probabilistic assessment of exposure to nail cosmetics in French consumers. *Food Chem Toxicol.* 66:36-43. (disponible en anglais seulement)

Ficheux AS, Wesolek N, Chevillotte G, Roudot AC. 2015. Consumption of cosmetic products by the French population. First part: frequency data. *Food Chem Toxicol.* 78:159-169. (disponible en anglais seulement)

Ficheux AS, Chevillotte G, Wesolek N, Morriset T, Dornic N, Bernard A, Bertho A, Romanet A, Leroy L, Mercat AC, et al. 2016. Consumption of cosmetic products by the French population second part: amount data. *Food Chem Toxicol.* 90:130-141. (disponible en anglais seulement)

Fogg TR, Duce RA. 1985. Boron in the troposphere: distribution and fluxes. *J Geophys Res.* 90(D2):3781-3796. (disponible en anglais seulement)

Förster B, Becker L. 2009. Boric acid: terrestrial plant seedling emergence test. ECT Oekotoxikologie GmbH, for Reach Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BE). (disponible en anglais seulement)

Fort DJ. 2011. Amphibian reproduction study (*Xenopus laevis*). Testing laboratory: Fort Environmental Laboratories, Inc. and ABC Laboratories Inc. Report No.: RIOT01-00232. Owner company: RTM, 2500 W. Higgins Road, Suite 1000, Hoffman Estates (IL) 60169. Report date: 2011-02-21. (disponible en anglais seulement)

Fort DJ, Propst TL, Stover EL, Strong PL, Murray FJ. 1998. Adverse reproductive and developmental effects in *Xenopus* from insufficient boron. Biol Trace Elem Res. 66(1-3):237-259. (disponible en anglais seulement)

Fort DJ, Rogers RL, McLaughlin DW, Sellers CM, Schlekot CL. 2002. Impact of boron deficiency on *Xenopus laevis*: a summary of biological effects and potential biochemical roles. Biol Trace Elem Res. 90(1-3):117-142. (disponible en anglais seulement)

FracFocus. 2020. What chemicals are used. FracFocus Chemical Disclosure Registry [Internet]. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

Frank RA, Roy JW, Bickerton G, Rowland SJ, Headley JV, Scarlett AG, West CE, Peru KM, Parrott JL, Conly FM, et al. 2014. Profiling oil sands mixtures from industrial developments and natural groundwaters for source identification. Environ Sci Technol. 48(5):2660-2670. (disponible en anglais seulement)

Frenette JL. 2007. An evaluation of benthic invertebrate communities as an indicator of stream ecosystem health below active coal mines in the Elk River watershed. Cranbrook (BC): B.C. Ministry of Environment. 23 p. (disponible en anglais seulement)

Garabrant DH, Bernstein L, Peters JM, Smith TJ. 1984. Respiratory and eye irritation from boron oxide and boric acid dusts. J Occup Med. 26(8):584-586. (disponible en anglais seulement)

Garabrant DH, Bernstein L, Peters JM, Smith TJ, Wright WE. 1985. Respiratory effects of borax dust. Br J Ind Med. 42(12):831-837. (disponible en anglais seulement)

Garcia-Hidalgo E, von Goetz N, Siegrist M, Hungerbühler K. 2017. Use-patterns of personal care and household cleaning products in Switzerland. Food Chem Toxicol. 99:24-29. (disponible en anglais seulement)

Gerke A. 2011a. Boric acid: chronic toxicity in whole sediment to freshwater midge, *Chironomus riparius* using spiked sediment. Testing laboratory: ABC Laboratories, Inc. Report No.: Study No. 65474. Owner company: REACH Consortium for Borates. Report date: 2011-01-31. (disponible en anglais seulement)

Gerke A. 2011b. Boric acid: chronic toxicity in whole sediment to freshwater midge, *Chironomus riparius* using spiked water. Testing laboratory: ABC Laboratories, Inc. Report No.: Study No. 65475. Owner company: REACH Consortium for Borates. Report date: 2011-01-31. (disponible en anglais seulement)

Gestring WD, Soltanpour PN. 1987. Comparison of soil tests for assessing boron toxicity to alfalfa. Soil Sci Soc Am J. 51(5):1214-1219. (disponible en anglais seulement)

Goldbach H. 1985. Influence of boron nutrition on net uptake and efflux of ³²P and ¹⁴C-glucose in *Helianthus annuus* roots and cell cultures of *Daucus carota*. J Plant Physiol. 118(5):431-438. (disponible en anglais seulement)

Goldberg S. 1997. Reactions of boron with soils. *Plant Soil*. 193:35-48. (disponible en anglais seulement)

Gomez-Berrada MP, Gautier F, Parent-Massin D, Ferret PJ. 2013. Retrospective exposure data for baby and children care products: an analysis of 48 clinical studies. *Food Chem Toxicol*. 57:185-194. (disponible en anglais seulement)

Gomez-Berrada MP, Ficheux AS, Dahmoul Z, Roudot AC, Ferret PJ. 2017. Exposure assessment of family cosmetic products dedicated to babies, children and adults. *Food Chem Toxicol*. 103:56-65. (disponible en anglais seulement)

Goodarzi F. 2013. Characteristics and elemental composition of milled coals, bottom and fly ashes from power plants in Alberta and Nova Scotia. Unpublished report. Prepared by FG and Partners Ltd., Calgary (AB) and submitted to Environment Canada, January 2013. 108 p. (disponible en anglais seulement)

Goullé JP, Mahieu L, Castermant J, Neveu N, Bonneau L, Lainé G, Bouige D, Lacroix C. 2005. Metal and metalloid multi-elementary ICP-MS validation in whole blood, plasma, urine and hair: reference values. *Forensic Sci Int*. 153(1):39-44. (disponible en anglais seulement)

Government of Alberta. 2010. Alberta Biomonitoring Program. Chemicals in serum of children in southern Alberta 2004-2006. Influence of age comparison to pregnant women [PDF]. March 2010. Edmonton (AB): Alberta Health and Wellness. [accessed 2013 May 2]. (disponible en anglais seulement)

Government of Saskatchewan. 2019. Northern Saskatchewan Prenatal Biomonitoring Study technical summary report [PDF]. Regina (SK): Ministry of Health, Government of Saskatchewan. [consulté le 25 octobre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Gouvernement du Nouveau-Brunswick. 2005. Étude sur la santé dans la région de Belledune, Annexe A - évaluation des risques à la santé humaine [PDF]. Rédigé à la demande du : Ministère de la Santé et du Bien-être, Gouvernement du Nouveau-Brunswick. [consulté en juillet 2014].

Green NR, Ferrando AA. 1994. Plasma boron and the effects of boron supplementation in males. *Environ Health Perspect*. 102(Suppl 7):73-77. (disponible en anglais seulement)

[GSC] Geological Survey of Canada. 2002. In file 4171: the deposition of trace elements on the land/surface soil in the Wabamun Lake area, Alberta, Canada. Ottawa (ON). 66 p. (disponible en anglais seulement)

Guak S, Lim M, Shin H, Park JY, Lee K. 2018. Determination of skin adhesion rate of children's modeling clay for exposure assessment. *J Environ Health Sci*. 44(3):238-243. (disponible en anglais seulement)

Gupta N. 2009. Effects of oil sands process-affected water and substrates on wood frog (*Rana sylvatica*) eggs and tadpoles [master's thesis]. Saskatoon (SK): University of Saskatchewan. (disponible en anglais seulement)

Gupta UC. 1993. Boron and its role in crop production. Boca Raton (FL): CRC Press, Inc. 256 p. (disponible en anglais seulement)

Gupta UC, Jame YW, Campbell CA, Leyshon AJ, Nicholaichuk W. 1985. Boron toxicity and deficiency: a review. *Can J Soil Sci*. 65(3):381-409. (disponible en anglais seulement)

Gür N, Türker OC, Böcük H. 2016. Toxicity assessment of boron (B) by *Lemna minor* L. and *Lemna gibba* L. and their possible use as model plants for ecological risk assessment of aquatic ecosystems with boron pollution. *Chemosphere*. 157:1-9. (disponible en anglais seulement)

Hall S, Lockwood R, Harrass MC. 2014. Application of a unique test design to determine the chronic toxicity of boron to the aquatic worm *Lumbriculus variegatus* and fatmucket mussel *Lampsilis siliquoidea*. Arch Environ Contam Toxicol. 66(1):58-68. (disponible en anglais seulement)

Hanstveit R, Schoonmade JA, Akdemir A. 2001. The assessment of the effects of Boric acid, manufacturing grade, on the nitrogen transformation activity of soil microorganisms (OECD 216 Guideline). Department of Environmental Toxicology. Schoemakerstraat 97. For Borax Europe Limited, UK. (disponible en anglais seulement)

Hansen PL, Tønning K, Malmgren-Hansen B, Jacobsen E. 2008. Survey and health assessment of chemical substances in hobby products for children [PDF]. Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No. 93. Denmark: Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency. [consulté le 12 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Hamilton SJ, Buhl KJ. 1990. Acute toxicity of boron, molybdenum, and selenium to fry of chinook salmon and coho salmon. Arch Environ Contam Toxicol. 19(3):366-373. (disponible en anglais seulement)

Hamilton SJ, Wiedmeyer RH. 1990. Concentrations of boron, molybdenum, and selenium in chinook salmon. Trans Am Fish Soc. 119(3):500-510. (disponible en anglais seulement)

Harari F, Ronco AM, Concha G, Llanos M, Grandér G, Castro F, Palm B, Nermell B, Vahter M. 2012. Early-life exposure to lithium and boron from drinking water. Reprod Toxicol. 34(4):552-560. (disponible en anglais seulement)

Harkness JS, Warner NR, Ulrich A, Millot R, Kloppmann W, Ahad JME, Savard MM, Gammon P, Vengosh A. 2018. Characterization of the boron, lithium, and strontium isotopic variations of oil sands process-affected water in Alberta, Canada. Appl Geochem. 90:50-62. (disponible en anglais seulement)

Hasbahceci M, Cipe G, Kadioglu H, Aysan E, Muslumanoglu M. 2013. Reverse relationship between blood boron level and body mass index in humans: does it matter for obesity? Biol Trace Elem Res. 153(1-3):141-144. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2002a. Canadian PHED Tables version 7. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Pest Management Regulatory Agency. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2002b. Project report: roll-up report for the determination of boric acid in toys. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Project #2002-0699 [unpublished data]. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2004. Report of analysis or test. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Date of Report 2004-05-18, Sample No. 1004553. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2009a. Report of analysis or test. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Date of Report 2009-04-30, Sample No. 1009120 (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2009b. Report of analysis or test. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Date of Report 2009-04-30, Sample No. 1009121. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2013a. ICPMS data from Edmonton Indoor Air Quality Study, 2010. Unpublished data. Ottawa (ON): Health Canada, Water and Air Quality Bureau. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2013b. ICPMS data from Calgary Spatial Study, 2010, 2011. Unpublished data. Ottawa (ON): Health Canada, Water and Air Quality Bureau. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2013c. ICPMS data from Halifax Spatial Study, 2010, 2011. Unpublished data. Ottawa (ON): Health Canada, Water and Air Quality Bureau. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2017b. Boric acid in toys CE2017-2018. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Date of report 2017-07-27, Project No. P2017-00025. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2018a. 2018-2019 Toys Cyclical Enforcement project. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Date of report 2018-02-12, Project No. P2018-00047 (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2018b. Draft background document on default values for breast milk and formula intakes. Unpublished report. Ottawa (ON): Government of Canada. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2019. 2019-2020 Toys Cyclical Enforcement project. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Product Safety Laboratory. Date of report 2019-10-28, Project No. P2019-00040. (disponible en anglais seulement)

Health Canada. 2021. CHMS cycle 5 and cycle 6 boron results by sex age. Ottawa (ON): National Biomonitoring Section. Healthy Environments Consumer Safety Branch. Health Canada. [accès limité].

Health Canada. 2023b. Personal care products workbook [recommended defaults]. Internal draft. Unpublished report. Ottawa (ON): Health Canada, Existing Substances Risk Assessment Bureau. [mis à jour en mars 2023]. (disponible en anglais seulement)

Heindel JJ, Price CJ, Field EA, Marr MC, Myers CB, Morrissey RE, Schwetz BA. 1992. Developmental toxicity of boric acid in mice and rats. *Fundam Appl Toxicol.* 18(2):266-277. (disponible en anglais seulement)

Heindel JJ, Price CJ, Schwetz BA. The developmental toxicity of boric acid in mice, rats, and rabbits. 1994. *Environ Health Perspect.* 102:107-112. (disponible en anglais seulement)

Heitland P, Köster HD. 2006. Biomonitoring of 37 trace elements in blood samples from inhabitants of northern Germany by ICP-MS. *J Trace Elem Med Biol.* 20(4):253-262. (disponible en anglais seulement)

Hitchon B, Levinson AA, Horn MK. 1977. Bromide, iodide, and boron in Alberta formation waters [PDF]. Edmonton (AB): Alberta Research Council. 27 p. [consulté le 30 mars 2022]. (disponible en anglais seulement)

Hjelm C, Harari F, Vahter M. 2019. Pre- and postnatal environmental boron exposure and infant growth: results from a mother-child cohort in northern Argentina. *Environ Res.* 171:60-68. (disponible en anglais seulement)

Holden AA, Haque SE, Mayer KU, Ulrich AC. 2013. Biogeochemical processes controlling the mobility of major ions and trace metals in aquitard sediments beneath an oil sand tailing pond: laboratory studies and reactive transport modeling. *J Contam Hydrol.* 151:55-67. (disponible en anglais seulement)

Hooftman RN, Van Drongelen-7huijsen D, de Haan HPM. 2000. Toxicity test with boric acid, manufacturing grade and the midge larva *Chironomus riparius* using spiked sediment (Guideline: OECD draft document, May 1998). TNO report V99.1146, TNO Nutrition and Food Research Institute, Department of Environmental Toxicology, the Netherlands. (disponible en anglais seulement)

Hosseini SM, Maftoun M, Karimian N, Ronaghi A, Emam Y. 2007. Effect of zinc x boron interaction on plant growth and tissue nutrient concentration of corn. *J Plant Nutr.* 30(4-6):773-781. (disponible en anglais seulement)

Howe PD. 1998. A review of boron effects in the environment. *Biol Trace Elem Res.* 66(1-3):153-166. (disponible en anglais seulement)

Hu H, Brown PH. 1994. Localization of boron in cell walls of squash and tobacco and its association with pectin: evidence for a structural role of boron in the cell wall. *Plant Physiol.* 105(2):681-689. (disponible en anglais seulement)

Hu H, Brown PH. 1997. Absorption of boron by plant roots. *Plant Soil.* 193:49-58. (disponible en anglais seulement)

Huguier P, Manier N, Méline C, Bauda P, Pandard P. 2013. Improvement of the *Carnorhabditis elegans* growth and reproduction test to assess the ecotoxicity of soils and complex matrices. *Environ Toxicol Chem.* 32(9):2100-2108. (disponible en anglais seulement)

Hunt C. 2006. Dietary boron: progress in establishing essential roles in human and animal physiology. In: Guyaguler T, Karakas S, Ozdemir Z, Karakas A, Bukulmez A, Sonmezer O, editors. *Proceedings of 3rd International Boron Symposium; 2006 November 2-4; Ankara (TR).* p. 3-10. (disponible en anglais seulement)

Hunt CD, Herbel JL, Nielsen FH. 1997. Metabolic responses of postmenopausal women to supplemental dietary boron and aluminum during usual and low magnesium intake: boron, calcium, and magnesium absorption and retention and blood mineral concentrations. *Am J Clin Nutr.* 65(3):803-813. (disponible en anglais seulement)

Hunt CD, Meacham SL. 2001. Aluminum, boron, calcium, copper, iron, magnesium, manganese, molybdenum, phosphorus, potassium, sodium, and zinc: Concentrations in common Western foods and estimated daily intakes by infants; toddlers; and male and female adolescents, adults, and seniors in the United States. *J Am Diet Assoc.* 101(9):1058-1060. (disponible en anglais seulement)

Hunt CD, Friel JK, Johnson LK. 2004. Boron concentrations in milk from mothers of full-term and premature infants. *Am J Clin Nutr.* 80(5):1327-1333. (disponible en anglais seulement)

[ICMM] International Council on Mining & Metals. 2016a. Risk characterization. Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG) fact sheet 01 [PDF]. London (UK). 39 p. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

[ICMM] International Council on Mining & Metals. 2016b. Effects assessments. Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG) fact sheets 03 [PDF]. London (UK). 62 p. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

[ICMM] International Council on Mining and Metals. 2016c. Exposure assessment. Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG) fact sheet 02 [PDF]. London (UK). 107 p. [consulté le 3 avril 2024]. (disponible en anglais seulement)

[ICRP] International Commission on Radiological Protection. 1975. Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23. Oxford (UK): Pergamon Press. (disponible en anglais seulement)

Igra AM, Harari F, Lu Y, Casimiro E, Vahter M. 2016. Boron exposure through drinking water during pregnancy and birth size. *Environ Int.* 95:54-60. (disponible en anglais seulement)

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2022. Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants 2022-2024 [PDF]. Gatineau (Qc.), Environnement Canada. [consulté le 13 février 2025].

Intrinsik Environmental Sciences Inc., Swansin Environmental Strategies Ltd., Delphinium Holdings Inc.,

Teck Metals Ltd. 2011. Terrestrial ecological risk assessment For the Teck Metals Ltd. smelter at Trail, BC. Trail (BC): Teck's Metal Ltd. 162 p. Main report. [mis à jour en mai 2011; consulté le 10 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 1998. Environmental Health Criteria 204 Boron. Geneva (CH): World Health Organization, International Labour Organization, United Nations Environment Programme. [consulté le 16 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Jacques Whitford AXYS Ltd. 2008. Metals in soil, Flin Flon [PDF]. Project No. 1022002.01. In: Intrinsic Environmental Sciences Inc. 2010. Human health risk assessment of Flin Flon, Manitoba, and Creighton, Saskatchewan. Appendix B, Metals in Soil. [consulté le 10 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

Jaeck ML. 1989. Primary and secondary lead processing: proceedings of the International Symposium on Primary and Secondary Lead Processing, Halifax, Nova Scotia, August 20-24, 1989. vol. 15. The Metallurgical Society of the Canadian Institute of Mining and Metallurgy, Pergamon Press. 308 p. (disponible en anglais seulement)

Jahiruddin M, Smart R, Wade AJ, Neal C, Cresser MS. 1998. Factors regulating the distribution of boron in water in the River Dee catchment in north east Scotland. *Sci Total Environ*. 210/211:53-62. (disponible en anglais seulement)

Jansen JA, Andersen J, Schou JS. 1984a. Boric acid single dose pharmacokinetics after intravenous administration to man. *Arch Toxicol*. 55(1):64-67. (disponible en anglais seulement)

Jansen JA, Schou JS, Aggerbeck B. 1984b. Gastrointestinal absorption and in vitro release of boric acid from water-emulsifying ointments. *Food Chem Toxicol*. 22(1):49-53. (disponible en anglais seulement)

Jones G, Henderson V. 2006. Metal concentrations in soils and produce from gardens in Flin Flon, Manitoba, 2002. Report No.: 2006-01. Winnipeg (MB): Manitoba Conservation, Wildlife and Ecosystem Protection Branch. 81 p. (disponible en anglais seulement)

Jones G, Phillips F. 2003. Metal concentrations in surface soils of Thompson, Manitoba, September 2001. Report No.: 03-01. Winnipeg (MB): Manitoba Conservation, Wildlife and Ecosystem Protection Branch. 21 p. (disponible en anglais seulement)

Kabata-Pendias A. 2011. Trace elements in soils and plants. 4th ed. Boca Raton (FL): CRC Press. 520 p. (disponible en anglais seulement)

Kent NL, McCance RA. 1941. The absorption and excretion of 'minor' elements by man: silver, gold, lithium, boron and vanadium. *Biochem J*. 35(7):837-844. (disponible en anglais seulement)

Keren R, Bingham FT. 1985. Boron in water, soils, and plants. *Adv Soil Sci*. 1:229-276. (disponible en anglais seulement)

Keren R, Communar G. 2009. Boron sorption on wastewater dissolved organic matter: pH effect. *Soil Sci Soc Am J*. 73(6):2021-2025. (disponible en anglais seulement)

Khaliq H, Juming Z, Ke-Mei P. 2018. The physiological role of boron on health. *Biol Trace Elem Res*. 186(1):31-51. (disponible en anglais seulement)

Kot FS. 2009. Boron sources, speciation and its potential impact on health. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 8:3-28. (disponible en anglais seulement)

Kovacs T, Hewitt M, MacLatchy D, Martel P, McMaster M, Parrot J, Van Der Kraak G, van den Heuvel MR. 2007. Projet national d'investigation sur les causes - Cycle 4, rapport final [PDF]. Burlington (Ont.), Environnement Canada. [modifié le 3 avril 2013; consulté le 15 décembre 2021].

Ku WW, Chapin RE, Wine RN, Gladen BC. 1993. Testicular toxicity of boric acid (BA): relationship of dose to lesion development and recovery in the F344 rat. *Reprod Toxicol*. 7(4):305-319. (disponible en anglais seulement)

Laposata MM, Dunson WA. 1998. Effects of boron and nitrate on hatching success of amphibian eggs. *Arch Environ Contam Toxicol*. 35(4):615-619. (disponible en anglais seulement)

Lemire M, Jodoin S, Tahir E, Bradette-Laplante M, Gagné É, Guedes JC, Anassour LS E Communauté de Lac Simon, Community of Winneway – Long Point First Nation, Communauté de Nutashkuan- CSSS Tshukuminu Kanani de Nutashkuan, et al. 2019. JESI-YEH! Projet pilote Jeunes, Environnement et Santé des Premières Nations - First Nations Youth, Environment and Health Pilot Project [PDF]. 667 p. Rapport pour Santé Canada - 2015.

LeVan SL, Tran HC. 1990. The role of boron in flame retardant treatment. In: Hamel M, editor. *Proceedings of the First International Conference on Wood Protection with Diffusible Preservatives*; 1990 November 28-30. Nashville (TN): Forest Products Research Society. p. 39-41. (disponible en anglais seulement)

Liang Y, Ning Y, Liao L, Yuan B. 2018. Chapter fourteen: special focus on produced water in oil and gas fields: origin, management, and reinjection practice. In: Yuan B, Wood DA, editors. *Formation damage during improved oil recovery*. Gulf Professional Publishing. ISBN 9780128137826. p 515-586. (disponible en anglais seulement)

Lim M, Guak S, Cheong NY, Song YC, Ho K-F, Nakai S, Lung S-C C, Tantrakarnapa K, Lee K. 2022. Children's exposure to boron and biocides from slime products in Asian regions. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 32(1):103-111 (disponible en anglais seulement)

Liu P, Wang C, Hu J, Xun L, Robbins WA, Wu G, Wei F. 2005. Preliminary study on pregnancy outcome of spouses of boron workers [in Chinese]. *Chin J Public Health*. 21(5):567-568. (disponible en chinois seulement)

Loretz LJ, Api AM, Barraj LM, Burdick J, Dressler WE, Gettings SD, Han Hsu H, Pan YHL, Re TA, Renskers KJ, et al. 2005. Exposure data for cosmetic products: lipstick, body lotion, and face cream. *Food Chem Toxicol*. 43(2):279-291. (disponible en anglais seulement)

Loretz L, Api AM, Barraj L, Burdick J, Davis DA, Dressler W, Gilberti E, Jarrett G, Mann S, Pan YHL, et al. 2006. Exposure data for personal care products: hairspray, spray perfume, liquid foundation, shampoo, body wash, and solid antiperspirant. *Food Chem Toxicol*. 44(12):2008-2018. (disponible en anglais seulement)

Loretz LJ, Api AM, Babcock L, Barraj LM, Burdick J, Cater KC, Jarrett G, Mann S, Pan YHL, Re TA, et al. 2008. Exposure data for cosmetic products: facial cleanser, hair conditioner, and eye shadow. *Food Chem Toxicol*. 46(5):1516-1524. (disponible en anglais seulement)

Maier KJ, Knight AW. 1991. The toxicity of waterborne boron to *Daphnia magna* and *Chironomus decorus* and the effects of water hardness and sulfate on boron toxicity. *Arch Environ Contam Toxicol*. 20(2):282-287. (disponible en anglais seulement)

Majidi A, Rahnemaie R, Hassani A, Malakouti MJ. 2010. Adsorption and desorption processes of boron in calcareous soils. *Chemosphere*. 80(7):733-739. (disponible en anglais seulement)

Malowany M, Macey K, Chander N, Karthikeyan S, Walker M. October 19, 2023. Boron CHMS analysis summary. Ottawa (ON): Environmental Health Sciences and Research Bureau, Health Canada [unpublished data]. (disponible en anglais seulement)

Manning L, Tamura-O'Connor B. 2022. Oil and gas regulation in Canada: overview. [accessed 2022Jul 14]. (disponible en anglais seulement)

Mao X, Kim J, Tran H, Kochesfahani SH. 2006. Effect of chloride and potassium on borate autocausticizing reactions during black liquor combustion. *Pulp Pap Canada*. 107(10):33-36. (disponible en anglais seulement)

Marschner H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd ed. London (UK): Academic Press. 889 p. (disponible en anglais seulement)

Martel P, Hewitt M, Kovacs T, MacLachy D, McMaster M, O'Connor B, Parrott J, van den Heuvel MR, Van Der Kraak G. 2010. Cycle 5 - projet national de recherche de causes [PDF]. Ottawa (Ont.), Environnement Canada. [consulté le 10 février 2020].

Mathews JM, Watson SL, Patel PR, Black SR, Hong Y, Levine KE, Ross G, Germolec DR, Thakur SA, Waidyanatha S. 2014. Metabolism and disposition of [¹⁴C]dimethylamine borane in male Harlan Sprague Dawley rats following gavage administration, intravenous administration and dermal application. *Xenobiotica*. 44(1):36-37. (disponible en anglais seulement)

McQueen AD, Kinley CM, Hendrikse M, Gaspari DP, Calomeni AJ, Iwinski KJ, Castle JW, Haakensen MC, Peru KM, Headley JV, et al. 2017. A risk-based approach for identifying constituents of concern in oil sands process-affected water from the Athabasca Oil Sands region. *Chemosphere*. 173:340-350. (disponible en anglais seulement)

[MDDEP] Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2001. Évaluation du potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport final [PDF]. Saint-Laurent Vision 2000, Phase III, volet Industriel et Urbain. Rapport 136 p., annexes 222 p. Ministère de l'Environnement du Québec, Environnement Canada. [consulté le 15 décembre 2021].

[MDDEP] Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2010a. Résultats de la caractérisation de 13 eaux usées non traitées, résultant de la fracturation hydraulique (Jan 2008 à juillet 2010) et critères de qualité de l'eau de surface 1 [PDF] [available in French only]. [consulté le 15 décembre 2021]. (Note : document en français seulement)

[MDDEP] Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2010b. Évaluation des rejets usées des usines de pâtes et papier du Québec en fonction du milieu récepteur [PDF] [available in French only]. Ministère de l'Environnement (QC): Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. [consulté le 15 décembre 2021]. (Note : document en français seulement)

Mengel K, Kirkby EA. 1982. Principles of plant nutrition. 3rd ed. Worblaufen-Bern (CH): International Potash Institute. (disponible en anglais seulement)

Mertens J, Van Laer L, Salaets P, Smolders E. 2011. Phytotoxic doses of boron in contrasting soils depend on soil water content. *Plant Soil*. 342:73-82. (disponible en anglais seulement)

Miller J. 2013. Inter-laboratory validation of Environment Canada's new test method for measuring soil toxicity using plants native to the Canadian boreal region. Miller Environmental Sciences Inc. Prepared for Biological Assessment and Standardization Section, Science and Technology Branch, Environment Canada, Ottawa (ON). (disponible en anglais seulement)

Moser TH, Becker L. 2009a. Boric acid reproduction toxicity to the earthworm *Eisenia fetida* in artificial soil based on the OECD Guideline No 222 for the Testing of Chemicals, Earthworm Reproduction Test

(*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*), adopted April 13, 2004; and the International Standard ISO 11268-2 Part 2 (1998): Soil quality - Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) - Part 2: Determination of effects on reproduction. ECT Oekotoxikologie GmbH, Germany. Prepared for the REACH Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BEL). (disponible en anglais seulement)

Moser TH, Becker L. 2009b. Boric acid: acute and reproduction toxicity to the nematode species *Caenorhabditis elegans* in LUFA 2.2 soil. based on the International Standard ISO 10872 (2009), Water quality - Determination of the toxic effect of sediment and soil samples on growth, fertility and reproduction of *Caenorhabditis elegans* (Nematoda), ECT Oekotoxikologie GmbH, Germany. Prepared for the REACH Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BEL). (disponible en anglais seulement)

Moser TH, Becker L. 2009c. Boric acid: reproduction toxicity to the enchytraeid species *Enchytraeus crypticus* in artificial soil. based on the OECD Guideline No 220 for the testing of chemicals, *Enchytraeid* Reproduction Test, ECT Oekotoxikologie GmbH, Germany. Prepared for the REACH Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BEL). (disponible en anglais seulement)

Moser TH, Becker L. 2009d. Boric acid: reproduction toxicity to the enchytraeid species *Enchytraeus luxuriosus* in artificial soil. based on the OECD Guideline No. 220 for the testing of chemicals, *Enchytraeid* Reproduction Test, ECT Oekotoxikologie GmbH, Germany. Prepared for the REACH Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BEL). (disponible en anglais seulement)

Moser TH, Becker L. 2009e. Boric acid: acute toxicity to the carabid beetle *Poecilus cupreus* (Coleoptera, Carabidae) using an extended laboratory test (dose-response) in LUFA 2.1 soil based on the IOBC/WPRS 2000, ECT Oekotoxikologie GmbH, Germany. Prepared for the Reach Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BEL). (disponible en anglais seulement)

Moser TH, Scheffczyk A. 2009. Boric acid: acute and reproduction toxicity to the predatory mite *Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer Canestrini* (Acari: Laelapidae) in artificial soil with 5% peat, based on the OECD Guideline No 226 for the testing of chemicals, predatory mite *Hypoaspis (Geolaps) aculeifer* reproduction test in soil, adopted October 3, 2008, ECT Oekotoxikologie GmbH, Germany. Prepared for the Reach Consortium for Borates c/o Industrial Minerals Association - Europe (IMA-Europe), Brussels (BEL). (disponible en anglais seulement)

Moss SA, Nagpal NK. 2003. Ambient water quality guidelines for boron [PDF]. Water Protection Section, Ministry of Water, Land and Air Protection, British Columbia. ISBN 0-7726-5048-9. [consulté le 10 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

Nable RO, Bañuelos GS, Paull JG. 1997. Boron toxicity. Plant Soil. 193:181-198. (disponible en anglais seulement)

Naghii MR, Samman S. 1997. The effect of boron supplementation on its urinary excretion and selected cardiovascular risk factors in healthy male subjects. Biol Trace Elem Res. 56(3):273-286. (disponible en anglais seulement)

Naghii MR, Mofid M, Asgari AR, Hedayati M, Daneshpour M-S. 2011. Comparative effects of daily and weekly boron supplementation on plasma steroid hormones and proinflammatory cytokines. J Trace Elem Med Biol. 25(1):54-58. (disponible en anglais seulement)

Narotsky MG, Schmid JE, Andrews JE, Kavlock RJ. 1998. Effects of boric acid on axial skeletal developmental in rats. Biol Trace Elem Res. 66: 373-394. (disponible en anglais seulement)

- [NCASI] National Council for Air and Stream Improvement. 2006. Unpublished confidential report submitted to Environment Canada. Gatineau (QC): Environment Canada, Forestry Products and Fisheries Act Division. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)
- [NCASI] National Council for Air and Stream Improvement. 2020. Unpublished confidential report submitted to Environment Canada. Gatineau (QC): Environment Canada, Forestry Products and Fisheries Act Division. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)
- Ni Y, Sommerville J, Van Heiningen ARP. 2001. Bleaching of recycled fibers by adding sodium borohydride to a peroxide reinforced oxygen stage. *Tappi J.* 84(6):67. (disponible en anglais seulement)
- Nielsen FH, Hunt CD, Mullen LM, Hunt JR. 1987. Effect of dietary boron on mineral, estrogen, and testosterone metabolism in postmenopausal women. *FASEB J.* 1(5):394-397. (disponible en anglais seulement)
- Nielsen FH, Penland JG. 1999. Boron supplementation of peri-menopausal women affects boron metabolism and indices associated with macromineral metabolism, hormonal status and immune function. *J Trace Elem Exp Med.* 12(3):251-261. (disponible en anglais seulement)
- [NPI] National Pollutant Inventory. [modified 2004]. Emission estimation technique manual for glass and glass fibre manufacturing. Version 2.0 [PDF]. Australia: Department of the Environment and Heritage. [mis à jour le 17 mai 2004; consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)
- [NRC] National Research Council. 1981. Coal mining and ground-water resources in the United States. A report prepared by the Committee on the Groundwater Resources in relation to Coal Mining. Board on Mineral and Energy Resources, Commission on Natural Resources, National Research Council. 216 p. (disponible en anglais seulement)
- Ohlendorf HM. 2002. The birds of Kesterson Reservoir: a historical perspective. *Aquat Toxicol.* 57(1-2):1-10. (disponible en anglais seulement)
- Ouellet JD, Dubé MG, Niyogi S. 2013. Influence of elevated alkalinity and natural organic matter (NOM) on tissue-specific metal accumulation and reproductive performance in fathead minnows during chronic, multi-trophic exposures to a metal mine effluent. *Ecotoxicol Environ Saf.* 95:104-112. (disponible en anglais seulement)
- Owojori OJ, Healey J, Princz J, Siciliano SD. 2011. Can avoidance behavior of the mite *Oppia nitens* be used as a rapid toxicity test for soils contaminated with metals or organic chemicals? *Environ Toxicol Chem.* 30(11):2594-2601. (disponible en anglais seulement)
- Pahl MV, Culver BD, Strong PL, Murray FJ, Vaziri ND. 2001. The effect of pregnancy on renal clearance of boron in humans: a study based on normal dietary intake of boron. *Toxicol Sci.* 60(2):252-256. (disponible en anglais seulement)
- Paliewicz CC, Sirbescu M-LC, Sulatycky T, van Hees EH. 2015. Environmentally hazardous boron in gold mine tailings, Timmins, Ontario, Canada. *Mine Water Environ.* 34(2):162-180. (disponible en anglais seulement)
- Park H, Schlesinger WH. 2002. Global biogeochemical cycle of boron. *Global Biogeochem Cycles.* 16(4):1072-1082. (disponible en anglais seulement)
- Park JY, Lim M, Lee K. 2018. Estimation of exposure to boron from children's slime use in Korea. *J Environ Health Sci.* 44(6):556-562. (disponible en anglais seulement)
- Parks JL, Edwards M. 2005. Boron in the environment. *Environ Sci Technol.* 35(2):81-114. (disponible en anglais seulement)

Penney D. 2004. The micronutrient and trace element status of forty-three soil quality benchmark sites in Alberta [PDF]. Edmonton (AB): AESA Soil Quality Monitoring Program. Prepared for the AESA Soil Quality Monitoring Program, Alberta Agriculture, Food and Rural Development, Conservation and Development Branch. 87 p. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Pilbeam DJ, Kirkby EA. 1983. The physiological role of boron in plants. *J Plant Nutr.* 6(7):563-582. (disponible en anglais seulement)

Pollet I, Bendell-Young LI. 2000. Amphibians as indicators of wetland quality in wetlands formed from oil sands effluent. *Environ Toxicol Chem.* 19(10):2589-2597. (disponible en anglais seulement)

Power PP, Woods WG. 1997. The chemistry of boron and its speciation in plants. *Plant Soil.* 193:1-13. (disponible en anglais seulement)

Price CJ, Strong PL, Marr MC, Myers CB, Murray FJ. 1996. Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. *Fundam Appl Toxicol.* 32(2):179-193. (disponible en anglais seulement)

Princz J, Scroggins R. 2003. Toxicological comparison of different soil test options - earthworm lethality, avoidance and reproduction. Poster. (disponible en anglais seulement)

Princz JI, Behan-Pelletier VM, Scroggins RP, Siciliano SD. 2010. Oribatid mites –n soil toxicity testing - the use of *Oppia nitens* (C.L. Koch) as a new test species. *Environ Toxicol Chem.* 29(4):971-979. (disponible en anglais seulement)

[PSCSM] Plan de mise en œuvre conjoint du Canada et de l'Alberta pour la surveillance visant les sables bitumineux. [modifié en 2018]. Surveillance de la qualité de l'eau sur les sites des sables bitumineux en Alberta. Canada, gouvernement du Canada. [mis à jour le 28 septembre 2018; consulté le 24 novembre 2019].

Puttaswamy N, Turcotte D, Liber K. 2010. Variation in toxicity response of *Ceriodaphnia dubia* to Athabasca oil sands coke leachates. *Chemosphere.* 80(5):489-497. (disponible en anglais seulement)

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program. 2015. 2015 Technical report final [PDF]. Main report. The RAMP Regional Aquatics Monitoring Program. [consulté le 24 novembre 2019]. (disponible en anglais seulement)

[RAMP] Regional Aquatics Monitoring Program. [modified 2018]. Monitoring databases: acid sensitive lakes, water quality, sediment quality. Alberta (CA): Alberta Environmental, Monitoring Evaluation and Reporting Agency. [consulté le 24 novembre 2019]. (disponible en anglais seulement)

Rasmussen. 2013. Memo to file. Preliminary result from 2011-2014 CMP(2) boron research. October 10, 2013. Unpublished data. Ottawa (ON): Health Canada, Exposure and Biomonitoring Division. (disponible en anglais seulement)

Rasmussen PE, Levesque C, Butler O, Chénier M, Gardner HD. 2022. Selection of metric for indoor-outdoor source apportionment of metals in PM2.5: mg/kg versus ng/m3. *Indoor Air.* 32(1):e12924. DOI: 10.1111/ina.12924. (disponible en anglais seulement)

Redfield EB, Durnie SM, Zwiazek JJ. 2004. Effects of hypoxia on ion accumulation in wild raspberry (*Rubus idaeus*) exposed to water released from saline oil sands mine tailings. *Environ Exp Bot.* 52(1):1-9. (disponible en anglais seulement)

Registre environnemental des sites [base de données]. 2025. Résultats de la requête pour le site n° 206387. Ontario : gouvernement de l'Ontario. [consulté le 13 janvier 2025]

Reimann C, de Caritat P. 1998. Chemical elements in the environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. Berlin Heidelberg (DE): Springer-Verlag. 398 p. (disponible en anglais seulement)

Renault S, Lait C, Zwiazek JJ, MacKinnon M. 1998. Effect of high salinity tailings waters produced from gypsum treatment of oil sands tailings on plants of the boreal forest. *Environ Pollut.* 102(2-3):177-184. (disponible en anglais seulement)

Renault S, Croser C, Franklin JA, Zwiazek JJ, MacKinnon M. 2001. Effects of consolidated tailings water on red-osier dogwood (*Cornus stolonifera* Michx) seedlings. *Environ Pollut.* 113(1):27-33. (disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2006. Cosmetics fact sheet: to assess the risks for the consumer: updated version for ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 320104001/2006. [consulté le 23 novembre 2020]. (disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2008. Chemicals in toys. A general methodology for assessment of chemical safety of toys with a focus on elements [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM (National Institute for Public Health and the Environment). Report No.: 320003001/2008. Contains erratum d.d.26-01-2015. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2007. Paint products fact sheet: to assess the risks for the consumer: updated version for ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 320104008/2007. [consulté le 23 novembre 2020]. (disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2018. Cleaning products factsheet: default parameters for estimating consumer exposure - updated version 2018 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 2016-0179. Contains erratum d.d. 13-9-2018. [consulté le 14 mai 2020]. (disponible en anglais seulement)

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [National Institute for Public Health and the Environment]. 2022. Do-it-yourself products fact sheet: default parameters for estimating consumer exposure [PDF]. Updated version 2022. Bilthoven (NL): RIVM. Report No.: 2022-0208. [consulté le 18 mai 2023]. (disponible en anglais seulement)

[RNCAN] Ressources naturelles Canada. [modifié le 14 septembre 2021]. Statistiques sur l'industrie minière, 2018. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

Robbins WA, Wei F, Elashoff DA, Wu G, Xun L, Jia J. 2008. Y:X sperm ratio in boron-exposed men. *J Androl.* 29(1):115-121. (disponible en anglais seulement)

Robbins WA, Xun L, Jia J, Kennedy N, Elashoff DA, Ping L. 2010. Chronic boron exposure and human semen parameters. *Reprod Toxicol.* 29(2):184-190. (disponible en anglais seulement)

Rowe RI, Bouzan C, Nabili S, Eckhert CD. 1998. The response of trout and zebrafish embryos to low and high boron concentrations is U-Shaped. *Biol Trace Elem Res.* 66(1-3):261-270. (disponible en anglais seulement)

Rowe RI, Eckhert CD. 1999. Boron is required for zebrafish embryogenesis. *J Exp Biol.* 202(Pt 12):1649-1654. (disponible en anglais seulement)

Ruhl L, Vengosh A, Dwyer GS, Hsu-Kim H, Schwartz G, Romanski A, Smith SD. 2009. The impact of coal combustion residue effluent on water resources: a North Carolina example. *Environ Sci Technol*. 46(21):12226-12233. (disponible en anglais seulement)

Rusch GM, Bowden AM, Muijsers H, Arts J. 2008. Respiratory irritation associated with inhalation of boron trifluoride and fluorosulfonic acid. *Inhal Toxicol*. 20:665-670. (disponible en anglais seulement)

Sah RN, Brown PH. 1997. Techniques for boron determination and their application to the analysis of plant and soil samples. *Plant Soil*. 193(1-2):15-33. (disponible en anglais seulement)

Saiki MK, Jennings MR, Brumbaugh WG. 1993. Boron, molybdenum, and selenium in aquatic food chains from the lower San Joaquin River and its tributaries, California. *Arch Environ Contam Toxicol*. 24(3):307-319. (disponible en anglais seulement)

Sakata M, Natsumi M, Tani Y. 2010. Isotopic evidence of boron in precipitation originating from coal burning in Asian continent. *Geochim J*. 44(2):113-123. (disponible en anglais seulement)

Samman S, Naghii MR, Lyons Wall PM, Verus AP. 1998. The nutritional and metabolic effects of boron in humans and animals. *Biol Trace Elem Res*. 66(1-3):227-235. (disponible en anglais seulement)

Santé Canada. 1990. Le bore. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [accessed 2015 Jan].

Santé Canada. 2007. Le bore en tant qu'ingrédient médicinal dans les produits de santé naturels à administration orale. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en novembre 2014].

Santé Canada. 2012. Projet de décision de réévaluation. Acide borique et ses sels (bore) [PDF]. PRVD2012-03. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 26 octobre 2021].

Santé Canada. 2015. Tableau de la consommation des aliments fondé sur l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes, cycle 2.2, Nutrition (2004), Share file. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté en 2013].

Santé Canada. 2016. Décision de réévaluation RVD2016-01, acide borique et ses sels (bore) [PDF]. PRVD2012-03. 2016-01 Ottawa (Ont.), Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. [consulté le 9 mars 2021].

Santé Canada. 2017a. ARLA– Liste des produits de formulation de l'ARLA - Substance Seule [database]. October 20, 2017. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 1 octobre 2020].

Santé Canada. 2020a. Éthanol de qualité technique pour la fabrication de désinfectants pour les mains et de désinfectants pour surfaces dures pendant la pandémie de COVID-19 : rapport sommaire de l'évaluation des risques. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 4 mai 2020].

Santé Canada. 2020b. Projet de décision de réévaluation. PRVD2020-06. Chlorothalonil et préparations commerciales connexes, employés comme agent de préservation dans les peintures [PDF]. Document de consultation. Ottawa (Ont.), Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Santé Canada. 2022a. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : les cyanobactéries et leurs toxines [PDF]. Document technique. ISBN : 978-0-660-41542-0. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [consulté le 24 mars 2023].

Santé Canada. 2022b. Monographie pour les produits pour le soin des articulations à plusieurs ingrédients. 28 octobre 2022. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 12 octobre 2023].

Santé Canada. 2022c. Monographie des suppléments à l'entraînement. 30 décembre 2022. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 12 octobre 2023].

Santé Canada. 2023a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : bore [PDF]. Ottawa (Ont.), Santé Canada. [consulté le 15 mars 2023].

Santé Canada. 2023c. Monographie des suppléments de multivitamines/minéraux. 31 mars 2023. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 12 octobre 2023].

Santé Canada. 2023d. Tableau de bord sur la biosurveillance canadienne. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 1 novembre 2023].

Santé Canada. [modifié le 3 mai 2017]. Listes des additifs alimentaires autorisés. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 5 mars 2021].

Santé Canada. [modifié le 26 août 2022a]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques : liste des ingrédients dont l'usage est restreint dans les cosmétiques. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

Santé Canada. [modifié le 11 février 2022b]. Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

Santé Canada. [modifié le 2 mars 2022c]. Liste extérieure. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 9 mai 2022].

Santé Canada. [modifié le 3 novembre 2023a]. Résultats de l'établissement des priorités, statuts et résultats des substances figurant sur la Liste révisée des substances commercialisées. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 18 mai 2023].

Santé Canada. [modifié le 23 juin 2023b]. Avis d'intention de modifier le Règlement sur les jouets. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 8 septembre 2023].

Sauvé S, Hendershot W, Allen HE. 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ Sci Technol*. 34(7):1125-1131. (disponible en anglais seulement)

Sayli BS, Tüccar E, Elhan AH. 1998. An assessment of fertility in boron-exposed Turkish subpopulations. *Reprod Toxicol*. 12(3):297-304. (disponible en anglais seulement)

[SCCS] Scientific Committee on Consumer Safety. European Commission. 2010a. Opinion on boron compounds. [consulté le 12 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[SCCS] Scientific Committee on Consumer Safety. European Commission. 2010b. Opinion on sodium perborate and perboric acid. [consulté le 12 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[SCCS] Scientific Committee on Consumer Safety. 2015. The SCCS notes of guidance for the testing of cosmetic ingredients and their safety evaluation [PDF]. 9th revision. European Commission. Report No.: SCCS/1564/15, revised version of 25 April 2016. [consulté le 23 novembre 2020]. (disponible en anglais seulement)

[SCHER] Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2016. Final opinion on estimates of the amount of toy materials ingested by children [PDF]. 8 April 2016. Luxembourg: European Commission, Health and Food Safety Directorate. [consulté le 12 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Schon MK, Blevins DG. 1990. Foliar boron applications increase the final number of branches and pods on branches of field-grown soybeans. *Plant Physiol.* 92(3):602-607. (disponible en anglais seulement)

Schornack JA, Watanabe R, Dillehay SM, Grant S, Stephey DW, Secor G. 1998. Annual soft contact lens solution usage and costs. *Contact Lens Spectrum*. August 1998 Issue. [consulté le 23 novembre 2020]. (disponible en anglais seulement)

Schou JS, Jansen JA, Aggerbeck B. 1984. Human pharmacokinetics and safety of boric acid. *Arch Toxicol Suppl.* 7:232-235. (disponible en anglais seulement)

Schubert DM. 2003. Borates in industrial use. In: Roesky HW, Atwood DA, editors. *Group 13 chemistry III*. Berlin Heidelberg (DE): Springer-Verlag. p. 1-40. (Structure and bonding, vol. 105). (disponible en anglais seulement)

Schubert DM. 2016. Borates in oilfield applications [PDF]. *Oilfield Minerals & Markets Forum*. Houston, Texas. June, 2016. p. 19. (disponible en anglais seulement)

Schubert DM, Brotherton RJ. 2006. Boron: inorganic chemistry. In: King RB, editor. *Encyclopedia of inorganic chemistry*. 2nd ed. Hoboken (NJ): John Wiley & Sons Ltd. (disponible en anglais seulement)

Scialli AR, Bonde JP, Brüske-Hohlfeld I, Culver BD, Li Y, Sullivan FM. 2010. An overview of male reproductive studies of boron with an emphasis on studies of highly exposed Chinese workers. *Reprod Toxicol.* 29(1):10-24. (disponible en anglais seulement)

Scott B, Moore L. 2000. Assessment of the risks to human health posed by azo colourants in toys, writing inks and paper products, and analysis of the advantages and drawbacks of restrictions on their marketing and use [PDF]. Final report. Teddington (GB): Laboratory of the Government Chemist. [consulté le 12 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

SDS Search Tool [database]. 2019. Ottawa (ON): Government of Canada. [updated 2019 Mar 1; accessed 2020 Nov 22]. [accès limité].

Seierstad AJ, Adams VD, Lamarra VA, Hoefs NJ, Hinchee RE. 1983. The evaluation of metals and other substances released into coal mine accrual waters on the Wasatch Plateau Coal Field, Utah. Logan (UT): Utah State University, Utah Water Research Laboratory. (Water Quality Series UWRL/Q-83/09). (disponible en anglais seulement)

Shacklette HT, Erdman JA, Harms TF. 1978. Trace elements in plant foodstuffs. In: Oehme FW, editor. *Toxicity of heavy metals in the environment. Part I*. New York (NY): Marcel Dekker. (disponible en anglais seulement)

Singh M. 1971. Equilibrium adsorption of boron in soils and clays. *Geoderma.* 5(3):209-217. (disponible en anglais seulement)

Smit CE, Moser Th, Römbke J. 2012. A new OECD test guideline for the predatory soil mite *Hypoaspis aculeifer*: results of an international ring test. *Ecotoxicol Environ Saf.* 82:56-62. (disponible en anglais seulement)

Soucek DJ, Dickinson A, Koch BT. 2011. Acute and chronic toxicity of boron to a variety of freshwater organisms. *Environ Toxicol Chem.* 30(8):1906-1914. (disponible en anglais seulement)

[SSD Master] Détermination des concentrations dangereuses à l'aide de distributions des sensibilités des espèces [computer model]. 2010. Version 3. Ottawa (Ont.), Intrinsik Science.

Stantec. 2009. Metals in surface water, sediment, fish and blueberry samples collected near Flin Flon, Manitoba and Creighton, Saskatchewan [PDF]. File No. 160960429. April 2009. Prepared for Hudson Bay Mining and Smelting Co. Ltd. [consulté le 16 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Stantec Consulting Ltd. and Aquaterra Environmental Consulting. 2004. Developmental studies in support of Environment Canada's biological test methods for measuring soil toxicity using earthworms. Unpublished report. Prepared for Method Development and Applications Section, Environmental Technology Centre, Environment Canada. (disponible en anglais seulement)

Statistics Canada. 2017. Custom tabulation of grooming products data from the Canadian Health Measures Survey Cycle 2 (2010-2011). Unpublished report. Prepared by Statistics Canada for Existing Substances Risk Assessment Bureau, Health Canada. (disponible en anglais seulement)

Statistics Canada. [modified 2021]. Canadian International Merchandise Trade Database. Search results for HS 281000, 284011, 284019, 284020, 284030. Ottawa (ON): Statistics Canada. [accessed 2021 Oct 19].

Statistique Canada. 2004. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes - Nutrition (ESCC). Information détaillée pour 2004 (cycle 2.2). Ottawa (Ont.), Statistique Canada. [consulté en 2013].

Statistique Canada. [modified 2018]. Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) Canada. Ottawa (Ont.), Statistique Canada. [modifié le 23 mars 2018; consulté le 24 février 2022].

Stopford W. 2013. Boron in art and craft materials. Unpublished data. Durham (NC): Art and Creative Materials Institute. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)

Stritholt CA, McMillan DA, He T, Baker RA, Barker ML. 2016. A randomized clinical study to assess ingestion of dentifrice by children. *Reg Toxicol Pharmacol*. 75:66-71. (disponible en anglais seulement)

Struijs J, van de Meent D, Peijnenburg WJGM, van den Hoop MAGT, Crommentuijn T. 1997. Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. *Ecotoxicol Environ Saf*. 37(2):112-118. (disponible en anglais seulement)

Study submission. 2016. Unpublished public comments submitted to Environment and Climate Change Canada (ECCC) under the Chemicals Management Plan initiative. Gatineau (QC): ECCC, Program Development and Engagement Division. Internal reference ID ESIG-40190. (disponible en anglais seulement)

Suloway JJ, Roy WR, Skelly TM, Dickerson DR, Schuller RM, Griffin RA. 1983. Chemical and toxicological properties of coal fly ash. Champaign (IL): Illinois State Geological Survey (Publication NTIS PB84-116110). 70 p. (disponible en anglais seulement)

Sutherland B, Strong P, King JC. 1998. Determining human dietary requirements for boron. *Biol Trace Elem Res*. 66(1):193-204. (disponible en anglais seulement)

Swain LG, Walton DG, Phippen B, Lewis H, Brown S, Bamford G, Newsom D, Lundman I. 1998. Water quality assessment and objectives for the Fraser River from Hope to Sturgeon and Roberts Banks [PDF]. First update, technical appendix, Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of British Columbia. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Tarasenko NY, Kasparov AA, Strongina OM. 1972. Effect of boric acid on the generative function in males. *Gig Tr Prof Zabol*. 16(11):13-16. (disponible en anglais seulement)

- Temple PJ, Linzon SN. 1976. Boron as a phytotoxic air pollutant. *J Air Pollut Control Assoc.* 26(5):498-499. (disponible en anglais seulement)
- Temple PJ, Linzon SN, Smith ML. 1978. Fluorine and boron effects on vegetation in the vicinity of a fiberglass plant. *Water Air Soil Pollut.* 10:163-174. (disponible en anglais seulement)
- Thompson JAJ, Davis JC, Drew RE. 1976. Toxicity, uptake and survey studies of boron in the marine environment. *Water Res.* 10(10):869-875. (disponible en anglais seulement)
- ToxEcology Environmental Consulting Ltd. 2012. Technical background study of the electronic and electrical equipment sector. Final report: K2AA1-11-0030 (31st March 2012). [accès limité]. (disponible en anglais seulement)
- ToxEcology Environmental Consulting Ltd. 2014. Evaluating chemicals in textile products in the North American market. Final report for Task 1 with draft report for Task 2: 05 June 2014. K2AA0-13-0024. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)
- Tran H, Mao X, Cameron J, Bair CM. 1999. Autocauticizing of smelt with sodium borates. *Pulp Pap Canada.* 100(9):35-40. (disponible en anglais seulement)
- Treinen KA, Chapin RE. 1991. Development of testicular lesions in F344 rats after treatment with boric acid. *Toxicol Appl Pharmacol.* 107(2):325-335. (disponible en anglais seulement)
- Tsui PTP, McCart PJ. 1981. Chlorinated hydrocarbon residues and heavy metals in several fish species from the Cold Lake area in Alberta, Canada. *Int J Environ Anal Chem.* 10(3):277-285. (disponible en anglais seulement)
- Tsuru Y, Nomura M, Foulkes FR. 2002. Effects of boric acid on hydrogen evolution and internal stress in films deposited from a nickel sulfamate bath. *J Appl Electrochem.* 32:629-634. (disponible en anglais seulement)
- Tüccar E, Elhan AH, Yavuz Y, Şayli BS. 1998. Comparison of infertility rates in communities from boron-rich and boron-poor territories. *Biol Trace Elem Res.* 66:401-407. (disponible en anglais seulement)
- Tugulea 2016. A national survey of disinfection by-products and selected drinking water contaminants in Canadian drinking water (2009-2010). Unpublished database. Ottawa (ON): Health Canada, Exposure and Biomonitoring Division. (disponible en anglais seulement)
- [UBC] University of British Columbia. 1996. Fraser River pulp mill effluents: interpretation of Northwood effluent characterization data, final report, DOE FRAP 1997-10. March 1996. Prepared for Fraser Pollution Abatement Office, Environment Canada. [accès limité]. (disponible en anglais seulement)
- [US CPSC] United States Consumer Product Safety Commission. 2005. Tab H. Human factors affecting sampling on mattress surfaces, migration of flame retardant chemicals in mattress barriers, final rule for the flammability (open flame) of mattress sets. December 2005. Washington (DC): United States Consumer Product Safety Commission, Directorate for Health Sciences. [consulté le 26 octobre 2021]. (disponible en anglais seulement)
- [US CPSC] United States Consumer Product Safety Commission. 2006. Tab D. Quantitative assessment of potential health effects from the use of fire retardant (FR) chemicals in mattresses [PDF]. Washington (DC): United States Consumer Product Safety Commission, Directorate for Health Sciences. [consulté le 26 octobre 2021]. (disponible en anglais seulement)
- [US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1994. Technical resource document. Extraction and beneficiation of ores and minerals, volume 2, gold [PDF]. EPA 530-R-94-013, NTIS PB94-

170-305, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Special Waste Branch. [consulté le 30 mars 2022]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1995. Mineral Products Industry, Chapter 11.15 Glass fiber manufacturing [Internet]. AP-42, 5th Edition, Volume 11. [updated 2018 Nov 19; consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2003. User's Manual Swimmer Exposure Assessment Model (SWIMODEL) Version 3.0 [PDF]. Washington (DC): Office of Pesticides Programs, Antimicrobials Division. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2004. Toxicological review of boron and compounds (CAS No. 7440-42-8). In support of summary information on Integrated Risk Information (IRIS). Washington (DC): National Center for Environmental Assessment. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2010. Final report on acute and chronic toxicity of nitrate, nitrite, boron, manganese, fluoride, chloride and sulfate to several aquatic animal species [PDF]. EPA 905-5-10-002. Chicago (IL): US EPA, Office of Science and Technology Health and Ecological Criteria Division, Region 5 Water Division. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2011. Exposure factors handbook. Washington (DC): US EPA, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. [consulté le 15 novembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2012a. Study of the potential impacts of hydraulic fracturing on drinking water resources [PDF]. Progress report. Washington (DC): Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2012b. Standard operating procedures for residential pesticide exposure assessment [PDF]. October 2012. Washington (DC): Health Effects Division, Office of Pesticide Programs, Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. [consulté le 14 mai 2020]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2015a. Boric acid/sodium salts of boric acid. Human health draft risk assessment for registration review. December 1, 2015. EPA-HQ-OPP-2009-0306-0024. Washington (DC): United States Environmental Protection Agency. [consulté le 7 juillet 2020]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2015b. Memorandum: occupational and residential exposure assessment of the antimicrobial uses of boric acid and salts for the registration review draft risk assessment. EPA-HQ-OPP-2009-0306-0049. November 13, 2015. Washington (DC): Antimicrobials Division, Office of Pesticide Programs. [consulté le 7 juillet 2020]. (disponible en anglais seulement)

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2016. Swimmer Exposure Assessment Model (SWIMODEL). SWIMODEL Spreadsheet Version (1 pg, 71k). Washington (DC): United States Environmental Protection Agency. [consulté le 5 juin 2020]. (disponible en anglais seulement)

[USGS] United States Geological Survey. 1984. Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States [PDF]. Alexandria (VA): U.S. Geological Survey. Geological Survey Professional Paper 1270. [consulté le 10 février 2020]. (disponible en anglais seulement)

[USGS] United States Geological Survey. 2018. 2018 minerals yearbook advance release [PDF]. Alexandria (VA): U.S. Geological Survey. [consulté le 20 octobre 2021]. (disponible en anglais seulement)

[USGS] United States Geological Survey. 2021. Mineral commodity summaries: boron [PDF]. Alexandria (VA): U.S. Geological Survey. [consulté le 20 octobre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Usuda K, Kono K, Yoshida Y. 1997. Serum boron concentration from inhabitants of an urban area in Japan: reference value and interval for the health screening of boron exposure. *Biol Trace Elem Res*. 56(2):167-178. (disponible en anglais seulement)

van den Heuvel MR, Power M, MacKinnon MD, Van Meer T, Dobson EP, Dixon DG. 1999. Effects of oil sands related aquatic reclamation on yellow perch (*Perca flavescens*). I. Water quality characteristics and yellow perch physiological and population responses. *Can J Fish Aquat Sci*. 56(7):1213-1225. (disponible en anglais seulement)

van Limpt JAC. 2007. Modeling of evaporation processes in glass melting furnaces [dissertation] [PDF]. Eindhoven (NL): Technische Universiteit Eindhoven. 272 p. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Wallace JMW, Hannon-Fletcher MPA, Robson PJ, Gilmore WS, Hubbard SA, Strain JJ. 2002. Boron supplementation and activated factor VII in healthy men. *Eur J Clin Nutr*. 56(11):1102-1107. (disponible en anglais seulement)

Wallenberger FT. 2010. Chapter 1, Commercial and experimental glass fibers. In: Wallenberger FT, Bingham PA, editors. *Fiberglass and glass technology. Energy-friendly compositions and applications*. Springer Science + Business Media, LLC 2010. p 3-90. DOI 10.1007/978-1-4419-0736-3_1. (disponible en anglais seulement)

Wang C, Kong Z, Duan L, Deng F, Chen Y, Quan S, Liu X, Cha Y, Gong Y, Wang C, Shi Y, Gu E, Fu Y, Liang D, Giesy JP, Zhang H, Tang S. 2021. Reproductive toxicity and metabolic perturbations in male rats exposed to boron. *Sci Total Environ*. 785:147370. (disponible en anglais seulement)

Wasshausen J, Rangamannar G, Amyotte R, Cordy B. 2006. "Premix": a novel process for improved bleaching of mechanical pulps using a mixture of reductive agents. *Pulp Pap Canada*. 107(3):44-47. (disponible en anglais seulement)

Watson ATD, Sutherland VL, Cunney H, Miller-Pinsler L, Furr J, Hebert C, Collins B, Waidyanatha S, Smith L, Vinke T, Aillon K, Xie G, Shockley KR, McIntyre BS. 2020. Postnatal effects of gestational and lactational gavage exposure to boric acid in the developing Sprague Dawley rat. *Toxicol Sci*. 176(1):65-73. (disponible en anglais seulement)

Wegman DH, Eisen EA, Hu X, Woskie SR, Smith RG, Garabrant DH. 1994. Acute and chronic respiratory effects of sodium borate particulate exposures. *Environ Health Perspect*. 102(Suppl 7):119-128. (disponible en anglais seulement)

Weir RJ, Fisher RS. 1972. Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicol Appl Pharmacol*. 23(3):351-364. (disponible en anglais seulement)

Wester RC, Hui X, Hartway T, Maibach HI, Bell K, Schell MJ, Northington DJ, Strong P, Culver BD. 1998a. In vivo percutaneous absorption of boric acid, borax, and disodium octaborate tetrahydrate in humans compared to in vitro absorption in human skin from infinite to finite doses. *Toxicol Sci*. 45(1):42-51. (disponible en anglais seulement)

Wester RC, Hartway T, Maibach HI, Schell MJ, Northington DJ, Culver BD, Strong P. 1998b. In vitro percutaneous absorption of boric acid, borax and disodium octaborate tetrahydrate in human skin. A summary. *Biol Trace Elem Res*. 66:111-120. (disponible en anglais seulement)

White KB, Liber K. 2018. Early chemical and toxicological risk characterization of inorganic constituents in surface water from the Canadian oil sands first large-scale end pit lake. *Chemosphere*. 211:745-757. (disponible en anglais seulement)

[WHO] World Health Organization. 2009. Boron in drinking-water: background document for the development of WHO guidelines for drinking-water quality [PDF]. Guidelines for drinking-water quality (WHO/HSE/WSH/09.01/2). Geneva (CH): World Health Organization. (disponible en anglais seulement)

[WHO] World Health Organization. 2010. Characterization and application of physiologically based pharmacokinetic models in risk assessment. Harmonization Project Document No. 9. Geneva (CH): World Health Organization. (disponible en anglais seulement)

Whorton MD, Haas J, Trent L. 1994. Reproductive effects of inorganic borates on male employees: birth rate assessment. *Environ Health Perspect*. 102(Suppl 7):129-132. [consulté le 15 décembre 2021]. (disponible en anglais seulement)

Wilding JL, Smith WJ, Yevich P, Sicks ME, Ryan SG, Punte CL. 1959. The toxicity of boron oxide. *Am Ind Hyg Assoc J*. 20(4):284-289. (disponible en anglais seulement)

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

Williams LB, Wieser ME, Fennell J, Hutcheon I, Hervig RL. 2001. Application of boron isotopes to the understanding of fluid-rock interactions in a hydrothermally stimulated oil reservoir in the Alberta Basin, Canada. *Geofluids*. 1(3):229-240. (disponible en anglais seulement)

Woods WG. 1994. An introduction to boron: history, sources, uses, and chemistry. *Environ Health Perspect*. 102(Suppl 7):5-11. (disponible en anglais seulement)

Wu XM, Bennett DH, Ritz B, Cassady DL, Lee K, Hertz-Picciotto I. 2010. Usage pattern of personal care products in California households. *Food Chem Toxicol*. 48(11): 3109-3119. (disponible en anglais seulement)

Yazbeck C, Kloppmann W, Cottier R, Sahuquillo J, Debotte G, Huel G. 2005. Health impact evaluation of boron in drinking water: a geographical risk assessment in Northern France. *Environ Geochem Health*. 27(5-6):419-427. (disponible en anglais seulement)

Zhao ZQ, Liu CQ. 2010. Anthropogenic inputs of boron into urban atmosphere: evidence from boron isotopes of precipitations in Guiyang City, China. *Atmos Environ*. 44(34):4165-4171. (disponible en anglais seulement)

Annexes

Annexe A. Liste non exhaustive des substances contenant du bore qui sont des précurseurs ou non de l'acide borique

La présente évaluation porte sur une entité courante, qui est préoccupante, soit l'acide borique. Les produits chimiques contenant du bore figurant sur la *Liste intérieure des substances* (LIS; et les formes hydratées connexes qui ne figurent pas sur la LIS) et la Liste révisée des substances commercialisées (LRSC) au moment de la rédaction de la première évaluation préalable ont été évalués en fonction de leur potentiel à être des sels ou des précurseurs de l'acide borique (Environnement Canada et Santé Canada, 2014). Une liste non exhaustive des substances dont on a déterminé qu'ils étaient des sels ou des précurseurs de l'acide borique est présentée au tableau A-1, et une liste non exhaustive des substances considérées comme n'étant des précurseurs est présentée au tableau A-2. Au total, 126¹² numéros au registre CAS ont été identifiés comme des sels ou des précurseurs de l'acide borique. Ces numéros comprennent les 19 substances désignées comme étant prioritaires pour l'évaluation (14 substances ont été désignées comme étant prioritaires pour des mesures supplémentaires pendant la catégorisation et 5 substances ont été jugées prioritaires par d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié, 2017])). De plus, 6 des substances figurent sur la LRSC, 15 sont des formes hydratées de substances inscrites sur la LIS et 3 sont des minéraux importants sur le plan commercial. Ces substances supplémentaires (par exemple, les formes hydratées de substances inscrites sur la LIS, qui ne sont pas inscrites sur la LIS parce qu'elles sont considérées comme des mélanges; les substances contenant du bore figurant sur d'autres listes réglementaires ou administratives canadiennes; ou d'autres substances commercialisées au Canada qui peuvent être des précurseurs de l'acide borique) sont considérées comme des contributeurs potentiels à la présence d'acide borique dans l'environnement, font partie du tableau ci-dessous et sont analysées plus en détail dans Environnement Canada et Santé Canada (2014). La plupart de ces autres substances d'intérêt se sont vues attribuer un code SH, avec lequel on a demandé des données sur les importations à l'ASFC.

¹² Le regroupement de la première évaluation préalable comprenait 130 no CAS. On a retiré 4 substances de ce groupe, parmi lesquelles 3 (no CAS 102-98-7, 6273-99-0 et 10192-46-8) ont été éliminés de la LRSC en 2022, car on a déterminé qu'elles n'étaient pas associées à une activité commerciale au Canada en vue d'une utilisation dans des produits au titre de la *Loi sur les aliments et drogues* (Santé Canada [modifié 2023a]). En outre, une substance de la *Liste extérieure* (no CAS 16903-52-9) a été éliminée, car elle n'est pas associée à une activité commerciale au Canada dépassant le seuil précisé dans le *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles (substances chimiques et polymères)* (Santé Canada [modifié 2022c]). Toutefois, ces 4 substances respectent toujours la définition des substances contenant du bore qui sont des précurseurs de l'acide borique.

Tableau A-1. Liste non exhaustive de substances du groupe de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
1303-86-2 ^b	Trioxyde de dibore (B_2O_3)	Oxyde de bore	Acides boriques	LI
10043-35-3 ^a	Trihydroxydobore (H_3BO_3)	Acide borique	Acides boriques	LI
11113-50-1 ^b	Acide borique (brut naturel)	Acide borique	Acides boriques	LI
13460-50-9	Hydroxydooxydobore (HBO_2)	Acide métaborique (forme α)	Acides boriques	LI
13460-51-0	2,4,6-Trihydroxy-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinane	Acide métaborique (forme γ)	Acides boriques	LRSC
1303-96-4 ^a	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium décahydraté ($B_4Na_2O_7 \cdot 10H_2O$) [tétraborate de disodium décahydraté]	Borax	Borates	LI
1318-33-8	Hexaborate de dicalcium pentahydraté ($Ca_2B_6O_{11} \cdot 5H_2O$)	Colemanite	Borates	N.D. ^c
1319-33-1	Pentaborate de calcium et de sodium dihydraté [$CaNaH_{12}(BO_3)_5 \cdot 2H_2O$]	Ulexite	Borates	N.D. ^c
1330-43-4 ^a	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium ($B_4Na_2O_7$)	Tétraborate de sodium	Borates	LI
1332-07-6 ^a	Diborate de trizinc	Borate de zinc	Borates	LI
1332-77-0	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de dipotassium ($B_4K_2O_2$)	Tétraborate de potassium	Borates	LI
1333-73-9	Borate de trisodium	Borate de sodium	Borates	LI
7632-04-4 ^a	(Oxoboryl)dioxydanide [$HBO(O_2)$] de sodium	Perborate de sodium	Borates	LI
7775-19-1	Oxydo(oxo)borane de sodium	Borate de sodium	Borates	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
10332-33-9 ^b	(Oxoboryl)dioxydanide [HBO(O ₂)] de sodium monohydraté	Perborate de sodium monohydraté	Borates	LI
10486-00-7	(Oxoboryl)dioxydanide [HBO(O ₂)] de sodium tétrahydraté	Perborate de sodium tétrahydraté	Borates	N.D. ^d
10555-76-7	Oxydo(oxo)borane de sodium tétrahydraté (Na ₂ B ₂ O ₄ ·8H ₂ O)	Métaborate de sodium tétrahydraté	Borates	N.D. ^d
11128-29-3	[3,5-Di(hydroxy-κO)-1,7-dioxotétraboroxanato(2-)](oxo)borate(1-) de potassium (B ₅ KO ₈)	Pentaborate de potassium	Borates	LI
11128-98-6	Borate de triammonium	Borate d'ammonium	Borates	LRSC
11138-47-9 ^b	(Oxoboryl)dioxydanide de sodium	Perborate de sodium anhydre	Borates	LI
12007-60-2 ^a	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de lithium (B ₄ Li ₂ O ₇)	Tétraborate de lithium	Borates	LI
12007-89-5 ^a	(7-Oxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonan-3-yl)oxy-oxoborane d'ammonium [(NH ₄)B ₅ O ₈]	Pentaborate d'ammonium	Borates	LI
12008-41-2	(9,11-Dioxydo-5-oxoboranyloxy-2,4,6,8,10,12,13-heptaoxa-1,3,5,7,9,11-hexaborabicyclo[5.5.1]tridécan-3-yl)oxy-oxoborane de disodium (B ₈ Na ₂ O ₁₃)	Octaborate de disodium	Borates	LI
12045-78-2	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de dipotassium (B ₄ K ₂ O ₇) tétrahydraté	Tétraborate de potassium tétrahydraté	Borates	N.D. ^d
12045-88-4	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium pentahydraté	Borax pentahydraté	Borates	N.D. ^d

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
12046-04-7	2,4,8,10-Tétrahydroxy-1,3,5,7,9,11-hexaoxa-2,4,8,10-tétrabora-6-boranuidaspiro[5.5]undécane d'ammonium dihydraté	Pentaborate d'ammonium tétrahydraté	Borates	N.D. ^d
12179-04-3	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium pentahydraté	Borax pentahydraté	Borates	N.D. ^d
12229-12-8	Pentaborate d'ammonium tétrahydraté	Pentaborate d'ammonium tétrahydraté	Borates	N.D. ^d
12229-13-9	[3,5-Di(hydroxy-κO)-1,7-dioxotétraboroxanato(2-)](oxo)borate(1-) de potassium (B ₅ KO ₈), tétrahydraté	Pentaborate de potassium octahydraté	Borates	N.D. ^d
12267-73-1	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium (B ₄ Na ₂ O ₇) hydraté (1:?)	Heptaoxytétraborate de disodium	Borates	N.D. ^d
12271-95-3 ^a	3,7-Dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de diargent (B ₄ Ag ₂ O ₇) de bore	Tétraborate de diargent	Borates	LI
12280-01-2	Triborate de zinc monohydraté	Hexaborate de zinc (Firebrake)	Borates	N.D. ^d
12280-03-4	(9,11-Dioxydo-5-oxoboranyloxy-2,4,6,8,10,12,13-heptaoxa-1,3,5,7,9,11-hexaborabicyclo[5.5.1]tridécane-3-yl)oxy-oxoborane de disodium (B ₈ Na ₂ O ₁₃) tétrahydraté	Octaborate de disodium tétrahydraté (DOT)	Borates	N.D. ^d
12291-65-5	Hexaborate de dicalcium pentahydraté (Ca ₂ B ₆ O ₁₁ ·5H ₂ O)	Colemanite	Borates	N.D. ^c

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
12447-61-9	Bis{2-[(4,6-Dioxydo-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinan-2-yl)oxy]-4,6-dioxydo-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinane de dizinc} ($B_6Zn_2O_{11}$) pentadécahydraté	Borate de zinc	Borates	N.D. ^d
12767-90-7 ^a	2-[(4,6-Dioxydo-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinan-2-yl)oxy]-4,6-dioxydo-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinane de dizinc ($B_6Zn_2O_{11}$)	Borate de zinc	Borates	LI
13453-69-5 ^a	Oxydo(oxo)borane de lithium	Métaborate de lithium	Borates	LI
13701-59-2	Oxydo(oxo)borane de baryum	Métaborate de baryum	Borates	LI
13701-64-9	Oxydo(oxo)borane de calcium	Métaborate de calcium	Borates	LI
13709-94-9	Oxydo(oxo)borane de potassium	Métaborate de potassium	Borates	LI
13840-56-7 ^b	Borate de sodium	Orthoborate de sodium	Borates	LI
16800-11-6	Oxydo(oxo)borane de sodium dihydraté ($Na_2B_2O_4 \cdot 4H_2O$)	Métaborate de sodium dihydraté	Borates	N.D. ^d
20786-60-1	Dihydrogénoborate de potassium	Orthoborate de potassium	Borates	LI
22694-75-3	Borate de triammonium	Borate d'ammonium	Borates	LRSC
27522-09-4	Dihydrogénoborate d'ammonium	Borate d'ammonium	Borates	LRSC
68442-99-9	Complexes de borate et de bis(7,7-diméthyl octanoate) de manganèse	Néodécanoate de manganèse et de bore	Borates	LI
68457-13-6 ^a	Complexes de borate et de bis(7,7-diméthyl octanoate) de cobalt	Néodécanoate de cobalt et de bore	Borates	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
138265-88-0	Bis[5,11-bis(oxoboryoxy)-1,5,7,11-tétrabory-2,4,6,8,10,12,13-heptaoxy-3,9-dizincy[012.1 ^{1,7}]dicycle (B ₁₂ Zn ₄ (OH) ₁₄ O ₁₅) heptahydraté	Borate de zinc (Firebrake)	Borates	N.D. ^d
149749-62-2	Borate de zinc monohydraté [(4ZnO).B ₂ O ₃ .H ₂ O)	Borate de zinc	Borates	N.D. ^d
102-24-9	2,4,6-Triméthoxy-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinane	Triméthoxyb oroxine	Esters de borate	LI
121-43-7	Borate de triméthyle	Borate de triméthyle	Esters de borate	LI
150-46-9	Borate de triéthyle	Borate de triéthyle	Esters de borate	LI
2467-16-5	Borate de tricyclohexyle	Borate de tricyclohexyl e	Esters de borate	LI
2665-13-6	2,2'-[1,3-Butanediylbis(oxy)]bis(4-méthyl-1,3,2-dioxaborinane)	Diborate de tributylènegl ycol	Esters de borate	LI
5743-34-0	Bis{2,3-dihydroxy-3-[2-hydroxy-5-(hydroxyméthyl)-1,3,2-dioxaborolan-4-yl]propanoate} monocalcique	Boroglucona te de calcium	Esters de borate	LI
7091-41-0	3,9-Bis(4-méthylphényl)-2,4,8,10-tétraoxa-3,9-diboraspiro[5.5]undécane	S.O.	Esters de borate	LI
14697-50-8	2,2'-Oxybis(4,4,6-triméthyl-1,3,2-dioxaborinane)	Diborate d'hexylènegl ycol	Esters de borate	LI
51136-86-8	Borate de tris(2-éthylhexanoyle)	S.O.	Esters de borate	LI
67859-60-3	2,4,6-Tris(2-éthylhexoxy)-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinane	Métaborate de tris(2-éthylhexyle)	Esters de borate	LI
68130-12-1	Acide 2-aminoéthoxyboronique	MEA-borate	Esters de borate	LRSC
68298-96-4	Acide 2-(2-hydroxyéthylamino)éthoxybo ronique	DEA-borate	Esters de borate	LI
71889-05-9	Acide {[bis-4,4'-(3,5-diméthylanilino)]-(2,6-dichlorophényl)}méthoxyboro nique	S.O.	Esters de borate	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
89325-22-4	(9Z)-Octadéc-9-énoate de (2-hydroxy-1,3,2-dioxaborolan-4-yl)méthyle	S.O.	Esters de borate	LI
10377-81-8	Acide 2-aminoéthoxyboronique	MEA-borate	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LI
26038-87-9	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2-aminoéthanol	MEA-borate	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LI
26038-90-4	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 1-aminopropan-2-ol	MIPA-borate	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LI
68003-13-4	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 1-aminopropan-2-ol (1:1)	MIPA-borate	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LRSC
68586-07-2	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2-aminoéthanol (1:1)	Orthoborate d'éthanolamine	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LI
68797-44-4	Borate de tris(2-aminoéthyle)	Borate de monoéthanolamine	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LI
93964-50-2	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2-amino-2-méthylpropan-1-ol	S.O.	Esters de borate (borate de monoalcanolamine)	LI
64612-24-4	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2,2'-azanediyl-diéthanol (1:1)	Orthoborate de diéthanolamine	Esters de borate (polyborate de dialcanolamine)	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
67952-33-4	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2,2'-azanediyl-diéthanol	Orthoborate de diéthanolamine	Esters de borate (polyborate de dialcanolamine)	LI
68425-66-1	Composé d'acide borique et de 2,2'-azanediyl-diéthanol	Borate de diéthanolamine	Esters de borate (polyborate de dialcanolamine)	LI
68954-07-4	Acide borique, produits de réaction avec le 2,2'-azanediyl-diéthanol	S.O.	Esters de borate (polyborate de dialcanolamine)	LI
10049-36-2	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2,2',2''-nitrilotriéthanol	Borate de triéthanolamine	Esters de borate (borate de trialcanolamine)	LI
10220-75-4	Composé d'acide borique (H_3BO_3) et de 2,2',2''-nitrilotriéthanol (1:1)	Borate de triéthanolamine	Esters de borate (borate de trialcanolamine)	LI
68512-53-8	Acide borique (H_3BO_3), produits de réaction avec le 2,2'-azanediyl-diéthanol et le 2,2',2''-nitrilotriéthanol	S.O.	Esters de borate (polyborate de monoalcanolamine et de trialcanolamine)	LI
75-23-0	(Éthanamine)(trifluoro)bore	Trifluoroborane d'éthanamine	Halogénures de bore	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
109-63-7	(Éthoxyéthane)(trifluoro)bore	Trifluoroborane d'éthoxyéthane	Halogénures de bore	LI
368-39-8	Tétrafluoroborate(1-) de triéthylxonium	Fluoroborate de triéthylxonium	Halogénures de bore	LI
456-27-9	Tétrafluoroborate de 4-nitrobenzènediazonium	Tétrafluoroborate de 4-nitrobenzènediazonium	Halogénures de bore	LI
592-39-2	Trifluoro(pipéridine)bore	Trifluoro(pipéridine)bore	Halogénures de bore	LI
2145-24-6	Tétrafluoroborate(1-) de 4-sulfobenzènediazonium	S.O.	Halogénures de bore	LI
7445-38-7	Trifluoroborane de <i>N</i> -benzyl-1-phénylméthanamine	Complexe de trifluorure de bore et de dibenzylamine	Halogénures de bore	LI
7637-07-2	Trifluorure de bore	Trifluorure de bore	Halogénures de bore	LI
10294-33-4	Tribromure de bore	Tribromure de bore	Halogénures de bore	LI
10294-34-5	Trichlorure de bore	Trichlorure de bore	Halogénures de bore	LI
13755-29-8	Tétrafluoroborate(1-) de sodium	Fluoroborate de sodium	Halogénures de bore	LI
13814-96-5 ^a	Bis[tétrafluoroborate(1-)] de plomb(2+)	Fluoroborate de plomb	Halogénures de bore	LI
13814-97-6	Bis[tétrafluoroborate(1-)] d'étain(2+)	Fluoroborate d'étain	Halogénures de bore	LI
13826-83-0 ^a	Tétrafluoroborate(1-) d'ammonium	Fluoroborate d'ammonium	Halogénures de bore	LI
14075-53-7	Tétrafluoroborate(1-) de potassium	Fluoroborate de potassium	Halogénures de bore	LI
14486-19-2 ^a	Bis[tétrafluoroborate(1-)] de cadmium(2+)	Fluoroborate de cadmium	Halogénures de bore	LI
16872-11-0	Tétrafluoroborate(1-) d'hydrogène	Acide fluoroborique	Halogénures de bore	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
34762-90-8	Trichloro(<i>N,N</i> -diméthyl-octan-1-amine)bore	S.O.	Halogénures de bore	LI
36936-37-5	Bis[tétrafluoroborate(1-)] de 3-{ <i>N</i> -éthyl-[3-méthyl-4-({4-[2-(triméthylammonio)acétyl]phényl}diazényl)anilino]}-2-hydroxy- <i>N,N,N</i> -triméthyl-1-propanaminium	S.O.	Halogénures de bore	LI
72140-65-9	Tétrafluoroborate(1-) de (1-cyanopropan-2-yl)(dodécyl)éthylsulfanium	S.O.	Halogénures de bore	LI
74-94-2	Trihydrure(<i>N</i> -méthylméthanamine)bore	Diméthylamine borane	Boranes	LI
7337-45-3	Trihydrure(2-méthylpropan-2-amine)bore	<i>tert</i> -Butylamine borane	Boranes	LI
12386-10-6	Octahydrotriborate de <i>N,N,N</i> -triméthylméthanaminium	Octahydrotriborate de tétraméthylammonium	Boranes	LI
16940-66-2	Tétrahydridoborate(1-) de sodium	Borohydrure de sodium	Boranes	LI
19287-45-7	Diborure d'hexahydrogène	Diborane	Boranes	LI
98-80-6	Acide phénylboronique	Acide phénylboronique	Composés organiques de bore	LI
143-66-8	Tétraphénylborate(1-) de sodium	Tétraphénylborate de sodium	Composés organiques de bore	LI
3262-89-3	2,4,6-Triphényl-1,3,5,2,4,6-trioxatriborinane	Triphénylboroxine	Composés organiques de bore	LI
13331-27-6	Acide (3-nitrophényl)boronique	Acide (3-nitrophényl)boronique	Composés organiques de bore	LI
66472-86-4	Acide (3-aminophényl)boronique sulfate (2:1)	Acide 3-aminophénylborique hémisulfate	Composés organiques de bore	LI
91782-44-4	Éthane-1,2-diol, produits de réaction avec le 3,7-dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium (B ₄ Na ₂ O ₇)	Borate de disodium, produits de réaction avec	Composés organiques	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
		l'éthylène glycol		
39405-47-5	Dextrine, produits de réaction avec l'acide borique	Dextrine boratée	UVCB	LI
58450-10-5	2-Boronooxy-3,4,5,6,7-pentahydroxyheptanoate de sodium	S.O.	UVCB	LI
68131-51-1	Caséines boratées	Caséine boratée	UVCB	LI
68411-21-2	Borate de sodium (B_5NaO_8), produits de réaction avec le propane-1,2-diol	S.O.	UVCB	LI
68411-22-3	Acide phosphorique, produits de réaction avec l'hydroxyde d'aluminium et l'acide borique (H_3BO_3)	S.O.	UVCB	LI
68511-18-2	Borate d'amidon	Borate d'amidon	UVCB	LI
68610-78-6	Anhydride acétique, produits de réaction avec le trifluorure de bore et le 1,5,9-triméthylcyclododéca-1,5,9-triène	S.O.	UVCB	LI
68855-38-9	Acide formique, produits de réaction avec le trifluorure de bore et le (1 <i>R</i> ,2 <i>S</i> ,7 <i>S</i> ,9 <i>S</i>)-3,3,7-triméthyl-8-méthylidènetricyclo[5.4.0.0 ^{2,9}]undécane	Formate de longifolène	UVCB	LI
69898-30-2	Amidon hydrolysé en milieu basique, estérifié en borate	S.O.	UVCB	LI
72066-70-7	Lessives de sulfite et lessives de cuisson usées, boratées	S.O.	UVCB	LI
90530-04-4	Propan-2-ol, produits de réaction avec le trifluorure de bore et le 5-éthylidènebicyclo[2.2.1]hept-2-ène	S.O.	UVCB	LI
91770-03-5	Acides gras de tallöl, produits de réaction avec l'acide borique (H_3BO_3) et le 2,2'-azanediylldiéthanol	S.O.	UVCB	LI

N° CAS	Dénomination chimique	Nom commun	Classe chimique	Liste
93924-91-5	Acide borique (H ₃ BO ₃), produits de réaction avec le bis[2-alc(C ₁₆₋₁₈ saturé et C ₁₆₋₁₈ insaturé)oxyéthyl]amine	S.O.	UVCB	LI
121053-02-9	Sels surbasiques de calcium d'acides sulfoniques de pétrole, produits de réaction avec l'acide acétique, l'acide borique et l'acide 12-hydroxyoctadécanoïque	S.O.	UVCB	LI
124751-09-3	Caséines, produits de réaction avec l'hydroxyde d'ammonium, le 3,7-dioxydo-2,4,6,8,9-pentaoxa-1,3,5,7-tétraborabicyclo[3.3.1]nonane de disodium (B ₄ Na ₂ O ₇), l'hydroxyde de sodium et le phosphate de trisodium	S.O.	UVCB	LI
125328-30-5	Amidon hydrolysé à l'acide, boraté	S.O.	UVCB	LI
127087-85-8	Acide borique (H ₃ BO ₃), produits de réaction avec le 2-(butylamino)éthanol et le 2,2'-azanediylldiéthanol	S.O.	UVCB	LI
129783-46-6	Tétrafluoroborate(1-) d'hydrogène, produits de réaction avec le 2-(éthylsulfanyl)éthanol	S.O.	UVCB	LI

Abréviations : S.O., sans objet; N.D., non disponible; LI, *Liste intérieure*; LRSC, *Liste révisée des substances commercialisées*; UVCB, substance de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques

^a Substance répondant aux critères de catégorisation (ECCC, SC [modifié en 2017]).

^b Cette substance ne répondait pas aux critères de catégorisation, mais elle a été priorisée par d'autres mécanismes (ECCC, SC [modifié en 2017]).

^c Substance ayant une importance commerciale.

^d Hydrate d'une substance inscrite sur la LI.

Tableau A-2. Liste non exhaustive des substances considérées comme n'étant pas des précurseurs de l'acide borique

numéro au registre CAS	Nom de la substance chimique	Classe de substance chimique	Liste
7440-42-8	Bore	Bore élémentaire	LIS

numéro au registre CAS	Nom de la substance chimique	Classe de substance chimique	Liste
50815-87-7	Silicate de borate de sodium	Borates	LIS
59794-15-9	Silicate de borate de calcium	Borates	LIS
65997-17-3	Verre, oxyde, produits chimiques	Borates	LIS
10043-11-5	Nitrure de bore (BN)	Borures	LIS
12008-21-8	Lanthanum boride (LaB 6), (OC-6-11)-	Borures	LIS
12045-63-5	Boride de titane (TiB2)	Borures	LIS
12069-32-8	Carbure de bore (B4C)	Borures	LIS

Abréviation : LI = Liste intérieure

Annexe B. Données écotoxicologiques sur les sédiments

Tableau B-1. Données existantes sur la toxicité dans les sédiments

Groupe	Nom de l'espèce (nom commun)	Paramètre et durée	Réponse	Concentration produisant des effets	Référence
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i> (larve de chironome)	CSEO, 28 j	Multiple ^a	37,8 mg B/kg	Gerke et al. 2011 a ^b
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CMEQ, 28 j	Multiple ^a	> 37,8 mg B/kg	Gerke et al. 2011 a ^b
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO, 28 j	Survie, émergence	20,4 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CMEQ, 28 j	Survie, émergence	43,3 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₁₀ à 28 j	Survie	43 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₅₀ à 28 j	Survie	46,5 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₁₀ à 28 j	Émergence	40,8 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CE ₅₀ à 28 j	Émergence	50,2 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c

Groupe	Nom de l'espèce (nom commun)	Paramètre et durée	Réponse	Concentration produisant des effets	Référence
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO, 28 j	Multiple ^d	43,3 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CME0, 28 j	Multiple ^d	> 43,3 mg B/L	Gerke et al. 2011b ^c
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO, 28 j	Mortalité, émergence	180 mg B/kg	Hoofman et al. 2000
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CME0, 28 j	Mortalité, émergence	320 mg B/kg	Hoofman et al. 2000
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₅₀ à 28 j	Mortalité	278 mg B/kg	Hoofman et al. 2000
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CSEO, 28 j	Mortalité, émergence	32 mg B/L	Hoofman et al. 2000
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CME0, 28 j	Mortalité, émergence	59 mg B/L	Hoofman et al. 2000
Invertébrés	<i>Chironomus riparius</i>	CL ₅₀ à 28 j	Mortalité	49 mg B/L	Hoofman et al. 2000
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i> (Lampsile siliquoïde)	CSEO, 21 j	Survie	254,9 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Cl ₂₅ à 21 j	Survie	363,1 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	CSEO, 21 j	Survie	31,6 mg B/L	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Cl ₂₅ à 21 j	Survie	45,0 mg B/L	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	CSEO, 21 j	Croissance	80,6 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Cl ₂₅ à 21 j	Croissance	310,6 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	CSEO, 21 j	Croissance	10 mg B/L	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Cl ₂₅ à 21 j	Croissance	38,5 mg B/L	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i> (ver aquatique)	CSEO, 28 j	Survie	100,8 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CSEO, 28 j	Survie	12,5 mg B/L	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Cl ₂₅ à 28 j	Survie	12,7 mg B/L	Hall et al. 2014

Groupe	Nom de l'espèce (nom commun)	Paramètre et durée	Réponse	Concentration produisant des effets	Référence
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CSEO, 28 j	Croissance	201,6 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Cl ₂₅ à 28 j	Croissance	235,5 mg B/kg	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CSEO, 28 j	Croissance	25 mg B/L	Hall et al. 2014
Invertébrés	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Cl ₂₅ à 28 j	Croissance	25,9 mg B/L	Hall et al. 2014

Abréviations : CE_x = concentration dont on estime qu'elle cause un effet sur 10 % des organismes traités; IC_x = concentration d'une substance qu'on estime causer une certaine inhibition qui se manifeste chez x % des organismes à l'étude; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé; CME0 = concentration minimale entraînant un effet observé;

^a Survie, émergence, temps d'émergence (mâle, femelle, total), taux de développement (mâle, femelle, total)

^b Essai effectué à l'aide de sédiments enrichis.

^c Essai effectué avec de l'eau enrichie.

^d Temps d'émergence (mâle, femelle, total), taux de développement (mâle, femelle, total)

Annexe C. Données sur la toxicité dans le sol

Tableau C-1. Ensemble de données sur la toxicité chronique utilisé pour établir la distribution de la sensibilité des espèces présentes dans le sol

Groupe	Nom de l'espèce (nom commun)	Paramètre et durée	Réponse	Concentration produisant des effets mg B/kg (moyenne géographique)	Référence
Invertébrés	<i>Folsomia candida</i> (collembole nivicole)	CE ₁₀ après 28 à 42 j	Reproduction	5,5	Amorim et al. 2012
Plante (monocotylédone)	<i>Zea mays</i> (maïs)	CE ₁₀ à 70 j	Croissance (production de pousses)	7,2	Hosseini et al. 2007; ARCHE 2010
Invertébrés	<i>Enchytraeus albidus</i> (ver blanc)	CE ₁₀ après 28 à 42 j	Reproduction	8,5 (moyenne géographique; <i>n</i> = 2).	Amorim et al. 2012
Plante (monocotylédone)	<i>Elymus lanceolatus</i> (élyme lancéolé)	Cl ₂₀ à 21 j	Émergence	9,6	Anaka et al. 2008

Plante (monocotylédone)	<i>Avena sativa</i> (avoine)	CE ₁₀ à 14 j	Biomasse des pousses	11	Förster et Becker 2009
Plante (dicotylédone)	<i>Medicago sativa</i> (luzerne)	CSEO, 45 j	Production de pousses	13,35 (moyenne géographique; $n = 12$).	Gestring and Soltanpour 1987
Plante (dicotylédone)	<i>Brassica napus</i> (colza)	CE ₁₀ à 14 j	Biomasse des pousses	13,9	Förster et Becker 2009
Invertébrés	<i>Enchytraeus luxuriosus</i> (lombric)	CE ₁₀ à 28 j	Reproduction	17	Moser et Becker 2009d
Invertébrés	<i>Enchytraeus luxuriosus</i> (lombric)	CE ₁₀ à 28 j	Reproduction	22,5	Moser et Becker 2009c
Invertébrés	<i>Hypoaspis aculeifer</i> (acarion prédateur)	CE ₁₀ à 14 j	Reproduction	22,7	Moser et Scheffczyk 2009
Invertébrés	<i>Onychiurus folsomi</i>	CE ₂₀ à 35 j	Reproduction	24,1 (moyenne géographique; $n = 2$).	ESG International Inc. et Aquaterra Environmental Consulting Ltd. 2003
Invertébrés	<i>Eisenia andrei</i> (lombric)	Cl ₂₀ après 56 à 63 j	Reproduction (masse sèche de juvéniles)	24,8 (moyenne géographique; $n = 6$).	Stantec Consulting Ltd. et Aquaterra Environmental Consulting 2004
Plante (arbre)	<i>Picea glauca</i> (épinette blanche)	Cl ₂₅ à 35 j	Longueur des racines	27,7 (moyenne géographique; $n = 3$).	Environnement Canada 2014c
Plante (arbre)	<i>Betula papyrifera</i> (bouleau à papier)	Cl ₂₅ à 28 j	Longueur des racines	28,25 (moyenne géographique; $n = 3$).	Environnement Canada 2014c

Plante (monocotylédone)	<i>Calamagrostis canadensis</i> (calamagrostide du Canada)	Cl ₂₅ à 14 j	Longueur des racines	36,45 (moyenne géographique; <i>n</i> = 4).	Environnement Canada 2014c
Plante (arbre)	<i>Populus tremuloides</i> (peuplier blanc)	Cl ₂₅ à 21 j	Longueur des racines	42,7 (moyenne géographique; <i>n</i> = 3).	Environnement Canada 2014c
Invertébrés	<i>Poecilus cupreus</i> (Zabre des céréales)	CE ₁₀ à 21 j	Taux d'alimentation	47,5	Moser et Becker 2009e
Plante (eudicotylédone)	<i>Solidago canadensis</i> (verge d'or du Canada)	Cl ₂₅ à 21 j	Longueur des pousses (cm)	48,1 (moyenne géographique; <i>n</i> = 3).	Environnement Canada 2014c
Invertébrés	<i>Dendrodrilus rubidus</i> (lombric)	Cl ₂₅ à 56 j	Reproduction	58,8 (moyenne géographique; <i>n</i> = 2).	Environnement Canada 2014c
Plante (arbre)	<i>Picea mariana</i> (épinette noire)	Cl ₂₅ à 35 j	Longueur des racines	60,2 (moyenne géographique; <i>n</i> = 5).	Environnement Canada 2014c
Plante (arbre)	<i>Pinus banksiana</i> (Pin gris)	Cl ₂₅ à 14 j	Longueur des racines	61,1 (moyenne géographique; <i>n</i> = 3).	Environnement Canada 2014c
Invertébrés	<i>Eisenia fetida</i> (ver du fumier)	CE ₁₀ à 56 j	Reproduction	70,1	Moser et Becker, 2009a
Invertébrés	<i>Caenorhabditis elegans</i> (nématode)	CE ₁₀ à 4 j	Reproduction	86,7	Moser et Becker, 2009b

Abréviations : CE_x = concentration dont on estime qu'elle cause un effet sur 10 % des organismes traités; Cl_x = concentration dont on estime qu'elle cause une certaine inhibition qui se manifeste chez x % des organismes à l'étude; CSEO = concentration sans effet observé;

Annexe D. Estimation de l'exposition par les milieux naturels, les aliments et l'eau potable

Tableau D-1. Facteurs généraux de l'exposition humaine pour différents groupes d'âge et différents scénarios^a

Groupes d'âge	Poids corporel (kg)	Taux d'inhalation (m ³ /jour)	Taux d'ingestion de sol (µg/jour)	Taux d'ingestion de poussière (µg/jour)
0 à 5 mois	6,3	3,7	S. O.	21,6
6 à 11 mois	9,1	5,4	7,3	27,0
1 an	11	8,0	8,8	35,0
2 à 3 ans	15	9,2	6,2	21,4
4 à 8 ans	23	11,1	8,7	24,4
9 à 13 ans	42	13,9	6,9	23,8
14 à 18 ans	62	15,9	1,4	2,1
Adultes (19 ans et plus)	74	15,1	1,6	2,6

^a Santé Canada [modifié, 2022b]

Estimations probabilistes de l'apport alimentaire

Les estimations ont été réalisées par la Direction des aliments de Santé Canada en 2013. Comme le bore est naturellement présent dans de nombreux aliments à des concentrations de fond généralement stables au fil du temps et que les profils de consommation des Canadiens ont peu changé depuis 2013, surtout en ce qui concerne les aliments qui contribuent le plus à l'exposition par voie alimentaire (fruits, jus de fruits, légumes), il y a lieu de croire que les concentrations de l'exposition au bore par voie alimentaire d'aujourd'hui soient très comparables à celles estimées en 2013. Dans la mesure du possible, les valeurs des concentrations moyennes de bore de l'ACIA dans les aliments du Canada et importés ont été combinées. La plupart des aliments échantillonnés et analysés par l'ACIA présentaient un pourcentage élevé d'échantillons positifs (80 %), soit les échantillons dont la quantité de bore dépassait le seuil de quantification. Les échantillons associés à relativement peu de résultats positifs étaient généralement des viandes et les œufs. Aux tableaux D-2 et D-3, seuls les échantillons positifs ont été intégrés aux estimations de l'exposition par voie alimentaire. Certains aliments pour lesquels l'ACIA ne disposait d'aucune donnée, mais qui ont été déclarés dans le profil toxicologique du bore de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) ont été inclus dans les estimations de l'exposition. Les concentrations dans les poissons n'ont pas été incluses dans les rapports de l'ACIA ou de l'ATSDR, mais une donnée sur la valeur médiane pour 10 échantillons de poissons a été trouvée dans le Health Effects Support Document for Boron de l'EPA des États-Unis publié en 2008. Pour chacune des 500 itérations et chaque aliment cité dans les données de rappel alimentaire de l'ESCC, les concentrations de bore ont été choisies au hasard dans la liste correspondante des valeurs obtenues après analyse. Les apports ont été résumés pour chaque personne et chaque rappel. La distribution des apports habituels selon l'âge-sexe et chaque distribution des apports ont été calculées à l'aide du logiciel d'estimation de la distribution des apports créé par le département de la statistique et le Center for Agricultural and Rural Development de l'Iowa State University. Dans la mesure du possible, les poids corporels mesurés ont été utilisés. Autrement, les poids corporels autodéclarés ont été utilisés lorsqu'ils étaient disponibles.

et ont servi à ajuster les apports en fonction du poids corporel. Pour les nourrissons et tout-petits de moins de 2 ans, les poids corporels de la National Health and Nutrition Examination Survey des États-Unis ont été utilisés. Les estimations pour le groupe d'âge de 0 à 6 mois obtenus par cette méthode ont été jugées trop peu fiables pour être publiées, conformément aux exigences de Statistique Canada en matière de publication d'analyses statistiques utilisant des données de consommation de l'ESCC.

Dans le cas de l'eau potable, nous avons ajusté les distributions log-normales aux données sur les concentrations dans l'eau pour chacune des provinces, et avons généré les concentrations de bore de façon aléatoire à partir des distributions log-normales avec les estimations des paramètres de la province correspondante (Terre-Neuve-et-Labrador, Nouveau-Brunswick, Québec, Ontario, Manitoba, Saskatchewan, Yukon).

Tableau D-2. Centiles de l'apport par voie alimentaire habituel ($\mu\text{g B/kg p.c./jour}$) de bore provenant des aliments et de l'eau de la population générale du Canada

Groupe âge-sexe	Médiane $\mu\text{g/kg p.c./jour}$ (IC à 95 %)	95e centile $\mu\text{g/kg p.c./jour}$ (IC à 95 %)
M/F : 6 à 12 mois	50,9 (44,6; 63,0)	82,6 (68,7; 119,5)
M/F : 1 à 3 ans	91,7 (89,0; 94,8)	182,6 (173,3; 198,3)
M/F : 4 à 8 ans	63,6 (62,3; 65,2)	121,7 (116,2; 129,2)
M : 9 à 13 ans	37,8 (36,7; 39,1)	77,2 (72,9; 87,4)
F : 9 à 13 ans	36,2 (35,0; 37,5)	70,5 (65,9; 80,5)
M : 14 à 18 ans	26,2 (25,4; 27,1)	53,2 (49,8; 59,1)
F : 14 à 18 ans	25,4 (24,6; 26,2)	52,0 (48,5; 58,0)
M : 19 à 30 ans	23,0 (22,1; 24,2)	45,0 (41,2; 53,5)
F : 19 à 30 ans	24,7 (23,8; 25,9)	48,6 (44,7; 54,6)
M : 31 à 50 ans	20,8 (20,0; 21,7)	43,3 (39,6; 51,1)
F : 31 à 50 ans	23,4 (22,6; 24,3)	51,2 (48,0; 59,7)
M : 51 à 70 ans	21,1 (20,5; 21,8)	43,7 (40,9; 49,0)
F : 51 à 70 ans	23,2 (22,5; 23,8)	47,4 (44,4; 52,8)
M : 71 ans et plus	20,4 (19,7; 21,4)	41,5 (38,8; 50,2)
F : 71 ans et plus	22,1 (21,4; 23,0)	45,1 (42,4; 52,4)

Abréviations : IC à 95 % = intervalle de confiance à 95 % (inférieur, supérieur); M/F = homme/femme; M = homme; F = femme;

Tableau D-3. Estimations moyennes de l'apport quotidien ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) d'acide borique provenant des milieux naturels et des aliments de la population générale du Canada

Voie d'exposition	0 à 5 mois lait maternel ^a	0 à 5 mois lait maternisé ^b	6 à 11 mois	1 an	2 à 3 ans	4 à 8 ans	9 à 13 ans	14 à 18 ans	Adulte 19 ans et plus
-------------------	--	---	-------------	------	-----------	-----------	------------	-------------	-----------------------

Air ^c	0,0032	0,0032	0,003 2	0,00 39	0,0033	0,0026	0,001 8	0,001 4	0,001 1
Aliments, eau potable ^d	3,5	15,7	50,9	91,7	91,7	63,6	37,8	26,2	24,7
Sol ^e	S. O.	S. O.	2,6 x 10 ⁻⁸	2,6 x 10 ⁻⁸	1,4 x 1 0 ⁻⁸	1,2 x 1 0 ⁻⁸	5,4 x 10 ⁻⁸	7,5 x 10 ⁻⁸	7,1 x 10 ⁻⁸
Poussière ^f	2,2 x 1 0 ⁻⁷	2,2 x 1 0 ⁻⁷	1,9 x 10 ⁻⁷	2,1 x 10 ⁻⁷	9,3 x 1 0 ⁻⁸	6,9 x 1 0 ⁻⁸	3,7 x 10 ⁻⁸	2,2 x 10 ⁻⁹	2,3 x 10 ⁻⁹
Total ^g	3,6	15,7	50,9	91,7	91,7	63,6	37,8	26,2	24,7

Abbreviations : S. O. = sans objet;

^a On présume que les nourrissons nourris avec du lait maternel ne consomment que du lait maternel pendant 6 mois. On présume que les bébés de 0 à 5 mois nourris au lait maternel consomment 744 ml/jour de lait maternel et ce lait est la seule source alimentaire des nourrissons de moins de 6 mois (Santé Canada, 2018 b). Les estimations comprenaient une concentration moyenne de 30 µg/L, qui a été mesurée dans le lait maternel de femmes de St. John's, à Terre-Neuve (Hunt et al. 2004).

^c On présume que les nourrissons de 0 à 5 mois exclusivement nourris avec du lait maternisé ont consommé 826 ml/jour et que ce lait était la seule source alimentaire des nourrissons de moins de 6 mois (Santé Canada, 2018 b). Une concentration de bore de 120 µg/L, mesurée dans des préparations pour nourrissons prêtes à consommer aux États-Unis (Hunt et Meacham, 2001, supplément), a été intégrée aux estimations de l'apport par voie alimentaire des enfants de 0 à 5 mois.

^c Absorption estimée à l'aide de la valeur médiane d'un échantillon d'air individuel sur 24 heures de 5,38 ng/m³ (n = 93), mesurée à Windsor, en Ontario (Rasmussen et al. 2022, tableau 2, annexe S7). Les données individuelles sur l'air sont considérées comme étant les plus représentatives des concentrations atmosphériques dans la zone où les personnes respirent.

^d Les estimations de l'apport alimentaire médian du tableau D-2 ci-dessus ont été utilisées. Les données sur les groupes d'âge ont été harmonisées le mieux possible. Lorsqu'il existe des estimations pour les 2 sexes, la valeur médiane la plus élevée a été intégrée à l'estimation de l'absorption quotidienne.

^e Absorption fondée sur la concentration moyenne de bore total dans les sols aux États-Unis (33 µg/g) (USGS, 1984). Aucune donnée adéquate canadienne n'était disponible.

^f Absorption fondée sur la valeur médiane de la concentration de référence de bore bioaccessible au Canada, soit 65 µg/g, mesurée dans 1 025 maisons dans le cadre de l'Étude canadienne sur la poussière domestique (Rasmussen, 2013).

^g Les facteurs généraux de l'exposition humaine, c'est-à-dire le poids corporel, le taux d'inhalation et l'absorption par ingestion de sol et de poussière, ont été utilisés pour calculer les estimations de l'exposition. Les facteurs sont présentés au tableau D-1.

Annexe E. Estimations de l'exposition à des produits

Tableau E-1 Matériaux d'art et d'artisanat et jouets : estimations de l'exposition à l'acide borique (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore)

Scénario	Groupe d'âge (ans)	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition par voie orale	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
Pâte à modeler et pâte visqueuse maison –	Nourrisson 1 an	18,9	S. O.	92,4	111,3	Fréquente/ quotidienne	26

Scénario	Groupe d'âge (ans)	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition par voie orale	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
manipulation							
Pâte à modeler et pâte visqueuse maison – manipulation	Nourrisson 1 an	7,1	S. O.	34,6	41,7	Fréquente/quotidienne	70
Cristaux maison – mélange + manipulation	4 à 8	77,4	0,086	39,4	117,0	Peu fréquente/intermittente	82
Peinture pour bricolage	Nourrisson 1 an	241,1	S. O.	202,6	443,7	Fréquente/quotidienne	7
Peinture à l'huile	14 à 18	0,57	S. O.	S. O.	0,57	Peu fréquente/intermittente	16 950
Marqueurs	Nourrisson 1 an	S. O.	S. O.	0,23	0,23	Fréquente/quotidienne	12 429
Colle pour bricolage	Nourrisson 1 an	1,3	S. O.	63,6	64,9	Fréquente/quotidienne	45
Sable coloré	Nourrisson 1 an	S. O.	S. O.	4,8	4,8	Fréquente/quotidienne	608

Abréviations : S. O. = sans objet; ME = marge d'exposition

^a L'utilisation fréquente est définie comme étant plus d'une fois par semaine, mais une utilisation récurrente.

L'utilisation peu fréquente est celle qui est inférieure à une fois par semaine. L'utilisation intermittente se limite à moins d'une semaine d'exposition continue.

^b ME = DSENO 9,6 (mg/kg p.c./j) pour l'exposition aiguë (utilisation peu fréquente/intermittente) (µg/kg p.c./j) * conversion mg/µg. ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) pour l'exposition chronique (utilisation fréquente/quotidienne) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Tableau E-2 Produits de nettoyage : estimations de l'exposition à l'acide borique (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore)

Scénario	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition par voie orale	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
Assainisseur d'air (1 an) – aérosol	S. O.	8,7	S. O.	S. O.	Fréquente/quotidienn e	333
Poudre abrasive	450	0,0022	S. O.	450,0	Fréquente/quotidienn e	6
Nettoyant tout usage – poudre	730	0,018	S. O.	730,0	Fréquente/quotidienn e	4
Nettoyant tout usage et désinfectant – liquide	0,0015 (verser) + 3,2 (essuyer)	S. O.	S. O.	3,2	Fréquente/quotidienn e	892
Détachant pour tapis – pulvérisation	1,2	0,01	S. O.	1,2	Peu fréquente/i ntermittent e	7 934
Détachant pour tapis – poudre	150	0,018	S. O.	150,0	Peu fréquente/i ntermittent e	64
Nettoyant pour plancher – poudre, à la main et vadrouille	92 (appliquer)	0,0089 (verser)	S. O.	92,0	Fréquente/quotidienn e	32
Nettoyant pour planchers – poudre – post-application (1 an)	34,8	S. O.	26,1	60,9	Fréquente/quotidienn e	48
Nettoyant et désinfectant pour plancher – liquide, à la main/vadrouille	0,0015 (verser) + 0,22 (appliquer)	S. O.	S. O.	0,22	Fréquente/quotidienn e	13 302

Scénario	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition par voie orale	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
Nettoyant et désinfectant pour plancher – liquide après l'application (1 an)	0,082	S. O.	0,06	0,14	Fréquente/quotidienn e	20 148
Vaisselle – Porcelaine à laver à la main, poudre	24,4	0,018	S. O.	24,4	Peu fréquente/i ntermittent e	393
Vaisselle – ingestion de résidus par voie orale provenant de la porcelaine	S. O.	S. O.	25,0	25,0	Peu fréquente/i ntermittent e	384
Vaisselle – lave-vaisselle, liquide	0,12	S. O.	S. O.	0,12	Fréquente/quotidienn e	24 167
Lessive – détachant pré lavage, liquide	9,4	S. O.	S. O.	9,4	Fréquente/quotidienn e	309
Lessive – lavage à la main avec de la poudre (charger + laver + suspendre)	15,2 (laver) + 76 (suspendre)	0,018 (verser)	S. O.	91,3	Fréquente/quotidienn e	32
Lessive – lavage à la main, poudre, port de vêtements (1 an)	14,7	S. O.	3,6	18,3	Fréquente/quotidienn e	158
Lessive – lavage à la machine, poudre	1,5 (suspendre)	0,018 (verser)	S. O.	1,5	Fréquente/quotidienn e	1 911

Scénario	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition par voie orale	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
(charger + suspendre)						
Lessive – lavage à la main, poudre, port de vêtements (1 an)	4,3	S. O.	1,0	5,4	Fréquente/quotidienne	542
Lessive – lavage à la machine, liquide (bouchon verseur + suspendre)	11 (laver) + 0,15 (suspendre)	S. O.	S. O.	11,2	Fréquente/quotidienne	260
Lessive – lavage à la main, poudre, port de vêtements (1 an)	0,43	S. O.	0,10	0,54	Fréquente/quotidienne	5 394
Poli/dégraissant	13,0	S. O.	S. O.	13,0	Peu fréquente/intermittente	738
Cuvette de toilette – poudre	S. O.	0,0089 (verser)	S. O.	0,0089	Fréquente/quotidienne	324 402

Abréviations : S. O. = sans objet; ME = marge d'exposition

^a L'utilisation fréquente est définie comme étant plus d'une fois par semaine, mais une utilisation récurrente.

L'utilisation peu fréquente est celle qui est inférieure à une fois par semaine. L'utilisation intermittente se limite à moins d'une semaine d'exposition continue.

^b ME = DSENO 9,6 (mg/kg p.c./j) pour l'exposition aiguë (utilisation peu fréquente/intermittente) (µg/kg p.c./j) * conversion mg/µg. ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) pour l'exposition chronique (utilisation fréquente/quotidienne) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Tableau E-3. Produits de bricolage – adhésifs et produits d'étanchéité, entretien automobile, entretien ménager, peintures et revêtements : estimations de l'exposition (µg/kg p.c./j) et marges d'exposition (en équivalents de bore)

Scénario	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition combinée	ME ^a
Produit d'étanchéité et de calfeutrage	24,8	S. O.	24,8	388

Scénario	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition combinée	ME ^a
Scellant de réparation automobile, agent de remplissage	1,1	S. O.	1,1	8 648
Pâte à polir la carrosserie	9,6	S. O.	9,6	1 003
Scellant pour pneus	0,12	S. O.	0,12	78 320
Liquide de frein synthétique	2,4	S. O.	2,4	3 973
Colle à bois	0,19	S. O.	0,19	50 775
Agent de remplissage de trous de clou	1,1	S. O.	1,1	8 648
Nettoyant pour bois, brosse	8,3	S. O.	8,3	1 161
Peinture antirouille, pulvérisation d'aérosols	9,8	16,0	25,8	372
Peinture antirouille, pinceau	23,6	S. O.	23,6	407
Peinture antirouille, pulvérisateur non pneumatique	50,8	11,1	61,9	155

Abréviations : S. O. = sans objet; ME = marge d'exposition

^a ME = NOAEL 9,6 (mg/kg p.c./jour) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Tous les produits sont considérés comme entraînant une exposition aiguë (peu fréquente, <1 x/semaine, ou intermittente, jusqu'à une semaine). Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. ME cible de 300

Tableau E-4. Utilisation de produits ignifuges : estimations de l'exposition par voie cutanée et par inhalation (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore)

Scénario	Groupe d'âge (an)	Exposition par voie cutanée	Exposition par voie orale (mâchonnement)	Exposition combinée	ME ^a
Dormir sur un matelas ou un futon	Nourrisson 0 à 5 m, adulte	117,1 et 24,2	S. O.	117,1 et 24,2	25 et 120
Porter un vêtement de nuit	Nourrisson 0 à 5 mois	0,30	0,0016	0,30	9 777

Abréviations : S. O. = sans objet; ME = marge d'exposition

^a ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Ces utilisations devraient entraîner une exposition de longue durée (fréquente ou quotidienne) (> 1 fois par semaine). Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Tableau E-5. Produits d'autosoins : estimations de l'exposition par voie cutanée et par inhalation (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore) au bore dans les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre

Scénario	Group e d'âge (an)	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Expositio n combinée	Fréquence d'utilisatio n ^a	ME ^b
Coloration permanente des cheveux (cosmétique)	14 à 18 ans, adulte	848,2 et 161,8	S. O.	191,9 et 161,8	Peu fréquente/i ntermittent e	50 et 60
Revitalisant pour la barbe (cosmétique)	Adultes	6,0	S. O.	6,0	Fréquente/ quotidienn e	487
Gel capillaire (cosmétique)	4 à 8	6,6	S. O.	6,6	Fréquente/ quotidienn e	437
Fixatif - aérosol (cosmétique)	4 à 8	0,088	0,00092	0,088	Fréquente/ quotidienn e	32 781
Savon pour le corps - liquide (cosmétique et médicament en vente libre)	4 à 8	2,7	S. O.	2,7	Fréquente/ quotidienn e	1 080
Nettoyant pour bébé (cosmétique)	0 à 5 mois	0,16	S. O.	0,16	Fréquente/ quotidienn e	18 545
Lotion pour le corps (cosmétique)	4 à 8 ans, adulte	111,4 et 66,6	S. O.	111,4 et 66,6	Fréquente/ quotidienn e	26 et 44
Lotion pour les pieds (cosmétique)	14 à 18	3,3	S. O.	3,3	Fréquente/ quotidienn e	890

Scénario	Group e d'âge (an)	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Expositio n combinée	Fréquence d'utilisatio n^a	ME^b
Crème contre les démangeais ons et les éruptions cutanées (PSN)	4 à 8	30,6	S. O.	30,6	Peu fréquente/i ntermittent e	313
Crème pour soulager les hémorroïde s (PSN)	4 à 8 ans, adulte	167,6 et 52,1	S. O.	167,6 et 52,1	Peu fréquente/i ntermittent e	57 et 184
Huile de massage (cosmétique)	4 à 8 ans, adulte	53,3 et 27,9	S. O.	53,3 et 27,8	Peu fréquente/i ntermittent e	180 et 344
Soin après épilation (cosmétique)	9 à 13 ans, adulte	34,3 et 25,2	S. O.	34,3 et 25,2	Fréquente/ quotidienn e	84 et 115
Exfoliant pour le visage (cosmétique)	14 à 18	2,2	S. O.	2,2	Fréquente	1 301
Lotion démaquillan te pour le visage (cosmétique)	4 à 8	8,4	S. O.	8,4	Fréquente	347
Masque facial (cosmétique)	14 à 18	0,45	S. O.	0,45	Peu fréquente/i ntermittent e	21 470
Lotion pour le visage (cosmétique)	Adultes	20,0	S. O.	20,0	Fréquente/ quotidienn e	145
Teinture des sourcils (cosmétique)	14 à 18	0,37	S. O.	0,37	Peu fréquente/i ntermittent e	25 728

Scénario	Groupe d'âge (an)	Exposition par voie cutanée	Exposition par inhalation	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
Fard à paupières en crème (cosmétique)	4 à 8	0,037	S. O.	0,037	Fréquente/quotidienne	79 368
Adhésif pour faux ongles (cosmétique)	14 à 18	0,049	S. O.	0,049	Peu fréquente/intermittente	195 335
Adhésif pour faux ongles (cosmétique)	14 à 18	S. O.	0,0088 mg de monoéthérate de trifluorure de bore /m ³	S. O.	Peu fréquente/intermittente	2 811
Bombe pour le bain (cosmétique)	4 à 8	0,78	S. O.	0,78	Fréquente/quotidienne	3 741

Abréviations : S. O. = sans objet; PSN = produit de santé naturel; ME = marge d'exposition

^a L'utilisation fréquente est définie comme étant plus d'une fois par semaine, mais une utilisation récurrente.

L'utilisation peu fréquente est celle qui est inférieure à une fois par semaine. L'utilisation intermittente se limite à moins d'une semaine d'exposition continue.

^b ME = DSENO 9,6 (mg/kg p.c./j) pour l'exposition aiguë (utilisation peu fréquente/intermittente) (µg/kg p.c./j) * conversion mg/µg. ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) pour l'exposition chronique (utilisation fréquente/quotidienne) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Tableau E-6. Produits d'autosoins : estimations de l'exposition par voie orale, oculaire et otique (µg/kg p.c./jour) et marges d'exposition (en équivalents de bore) au bore dans les cosmétiques, les produits de santé naturels et les médicaments en vente libre

Scénario	Groupe d'âge (ans)	Voie	Exposition	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
Suppléments de multivitamines et de minéraux et suppléments pour l'entraînement (PSN)	adultes	orale	9,5	Fréquente/quotidienne	307
Suppléments de multivitamines et de minéraux pour enfants (PSN)	4 à 8 ans	orale	7,3	Fréquente/quotidienne	399

Produits de santé pour les articulations (PSN)	adultes	orale	45,4	Fréquente/q uotidienne	64
Autres suppléments oraux (PSN)	adultes	orale	135,1	Fréquente/q uotidienne	21
Agent de blanchiment pour les dents (cosmétique)	adultes	orale	3,4	Fréquente/q uotidienne	853
Dentifrice (cosmétique)	9 à 13 ans	orale	3,4	Fréquente/q uotidienne	844
Rince-bouche (cosmétique)	4 à 8 ans, adulte	orale	17,2 et 9,1	Fréquente/q uotidienne	168 et 318
Hydratant pour les lèvres ou FPS (cosmétique et médicament sans ordonnance)	4 à 8 ans	orale	3,4	Fréquente/q uotidienne	864
Gouttes pour les yeux (PSN et médicament en vente libre), aiguë	adultes	oculaire	8,1	Peu fréquente/int ermittente	1 190
Gouttes pour les yeux (PSN et médicament en vente libre), chronique	4 à 8 ans, adulte	oculaire	10,3 et 4,4	Fréquente/q uotidienne	283 et 664
Solution pour lentilles de contact (médicament en vente libre)	9 à 13 ans	combinée (cutanée + oculaire)	1,2 (0,82 + 0,43)	Fréquente/q uotidienne	2 330
Produit de lavage oculaire (PSN)	4 à 8 ans	combinée (cutanée + oculaire)	3,7 (2,1 + 1,6)	Peu fréquente/int ermittente	2 608
Gouttes pour les oreilles (médicament en vente libre)	0 à 5 mois	Voie otique	16,7	Peu fréquente/int ermittente	576

Abréviations : S. O. = sans objet; PSN = produit de santé naturel; ME = marge d'exposition

^a L'utilisation fréquente est définie comme étant plus d'une fois par semaine, mais une utilisation récurrente.

L'utilisation peu fréquente est celle qui est inférieure à une fois par semaine. L'utilisation intermittente se limite à moins d'une semaine d'exposition continue.

^b ME = DSENO 9,6 (mg/kg p.c./j) pour l'exposition aiguë (utilisation peu fréquente/intermittente) (µg/kg p.c./j) * conversion mg/µg. ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) pour l'exposition chronique (utilisation fréquente/quotidienne) / exposition (µg/kg p.c./jour) * conversion mg/µg. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Tableau E-7. Produits d'entretien des piscines et des spas : estimations de l'exposition ($\mu\text{g/kg p.c./j}$) et marges d'exposition (en équivalents de bore)

Scénario	Exposition par voie cutanée	Exposition par voie orale	Exposition par inhalation	Exposition combinée	Fréquence d'utilisation ^a	ME ^b
Application de poudre par les propriétaires	S. O.	S. O.	4,0	4,0	Non fréquente intermittente	2 389
Application de granulés par les propriétaires	S. O.	S. O.	0,16	0,16	Non fréquente intermittente	61 018
Baignade, enfant de 4 à 8 ans, adulte	36,6 et 8,8	312,3 et 23,7	S. O.	348,8 et 32,5	Fréquente/quotidienne	8 et 89

Abréviations : S. O. = sans objet; ME = marge d'exposition

^a L'utilisation fréquente est définie comme étant plus d'une fois par semaine, mais une utilisation récurrente. L'utilisation peu fréquente est celle qui est inférieure à une fois par semaine. L'utilisation intermittente se limite à moins d'une semaine d'exposition continue.

^b ME = DSENO 9,6 (mg/kg p.c./j) pour l'exposition aiguë (utilisation peu fréquente/intermittente) ($\mu\text{g/kg p.c./j}$) * conversion $\text{mg}/\mu\text{g}$. ME = BMDL 2,9 (mg/kg p.c./jour) pour l'exposition chronique (utilisation fréquente/quotidienne) / exposition ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) * conversion $\text{mg}/\mu\text{g}$. Il peut y avoir des différences dans les ME compte tenu de l'arrondissement. La marge d'exposition cible est de 300.

Annexe F. Tableaux détaillés sur l'exposition

Les estimations de l'exposition ont été calculées pour plusieurs groupes d'âge. Toutefois, seules les estimations associées au groupe d'âge pour lequel l'estimation de l'exposition est la plus élevée sont présentées ici. Le poids corporel et les taux d'inhalation utilisés dans les estimations de l'exposition sont présentés au tableau D-1. Les estimations quotidiennes de l'exposition étaient fondées sur une fréquence d'une fois par jour, à moins d'indications contraires. Les estimations de l'exposition ont été calculées à l'aide de la concentration la plus élevée (fraction massique) de bore relevée pour chaque type de produit ou scénario, sauf indication contraire. Les données sur la concentration ont été obtenues au moyen des renseignements soumis à Santé Canada ou de renseignements publics, comme il est décrit à la section 8.2.3.

Les estimations de l'exposition ont été calculées au moyen de divers modèles et algorithmes d'exposition, dont le modèle Web ConsExpo, version 1.0.7, mise à jour le 18 février 2020 (2020), les Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012b), les données de la BDEMP (Santé Canada 2002a), du SWIMODEL de l'EPA des États-Unis (2003, 2016) et d'autres algorithmes.

Les estimations de l'exposition obtenues à l'aide de valeurs de l'exposition unitaire ont été obtenues avec l'algorithme suivant :

Exposition ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = valeur de l'exposition unitaire ($\mu\text{g/kg manipulé}$) * concentration de bore (fraction) * quantité de produit manipulé (kg/jour) / poids corporel (kg)

Les valeurs d'exposition unitaire de la BDEMP proviennent de Santé Canada (2002a).

L'exposition par voie cutanée au borax solide n'a pas été quantifiée, car l'absorption cutanée de borax solide devrait être minime par rapport au borax en solution. De plus, l'exposition par voie cutanée devrait être minime par rapport à l'exposition par inhalation du borax solide. Les estimations de l'exposition par voie cutanée correspondent à l'absorption générale obtenue à l'aide d'une proportion de l'absorption cutanée fixe de 10 % (décrite à la section 8.1.2) ou d'un coefficient de perméabilité (K_p) de 5×10^{-4} cm/h pour l'acide borique (Wester et al. 1998b). Un coefficient de perméabilité a été utilisé pour les cas où l'immersion est prolongée dans une solution d'acide borique, comme lorsqu'on lave la vaisselle à la main, lorsqu'on prend un bain ou lorsqu'on se baigne dans une piscine.

Matériel d'art et d'artisanat et jouets

Les estimations de l'exposition pour les matériaux d'art et d'artisanat et les jouets ont été obtenues à l'aide des algorithmes ci-dessous, à moins d'indication contraire.

Exposition par voie cutanée ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = fraction massique* quantité de produit ($\mu\text{g/jour}$) * absorption cutanée (proportion) / poids corporel (kg)

Exposition par voie orale ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = concentration de bore (proportion) * quantité de produit ($\mu\text{g/jour}$) / poids corporel (kg)

Tableau F-1. Matériaux d'art et d'artisanat et jouets : calculs détaillés et intrants des estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Pâte à modeler et pâte visqueuse maison et commerciale – manipulation	Population : 1 an Concentration : 0,254 % (produit maison), 0,095 % (commerciale, moyenne arithmétique de Santé Canada, 2002b, 2004, 2009a, 2009 b, 2017 b, 2018a, 2019) Exposition par voie cutanée - manipulation Algorithme adapté de Park et al. 2018, den Braver et al. 2021, et Lim et al., 2022	Fait maison : Exposition par voie cutanée 18,9 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Exposition par voie orale 92,4 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Commerciale : Exposition par voie cutanée

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Exposition par voie cutanée ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = concentration de bore (proportion) * durée d'exposition (min/jour) * facteur d'adhérence à la peau (g/min/cm^2) * surface (cm^2) * lessivage par la sueur simulée (proportion) * absorption cutanée (proportion) / poids corporel (kg) Durée d'exposition : 30 min/jour (Park et al. 2018; den Braver et al. 2021) Facteur d'adhérence à la peau : $0,0013 \text{ g/min/cm}^3$ (Guak et al. 2018; Park et al. 2018; den Braver et al. 2021; Lim et al. 2022) Surface : 300 cm^2 (deux mains) Lessivage par la sueur simulée : 7 % (calculé à partir du Bfr 2005, où 0,1 g d'acide borique a été lessivé de l'argile contenant 1,36 g [8 %] d'acide borique) Ingestion accidentelle lors de la manipulation Quantité de produit ingéré : 400 mg/jour (valeur par défaut, RIVM, 2008; SCHER 2016; EPA du Danemark 2020)	7,1 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Exposition par voie orale 34,6 $\mu\text{g/kg pc/j}$
Cristaux maison – mélange + manipulation	Population : 4 à 8 ans Exposition par inhalation pendant le mélange Modèle : BDEMP, inhalation, poudre mouillable mélange/charge (à l'exclusion des emballages hydrosolubles) Exposition unitaire = 56,2 $\mu\text{g/kg}$ manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration : 11,34 % (borax en poudre)	Exposition par inhalation 0,086 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Exposition par voie cutanée 77,4 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Exposition par voie orale 39,4 $\mu\text{g/kg pc/j}$

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité traitée : 0,311 4 kg (180 ml de borax * masse volumique de 1,73 g/mL) Exposition par voie cutanée - mélange dans l'eau Surface exposée : 35,8 cm² (cinq doigts) Concentration : 11,34 % Quantité de produit sur la peau : 0,157 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface d'exposition, cm² * 180 ml de borax * masse volumique de 1,73 g/cm³ / 709,8 ml d'eau) Ingestion accidentelle lors de la manipulation Concentration : 11,34 % Quantité de produit ingéré : 8 mg/j (RIVM 2008; SCHER 2016)	
Peinture pour bricolage	Population : 1 an Concentration : 0,557 % (bore gastrique bioaccessible, Stopford, 2013) Quantité de produit sur la peau : 4 762,5 mg/jour (31,75 mg/cm² [Scott et Moore, 2000] * surface exposée de 2 paumes, 150 cm²) Quantité de produit ingéré : 400 mg/jour (RIVM 2008; SCHER 2016)	Exposition par voie cutanée 241,2 µg/kg pc/j Exposition par voie orale 202,6 µg/kg pc/j
Peinture à l'huile	Population : 14 à 18 ans Concentration : 0,830 % (bore gastrique bioaccessible, Stopford, 2013) Quantité de produit sur la peau : 42,31 mg (50 mg [RIVM, 2007], mise à l'échelle de la surface de la main d'un adulte à celle d'un adolescent, 910 à 770 cm²)	Exposition par voie cutanée 0,57 µg/kg pc/j
Encres de marqueurs	Population : 1 an Concentration : 0,140 % (bore gastrique bioaccessible, Stopford, 2013)	Exposition par voie orale 0,23 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité de produit ingéré : 25 mg/jour (taux de dépôt de l'encre de 100 µg/cm * ligne d'encre de 25 cm/jour [communication personnelle de l'Art and Creative Materials Institute au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes, Santé Canada, 2009; source non citée]) On juge que cette estimation prudente tient compte de l'exposition par voie cutanée.	
Colle pour bricolage	Population : 1 an Concentration : 0,180 % (Stopford, 2013; bore gastrique bioaccessible) Quantité de produit sur la peau : 0,08 g fondé sur la valeur par défaut pour un adulte manipulant la colle (RIVM 2022) Quantité de produit ingéré : 400 mg/jour (RIVM 2008; SCHER 2016)	Exposition par voie cutanée 1,3 µg/kg pc/j Exposition par voie orale 63,6 µg/kg pc/j
Sable coloré	Population : 1 an Concentration : 0,053 % (bore gastrique bioaccessible, Stopford, 2013) Quantité de produit ingéré : 100 mg/jour (RIVM 2008; SCHER 2016)	Exposition par voie orale 4,8 µg/kg pc/j

Produits de nettoyage

Les estimations de l'exposition pour les produits de nettoyage ont été obtenues à l'aide de ConsExpo Web (2020), des Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012 b) et des valeurs d'exposition unitaire de la BDEMP (Santé Canada, 2002a), sauf indication contraire. Pour les produits ayant plusieurs modes d'application possibles pour un scénario d'utilisation donné (par exemple, laver les planchers à la main ou à la vadrouille), les estimations de l'exposition pour le mode d'application associé à l'exposition la plus élevée sont présentées.

Les données sur la concentration proviennent des renseignements fournis volontairement par les intervenants, d'une recherche réalisée dans des sites Web publics, notamment dans les fiches signalétiques, et d'articles de revues savantes.

Tableau F-2. Produits de nettoyage : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Assainisseur d'air – pulvérisation automatique et aérosol	Population : 1 an Exposition par inhalation pendant la pulvérisation Fiche d'information de ConsExpo Web (2021, v1.1.0) : Assainisseurs d'air, assainisseurs d'air domestique, rafraichisseur d'air instantané en vaporisation – bombe aérosol, inhaler des substances non volatiles, nourrissons, non-utilisateurs Modèle : Inhalation, exposition au produit en aérosol, pulvérisation Durée de la pulvérisation : 4 s Durée de l'exposition : 4 h Fraction massique : 0,11 % Volume de la pièce : 20 m³ (salle non précisée) Hauteur de la pièce : 2,5 m (hauteur de salle standard) Vitesse de renouvellement de l'air : 0,6/h (salle non précisée) Taux d'inhalation : 8,0 m³/jour Vitesse de production de masse : 2,0 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,8 Masse volumique : 0,96 g/cm³ Diamètre limite des particules inhalées : 10 µm (amélioration de SC) Diamètre des aérosols : log-normal Diamètre médian (CV) : 3,9 (0,65) µm Diamètre maximal : 50 µm	Concentration moyenne - événement 0,072 mg/m³ Exposition par inhalation – pulvérisation 8,7 µg/kg pc/j
Poudre abrasive	Population : adultes Dose d'application : 15 ml de produit sur une éponge mouillée	Exposition par inhalation – versement 0,002 2 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Exposition par inhalation pendant le versement Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (mélange et chargement) (sans emballage hydrosoluble [SEH]) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 % Quantité traitée : 0,026 kg/jour (15 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée pendant l'utilisation Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, abrasifs, poudre abrasive, application – frottement Modèle : Contact direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 227,5 cm² (paume de la main) Fraction massique : 11,34 % Quantité de produit : 2,95 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm²) * 15 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/mL/ 20 ml d'eau pour mouiller l'éponge (RIVM, 2018, 9.1.2)	Exposition par voie cutanée – frottement 450 µg/kg pc/j
Nettoyant tout usage – poudre à utiliser sur les murs, le réfrigérateur, le bac à ordures	Population : adultes Dose d'application : Bore à 2,5 %, 120 ml de produit dans 950 ml d'eau Exposition par inhalation pendant le versement de poudre dans le seau Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 %	Exposition par inhalation – versement 0,018 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – essuyage 730 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité traitée : 0,208 kg/j (120 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée pendant la manipulation du liquide dilué – laver/essuyer à la main Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, nettoyeurs tout usage, vaporisateur de nettoyeur tout usage, application – pulvérisation (substances non volatiles) Modèle : Contact direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 2 185 cm² (mains et avant-bras) Fraction massique : 11,34 % Quantité de produit = 4,8 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm²) * 120 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/ml / 950 ml d'eau pour la dilution Remarque : L'exposition par inhalation au bore pendant la lessive avec un produit dilué devrait être négligeable.	
Nettoyant tout usage et désinfectant – liquide Scénario sentinelle sur l'exposition à un nettoyant tout usage – mastic et pulvérisation	Population : adultes Exposition par voie cutanée pendant le versement Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, nettoyeurs tout usage, nettoyeur tout usage liquide, mélange et chargement Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : n. d. Fraction massique : 0,011 %	Exposition par voie cutanée (versement) 0,001 5 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée (essuyage) 3,2 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité appliquée : 0,01 g (par défaut) Exposition par voie cutanée pendant le nettoyage ou le rinçage Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, nettoyeurs tout usage, nettoyeur tout usage liquide, application – nettoyage Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 2 185 cm² (mains et avant-bras) Fraction massique : 0,011 % Quantité de produit : 21,85 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm² * masse volumique de 1 g/mL)	
Tapis – détachant – pulvérisation d'aérosols	Population : adultes Exposition par inhalation Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de plancher, tapis et meubles, pulvérisation pour polissage du plancher, application – pulvérisation (substances non volatiles) Modèle : Exposition par inhalation au produit en aérosol – pulvérisation (substances non volatiles) Durée de la pulvérisation : 1,65 s (ajusté avec la valeur par défaut de 33 s pour 10 m² - polissage de plancher, sur une surface de 0,1 m² pour une petite zone) Durée de l'exposition : 15 min (durée d'exposition aux vapeurs du détachant pour tapis - évaporation - modèle de libération dans une	Concentration moyenne - événement 0,004 7 mg/m³ Exposition par inhalation – pulvérisation 0,010 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée 1,2 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	surface constante, RIVM 2018, section 11.2.3.1) Fraction massique : 0,15 % Volume de la pièce : 58 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Vitesse de renouvellement de l'air : 0,5/h Taux d'inhalation : 15,1 m³/jour Vitesse de production de masse : 1,2 g/s (par défaut pour les aérosols) Fraction en suspension dans l'air : 0,3 Masse volumique de la substance non volatile : 1,8 g/cm³ Diamètre limite des particules inhalées : 10 µm (affinage de SC) Type de distribution granulométrique des aérosols : log-normale Diamètre médian (CV) : 10,8 (0,81) µm Diamètre maximal : 50 µm Exposition par voie cutanée Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits pour les planchers, les tapis et les meubles, détachant pour tapis Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée, chargement Surface : n. d. Fraction massique : 0,15 % Quantité de produit : 0,6 g (par défaut)	
Tapis – détachant poudre	Population : adultes Dose d'application : Bore à 5 %, 120 ml de produit dans 475 ml d'eau Exposition par inhalation durant le versement	Exposition par inhalation 0,018 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée 150 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 % Quantité traitée : 0,208 kg/j (120 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée pendant l'utilisation du liquide dilué Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits pour les planchers, les tapis et les meubles, détachant pour tapis Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 227,5 cm² (paume d'une main, modification de la valeur par défaut de ConsExpo) Fraction massique : 11,34 % Quantité de produit : 0,99 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm² * (120 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/mL) / dilution de 475 ml dans l'eau)	
Nettoyage des planchers – à la main ou à la vadrouille Poudre et liquide	Taux d'application : poudre : Bore à 0,3 %, 120 ml de produit dans 3,8 L d'eau Liquide : Bore à 0,011 %, liquide Exposition par inhalation durant le versement Population : adultes Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 % (poudre)	Exposition par inhalation – application Poudre : 0,008 9 µg/kg pc/j Liquide : S. O. Exposition par voie cutanée – versement Poudre : S. O. Liquide : 0,001 5 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité traitée : 0,104 kg/j (60 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée pendant le versement du liquide Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, nettoyeurs tout usage, nettoyant tout usage liquide, mélange et chargement Modèle : Contact cutané direct avec le produit Fraction massique : 0,011 % (liquide) Quantité de produit : 0,01 g Exposition par voie cutanée pendant le nettoyage à la vadrouille ou à la main Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de plancher, tapis et meubles, liquide de nettoyage de plancher, application – nettoyage Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 2 185 cm² (mains et avant-bras) Fraction massique : 11,34 % poudre, 0,011 % liquide Quantité de produit = 0,6 g de poudre (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm² * 60 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/mL) / 3 800 ml d'eau pour dilution) ou 1,46 g de liquide (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm² * masse volumique de 1 g/mL)	Exposition par voie cutanée – application Poudre : 92 µg/kg pc/j Liquide : 0,22 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – après l'application Poudre : 34,8 µg/kg p.c./j Liquide : 0,082 µg/kg p.c./j Exposition par voie orale – contact main-bouche après l'application Poudre : 26,1 µg/kg p.c./j Liquide : 0,06 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Exposition par voie cutanée après l'application Population : 1 an Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012 b) Milieux intérieurs, exposition par voie cutanée après application (surfaces dures, algorithmes 7,16, 7,17, 7,18 adaptés) Dépôt sur la peau (mg) = concentration de bore (proportion) * produit résiduaire sur la surface (mL/m²) * efficacité du transfert sol-peau (proportion) * coefficient de transfert (cm²/h) * durée de l'exposition (h) * facteurs de conversion * masse volumique (g/mL) Absorption cutanée (mg/kg pc/j) = [dépôt sur la peau (mg) * absorption cutanée (proportion)] / poids corporel (kg) Concentration : poudre à 0,3 % (104 g de produit / 3 800 mL d'eau pour la dilution * 11,34 % de bore), 7 x 10⁻⁴ % de liquide (250 mL/3 750 mL d'eau pour la dilution * 0,011 % de bore) Résidu de produit à la surface : 40 ml de produit/m² (par défaut, RIVM, 2018) Efficacité du transfert sol-peau : 0,08 Coefficient de transfert : 1 927 cm²/h (ajusté pour la surface d'un enfant (5 300 cm²/18 700 cm²) à partir du coefficient de transfert pour les adultes par défaut de 6 800 cm²/h pour les surfaces dures et les tapis, US EPA, 2012 b) Durée de l'exposition : 2 h	

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Masse volumique : 1 g/mL (principalement de l'eau) Exposition par voie orale après l'application Population : 1 an Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012 b) Milieux intérieurs, évaluation de l'exposition par ingestion non alimentaire après application par contact main-bouche, algorithme 7.20 Fraction de la substance sur les mains par rapport aux résidus totaux sur la surface issue de l'étude de Jazzercise : 0,15 Surface des 2 mains : 300 cm² Fraction de la surface de la main portée à la bouche par événement : 0,13 proportion/événement Surface d'une main : 150 cm² Durée d'exposition : 2 h/j Nombre d'intervalles de recharge par heure : 4 Facteur d'extraction salivaire : 0,48 Fréquence des contacts main-bouche par heure : 20 événements/h	
Vaisselle (porcelaine) – lavage à la main avec préparation en poudre	Population : adultes Dose d'application : Bore à 0,6 %, 120 ml de produit dans 3,8 L d'eau Exposition par inhalation pendant le chargement de la poudre Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration : 11,34 %	Exposition par inhalation – chargement 0,018 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – lavage 24 µg/kg pc/j Exposition par voie orale – ingestion 25 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité traitée : 0,208 kg/j (120 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée pendant le lavage à la main avec du liquide dilué Exposition par voie cutanée ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = concentration, $\mu\text{g/ml}$ * durée, h/jour * k_p, cm/h * surface exposée, cm^2 / poids corporel, kg Cet algorithme a été utilisé pour améliorer le modèle ConsExpo Web (2020). Concentration : 6 195 $\mu\text{g/mL}$ (120 mL de produit * masse volumique de 1,73 g/mL * 10 00 000 pour la conversion de g en μg / 3 800 mL d'eau pour la dilution) Durée : 16 min/j (RIVM 2018, par défaut pour le lavage de la vaisselle, durée des émissions, 7.3.1) Surface exposée : 2 185 cm^2 (mains et avant-bras) K_p : 0,000 5 cm/h pour l'acide borique (Wester et al. 1988) Ingestion de résidus Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits pour le lavage de la vaisselle, liquide pour le lavage à la main de la vaisselle, résidus après application sur la vaisselle Modèle : Voie orale, contact direct du produit – absorption directe par voie orale Fraction massique : 11,34 % Quantité ingérée : 0,016 23 g (de RIVM 2018, où $5,5 \cdot 10^{-5} \text{ ml/cm}^2$ d'eau sur la vaisselle * 5 400 cm^2 de surface * 120 ml de produit *	

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	masse volumique de 1,73 g/mL / 3 800 ml d'eau pour la dilution)	
Vaisselle – lave-vaisselle automatique, chargement du liquide Scénario sentinelle sur l'exposition aux produits de lave-vaisselle en poudre et en comprimés	Exposition par voie cutanée pendant le chargement du liquide Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de lavage de la vaisselle, liquide du lave-vaisselle, mélange et chargement Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : n. d. Fraction massique : 0,87 % Quantité de produit : 0,01 g (par défaut)	Exposition par voie cutanée – chargement 0,12 µg/kg pc/j
Lessive – détachant pré lavage, produit liquide Scénario sentinelle sur l'exposition à la pulvérisation localisée avant la lessive	Population : adultes Exposition par voie cutanée pendant le traitement localisé Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de lessive, détachant liquide, application – traitement localisé Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : n. d. Fraction massique : 2,15 % Quantité de produit : 0,325 g (par défaut)	Exposition par voie cutanée – lavage 9,4 µg/kg pc/j
Lessive – pré lavage, lavage à la main – poudre	Dose d'application : 0,6 % de bore, ½ tasse (120 mL) de produit pour 1 gallon (3,79 L) d'eau Exposition par inhalation durant le versement Population : adultes Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 %	Exposition par inhalation – chargement 0,018 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – lessive à la main 15,2 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité traitée : 0,208 kg/j (120 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée pendant le lavage à la main Population : adultes Exposition par voie cutanée ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = concentration, $\mu\text{g/ml}$ * durée, h/jour * k_p, cm/h * surface exposée, cm^2 / poids corporel, kg Concentration : 6 195 $\mu\text{g/mL}$ (120 mL de produit * masse volumique de 1,73 g/mL * 1 00 000 pour la conversion de g en μg / 3 800 mL d'eau pour la dilution) Durée : 10 min/j (RIVM 2018, par défaut pour la lessive à la main, 6,2.3) Surface exposée : 2 185 cm^2 (mains et avant-bras) K_p : 0,000 5 cm/h pour l'acide borique (Wester et al. 1988) Exposition par voie cutanée attribuable à la suspension du linge lavé à la main Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de lessive, poudre pour la lessive à la main – application régulière – suspension de linge lavé à la main Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 910 cm^2 (deux mains) Quantité de produit : 0,5 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm^2) * 120 ml de produit * masse	Exposition par voie cutanée – suspension du linge 76 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Exposition par voie cutanée – port de vêtements, 1 an 14,7 $\mu\text{g/kg pc/j}$ Exposition par voie orale – mâchonnement du textile, 1 an 3,6 $\mu\text{g/kg pc/j}$

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	volumique de 1,73 g/mL/ 3 800 ml d'eau pour la dilution) Exposition par voie cutanée après le port de vêtements Population : 1 an Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012b) : Matières imprégnées, textiles (algorithme 9,1, 9,2, 9,3) Concentration de bore : 11,34 % Fraction massique du produit sur le textile : $3,6 \cdot 10^{-3}$ (valeurs par défaut modifiées de RIVM 2018 pour la proportion lessivée – ajuster 13 g de résidus de 150 g de produit [tableau 6.6, utilisé comme résidus du deuxième lavage pour représenter un rinçage après un trempage préalable] pour un produit de 208 g [120 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/mL]. Résidus ajustés utilisés [18 g] pour calculer la fraction massique du produit sur le textile [18 g résidus/5 000 g textile]. Poids de la matière : surface Masse volumique : 20 mg/cm² (coton) Concentration des résidus sur la surface : 0,008 2 mg/cm² Surface : 4 130 cm² (surface corporelle de Santé Canada moins la tête et les mains) Fraction du corps exposée : 0,8 (facteur de contact cutané par défaut, RIVM 2018) Efficacité du transfert matière-peau : 0,06 (textile ou tapis, US EPA, 2012 b) Exposition par voie cutanée après le port de vêtements	

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Population : 1 an Exposition (mg/kg p.c./jour) = résidus de surface (mg/cm²) * surface portée à la bouche (cm²) * facteur d'extraction de la salive/poids corporel Concentration des résidus de surface : 0,008 2 mg/cm² Surface portée à la bouche : 10 cm² Facteur d'extraction salivaire : 0,48	
Lessive – lavage à la machine – poudre Scénario sentinelle sur l'exposition à une pastille de détergent pour lave-vaisselle	Population : adultes Dose d'application : Bore à 11,34 %, 120 ml de produit par chargement Exposition par inhalation durant le versement Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 % Quantité traitée : 0,208 kg/j (120 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/ml) Exposition par voie cutanée par suspension du linge Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de lessive, poudre détergente pour laveuse, suspension du linge lavé à la machine Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : n. d. Fraction massique : 11,34 % Quantité de produit : 9,6 mg (valeur par défaut ajustée de 6,9 mg pour	Exposition par inhalation – chargement 0,018 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – suspension du linge 1,5 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – port de vêtements, 1 an 4,3 µg/kg pc/j Exposition par voie orale – mâchonnement du textile, 1 an 1,0 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	150 g de détergent à lessive pour l'utilisation de 208 g de produit [120 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/mL]) Exposition par voie cutanée après le port de vêtements Population : 1 an Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012b) : Matières imprégnées, textiles (algorithme 9,1, 9,2, 9,3) Concentration de bore : 11,34 % Fraction massique du produit sur le textile : $1,054 \times 10^{-3}$ (valeurs par défaut modifiées de RIVM 2018 [tableau 6.6] pour la proportion lessivée – ajuster 3,8 g de résidus de 150 g de produit pour 208 g de produit [120 ml de produit * masse volumique de 1,73 g/ml]. Résidus ajustés utilisés [5,27 g] pour calculer la fraction massique ajustée du produit sur le textile [5,27 g résidus/5 000 g textile]. Poids des matières : 20 mg/cm² (coton) Concentration des résidus de surface : 0,002 39 mg/cm² Surface : 4 130 cm² (corps moins la tête et les mains) proportion du corps exposée : 0,8 (facteur de contact cutané par défaut, RIVM 2018) Efficacité du transfert matière-peau : 0,06 (textile ou tapis, US EPA, 2012 b) Exposition par voie cutanée après le port de vêtements Population : 1 an Exposition (mg/kg p.c./jour) = résidus de surface (mg/cm²) *	

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	surface portée à la bouche (cm²) * facteur d'extraction de la salive/poids corporel Concentration des résidus de surface : 0,002 39 mg/cm² Surface portée à la bouche : 10 cm²; facteur d'extraction salivaire : 0,48	
Lessive – liquide pour la laveuse	Population : adultes Exposition par voie cutanée lors du versement à l'aide du bouchon Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de lessive, liquide de lavage à la machine – régulier, mélange et chargement – versement à l'aide du bouchon Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : 53 cm² (bout des doigts et phalange tenant le bouchon, valeur par défaut) Fraction massique : 1,58 % Quantité de produit : 0,53 g (pellicule de 0,01 cm par défaut de ConsExpo * surface exposée, cm² * masse volumique de 1 g/cm³ [par défaut]) Exposition par voie cutanée attribuable à la lessive à la machine Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, produits de lessive, détergent liquide pour laveuse, application – suspension du linge lavé à la machine Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée	Exposition par voie cutanée – charge, versement à l'aide du bouchon 11 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – suspension du linge 0,15 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée – port de vêtements, 1 an 0,43 µg/kg pc/j Exposition par voie orale – mâchonnement du textile, 1 an 0,10 µg/kg pc/j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Surface exposée : n. d. Fraction massique : 1,58 % Quantité de produit : 6,9 mg (par défaut) Exposition par voie cutanée après le port de vêtements Population : 1 an Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012 b) : Matières imprégnées, textiles (algorithme 9,1, 9,2, 9,3) Concentration de bore : 1,58 % Fraction massique du produit sur le textile : 0,000 76 (utilisé valeur par défaut de RIVM 2018 [tableau 6.7] pour la fraction lessivée – 3,8 g de résidus de 150 g de produit pour 5 000 g de textiles) Poids de la matière : surface Masse volumique : 20 mg/cm² (coton) Concentration des résidus de surface : 0,000 24 mg/cm² Surface : 4 130 cm² (corps moins la tête et les mains) Proportion du corps exposée : 0,8 (facteur de contact cutané par défaut, RIVM 2018) Efficacité de transfert : 0,06 (textile ou tapis, US EPA, 2012 b) Exposition par voie cutanée après le port de vêtements Population : 1 an Exposition (mg/kg p.c./jour) = résidus de surface (mg/cm²) * surface portée à la bouche (cm²) * facteur d'extraction de la salive/poids corporel Résidus de surface : 0,000 24 mg/cm²	

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Surface portée à la bouche : 10 cm ² Facteur d'extraction salivaire : 0,48	
Encaustique pour métaux	Population : adultes Exposition par voie cutanée pendant l'utilisation Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Nettoyage et lavage, divers produits de nettoyage, nettoyeur pour métaux – à base de naphtha, application – nettoyage Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Surface exposée : n. d. Fraction massique : 0,74 % Quantité de produit : 1,3 g (par défaut, en supposant que la quantité par m ² appliquée est égale à la quantité par m ² sur la peau exposée)	Exposition par voie cutanée – application 13,0 µg/kg pc/j
Cuvette de toilette – poudre Scénario sentinelle sur l'exposition aux pastilles	Population : adultes Dose d'application : Bore à 11,34 %, 60 ml de produit Exposition par inhalation pendant le chargement de la poudre Modèle : Poudre mouillable BDEMP M/C (SEH) Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé (Santé Canada, 2002a) Concentration de bore : 11,34 % Quantité traitée : 0,104 kg/j (60 ml de produit x masse volumique de 1,73 g/cm ³)	Exposition par inhalation – chargement 0,008 9 µg/kg pc/j

Produit de bricolage

Sauf indication contraire, les estimations de l'exposition aux adhésifs et aux produits d'étanchéité, aux produits d'entretien automobile et d'entretien ménager, aux peintures et aux revêtements ont été obtenues à l'aide de ConsExpo Web (2020), des valeurs de

l'exposition unitaire (Santé Canada, 2002a, 2020b) et des Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2011). Toutes les estimations ont été effectuées pour les adultes.

Tableau F-3. Produits de bricolage : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Produit d'étanchéité et de calfeutrage	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de bricolage, produits d'étanchéité, mastic de jointoiment, application Modèle : Contact cutané direct avec le produit – vitesse constante Vitesse constante : 50 mg/min Durée du rejet : 30 min Concentration de bore : 1,22 %	Exposition par voie cutanée 24,8 µg/kg p.c./j
Scellant de réparation automobile, agent de remplissage	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de bricolage, agent de remplissage, agent de remplissage/mastic dans un tube, application Modèle : contact cutané direct avec le produit – application instantanée Concentration de bore : 1,64 % Quantité de produit : 0,05 g	Exposition par voie cutanée 1,1 µg/kg p.c./j
Produit pour polir la carrosserie Scénario sentinelle de produit pour polir la carrosserie en vaporisateur	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : produits de nettoyage; produits de plancher, tapis et meubles; produits pour plancher; produits de polissage du plancher; liquide pour polir les planchers; application Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Concentration de bore : 1,29 % Quantité de produit : 0,55 g	Exposition par voie cutanée 9,6 µg/kg p.c./j
Scellant pour pneus	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de bricolage, colles, colle en bouteille – colle universelle/colle à bois, application Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Concentration de bore : 0,113 %	Exposition par voie cutanée 0,12 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Quantité de produit : 0,08 g	
Liquide de frein synthétique Scénario sentinelle sur l'exposition à l'antigel, au liquide de refroidissement du moteur, au liquide de purge du radiateur, au produit anti-fuite pour radiateur, au nettoyant/lubrifiant pour radiateur	Population : adultes Exposition par voie cutanée ($\mu\text{g/kg p.c./j}$) = surface exposée (cm^2) * épaisseur de la pellicule sur la peau (cm) x masse volumique (g/cm^3) * 1×10^6 ($\mu\text{g/g}$) * concentration de bore (%) * absorption cutanée (proportion) / poids corporel (kg) Surface exposée : 12 cm^2 (selon la surface de 2 doigts et 2 pouces, RIVM 2022) Épaisseur de la pellicule : $2 \times 10^{-3} \text{ cm}$ (huile minérale, immersion, essuyage partiel; US EPA, 2011) Masse volumique : 1,06 g/mL Concentration de bore : 7,00 %	Exposition par voie cutanée 2,4 $\mu\text{g/kg p.c./j}$
Colle à bois	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de bricolage, colles, colle universelle/colle à bois, application Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Concentration de bore : 0,175 % Quantité de produit : 0,08 g	Exposition par voie cutanée 0,19 $\mu\text{g/kg pc/j}$
Agent de remplissage de trous de clou Scénario sentinelle pour les lubrifiants et les pâtes ou graisses	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de bricolage, agent de remplissage, agent de remplissage/mastic dans un tube, application Modèle : Contact cutané direct avec le produit – application instantanée Concentration de bore : 1,64 % Quantité de produit : 0,05 g	Exposition par voie cutanée 1,1 $\mu\text{g/kg pc/j}$
Nettoyeur à bois, pinceau	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de peinture, peinture au pinceau et au rouleau, peinture de mur à l'eau, application Modèle : Contact cutané direct avec le produit – vitesse constante	Exposition par voie cutanée 8,3 $\mu\text{g/kg p.c./j}$

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Fraction massique : 0,17 % Vitesse de contact : 30 mg/min Durée du rejet : 120 min	
Peinture antirouille, pulvérisation d'aérosols	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de peinture, peinture au pistolet, vaporisateur, application Exposition par inhalation pendant la pulvérisation Modèle : Inhalation, exposition au produit en aérosol, pulvérisation Durée de la pulvérisation : 15 min Durée de l'exposition : 20 min Fraction massique : 0,485 % Volume de la pièce : 34 m ³ Hauteur de la pièce : 2,25 m Vitesse de renouvellement de l'air : 1,5/h Taux d'inhalation : 15,1 m ³ /jour Vitesse de production de masse : 0,45 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,7 Masse volumique : 1,5 g/cm ³ Diamètre limite des particules inhalées : 10 µm (amélioration de SC) Diamètre des aérosols : log-normal Diamètre médian (CV) : 15,1 (1,2) µm Diamètre maximal : 50 µm Exposition par voie cutanée pendant la pulvérisation Modèle : Contact cutané direct avec le produit – vitesse constante Fraction massique : 0,485 % Vitesse de contact : 100 mg/min Durée du rejet : 15 min	Exposition par inhalation Moyenne de l'événement : 5,6 mg/m ³ Exposition par inhalation le jour de l'événement : 16,0 µg/kg pc/j Exposition par voie cutanée 9,8 µg/kg p.c./j
Peinture antirouille, pinceau	Population : adultes Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Produits de peinture, peinture au pinceau et au rouleau, peinture de mur à l'eau, application	Exposition par voie cutanée 23,6 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Modèle : Contact cutané direct avec le produit – vitesse constante Fraction massique : 0,485 % Vitesse de contact : 30 mg/min Durée du rejet : 120 min	
Peinture antirouille, pulvérisateur non pneumatique	Population : adultes Residential SOPs de l'EPA des États-Unis (2012 b) : Peintures traitées et agents de conservation, algorithme de l'exposition par la voie cutanée et par inhalation de la personne qui manipule la substance en milieu résidentiel (10,1, 10,2, 10,3) Volume de peinture par boîte : 18 900 mL Masse volumique : 1,37 g/mL (propre au produit) Fraction massique : 0,485 % Exposition unitaire : par voie cutanée 99 297 (une seule couche, sans gants) µg/kg d'ia, par inhalation 2 169 µg/kg d'ia (Santé Canada, 2020 b) Nombre de boîtes/j : 3	Exposition par voie cutanée 50,8 µg/kg p.c./j Exposition par inhalation 11,1 µg/kg pc/j

Produits ignifuges

Les estimations de l'exposition aux produits ignifuges ont été obtenues à l'aide des algorithmes ci-dessous, sauf indication contraire :

Exposition par voie cutanée découlant du fait de dormir sur un matelas ou un futon (µg/kg pc/j) = surface de la peau exposée (cm²) * vitesse de migration (µg/cm²/h) * durée de l'exposition (h/j) * absorption cutanée (proportion) / poids corporel (kg)

Exposition par voie cutanée attribuable au port de vêtements de nuit (µg/kg pc/j) = concentration de bore (%) / 100 * masse par unité de surface du textile (mg/cm²) * surface de la peau exposée (cm²) * % migration / 100 * absorption cutanée (proportion) / poids corporel (kg) * conversion de mg en µg

Exposition par voie orale (mâchonnement) attribuable au port de vêtements de nuit (µg/kg pc/j) = concentration de bore (%) / 100 * masse par unité de surface du textile (mg/cm²) * surface du textile mâchonnée (cm²) * % migration / 100 / poids corporel (kg) * conversion de mg en µg

Tableau F-4. Produits ignifuges : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore

Scénario	Modèles et intrants	Exposition
Dormir sur un matelas ou un futon	Population : nourrissons de 0 à 5 mois, adultes Surface de peau exposée : 520, 2 005 cm ^{2a} Vitesse de migration : 1,12 µg/cm ² /h ^b Durée de l'exposition : 12,7, 8 h/j (durée de sommeil médiane de l'EPA des États-Unis, 2011, tableaux 16-25, 26)	Exposition par voie cutanée 117,1; 24,2 µg/kg p.c./j
Porter un vêtement de nuit	Population : nourrissons de 0 à 5 mois Concentration de bore : 2,21 x 10 ⁻⁴ % (valeur mesurée maximale, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et dangereux, juillet 2017) Exposition par voie cutanée attribuable au port d'une grenouillère Masse par unité de surface du textile : 20 mg/cm ² pour le coton (US EPA, 2012b) Surface de peau exposée : 2 670 cm ² (corps entier moins la tête et les mains) % de migration 15,8 % ^c Voie orale (mâchonnement) Masse par unité de surface du textile : 20 mg/cm ² pour le coton (US EPA, 2012b) Surface du textile mâchonné : 10 cm ² (US EPA 2012b) % de migration 2,3 % ^d	Exposition par voie cutanée 0,30 µg/kg p.c./j Exposition par voie orale (bouche) 0,0016 µg/kg p.c./j

^a Pour la détermination de la surface, on suppose que le nourrisson porte un short et un t-shirt qui recouvrent la moitié de ses membres. La valeur de la surface est basée sur l'exposition d'une partie de la moitié inférieure des membres (bras et jambes) et de la moitié de la tête pour représenter l'arrière de cette dernière. La surface des membres a été multipliée par une demie pour tenir compte des parties corporelles couvertes de vêtement, puis multipliée par un tiers pour tenir compte de la forme triangulaire des membres, où un seul côté est directement en contact avec le matelas (US CPSC, 2006).

^b Le taux de migration moyen de 6,7 µg/cm² sur 6 heures a été obtenu à l'aide de données sur la migration du bore provenant de 4 répétitions d'une étude réalisée avec un matelas jumeau grandeur réelle (recouvert d'une housse et d'un drap) et présentée dans le tableau 12 b du document US CPSC, 2006.

^c Le % moyen de migration du bore a été obtenu à l'aide de 4 points de données pour des matières à base de coton (le % de FRC disponible extrait à l'aide de points de données sur un poids de transpiration de 1 psi et sur des points de données sur l'urine pour les barrières 1 et 11) présentés dans le US CPSC 2005 (tableau 4).

^d Le % moyen de migration du bore a été obtenu à l'aide de 4 points de données pour des matières à base de coton (le % de FRC disponible extrait à l'aide de points de données sur un poids de transpiration nul et sur des points de données sur l'urine pour les barrières 1 et 11) présentés dans le US CPSC 2005 (tableau 4).

Produits d'autosoins (cosmétiques, produits de santé naturels et médicaments en vente libre)

Les estimations de l'exposition ont été obtenues à l'aide de divers modèles et algorithmes d'exposition, dont ConsExpo Web (2020), les Residential SOP de l'EPA des États-Unis (2012 b) et d'autres algorithmes.

L'exposition par voie cutanée a généralement été calculée à l'aide de l'algorithme suivant :

Exposition par voie cutanée ($\mu\text{g}/\text{kg p.c.}/\text{jour}$) = quantité de produit (g) * $1 \times 10^6 \mu\text{g}/\text{g}$ * concentration de bore (proportion) * facteur de rétention (proportion) * fréquence d'utilisation (nbre de fois/jour) * absorption par voie cutanée (proportion) / poids corporel (kg)

Les valeurs utilisées en ce qui concerne la quantité de produit, la fréquence d'exposition (c'est-à-dire la fréquence d'utilisation) et les facteurs de rétention ont été déterminées dans le cadre d'un processus créé pour les évaluations menées dans le cadre du PGPC (Santé Canada, 2023 b). Ce processus consiste notamment à examiner les données disponibles sur la quantité de produit, la fréquence d'utilisation et les facteurs de rétention pour les produits d'autosoins, afin de vérifier l'exhaustivité de l'étude ou de l'enquête, la pertinence des données collectées et le type d'informations recueillies. La valeur de tendance centrale la plus élevée issue des études et la mieux classée en ce qui concerne sa qualité est sélectionnée pour être utilisée dans les évaluations réalisées dans le cadre du PGPC et les études concernées sont citées. Les données sur la concentration étaient fondées sur les renseignements déclarés à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, par la BDPSNH [modifié, 2023] ou par la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance (communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada, au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, daté du 5 février 2020; source non citée). Une valeur fixe d'absorption cutanée de 10 % a été utilisée, à moins d'indication contraire.

Tableau F-5. Produits d'autosoins – exposition par voie cutanée : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Coloration permanente des cheveux (cosmétique)	Population : 14 à 18 ans, adultes Quantité de produit : 30 g (étiquette du produit) Concentration : 3,97 % (30 % de perborate de sodium, 7632-04-4) Facteur de rétention : 0,1	Exposition par voie cutanée 191,9; 160,8 $\mu\text{g}/\text{kg p.c.}/\text{j}$
Revitalisant pour la barbe (cosmétique)	Population : 14 à 18 ans Quantité de produit : 0,75 g (extrapolé de la lotion faciale, 1/2 de la quantité de produit, Ficheux et al. 2016; Santé Canada, 2023 b)	Exposition par voie cutanée 6,0 $\mu\text{g}/\text{kg p.c.}/\text{j}$

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Concentration : 0,49 % (3 % de borate de sodium, 7775-19-1) Facteur de rétention : 1 (sans rinçage)	
Gel capillaire Scénario sentinelle sur l'exposition à la crème capillaire et à la pommade (cosmétique)	Population : 4 à 8 ans Quantité de produit : 3,1 g (ajusté en fonction de la surface de la moitié des mains et de la moitié de la tête de l'enfant), Ficheux et al. 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,49 % (3 % de borate de sodium, 7775-19-1) Facteur de rétention : 0,1	Exposition par voie cutanée 6,6 µg/kg p.c./j
Fixatif - aérosol (cosmétique)	Population : 4 à 8 ans Exposition par voie cutanée pendant l'application Exposition (µg/kg p.c./jour) = quantité de produit (g) * 1×10^6 µg/g * concentration de bore (proportion) * proportion sur les cheveux * proportion migrant des cheveux vers le cuir chevelu * proportion absorbée par voie cutanée * fréquence d'utilisation (#/jour) / poids corporel (kg) (RIVM, 2006) Quantité de produit : 2,3 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,01 % (0,1 % MEA-borate) Proportion sur les cheveux : 0,85 (RIVM, 2006) Proportion migrant des cheveux vers le cuir chevelu : 0,1 (RIVM, 2006) Exposition par inhalation pendant la pulvérisation Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Cosmétiques, produits de soins capillaires, fixatif, pulvérisation Modèle : Inhalation, exposition au produit en aérosol, modèle de pulvérisation Durée de la pulvérisation : 5,75 s (2,3 g modifiée utilisé dans l'estimation	Exposition par voie cutanée 0,088 µg/kg p.c./j Concentration journalière moyenne dans l'air : 0,000 55 mg/m ³ Exposition par inhalation 0,00092 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	de la dose cutanée avec une vitesse de production massique de 0,4 g/s) Durée de l'exposition : 5 min Fraction massique : 0,01 % Volume de la pièce : 10 m³ Hauteur de la pièce : 2,5 m Vitesse de renouvellement de l'air : 2/h Taux d'inhalation : 11,1 m³/jour Pulvérisation vers la personne : Volume du nuage : 0,062 5 m³ Vitesse de production de masse : 0,4 g/s Fraction en suspension dans l'air : 0,15 (l'ajustement est basé sur le bilan massique obtenu de l'estimation d'une dose cutanée de 85 % sur la tête) Masse volumique de la substance non volatile : 1,5 g/cm³ Diamètre limite des particules inhalées : 10 µm (amélioration) Type de distribution granulométrique des aérosols : log-normale Répartition initiale des gouttelettes – médiane (CV) : 46,5 µm (2,1) Diamètre maximal : 50 µm	
Savon pour le corps, liquide (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition à un savon solide pour le corps (cosmétique), un nettoyant antibactérien pour les mains (médicament en vente libre)	Population : 4 à 8 ans Quantité de produit : 10,9 g (Garcia-Hidalgo et al. 2017; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,49 % (3 % de borate de sodium, 7775-19-1) Facteur de rétention : 0,01 Fréquence : 1,15 fois/jour (Ficheux et al., 2015; Santé Canada, 2023 b)	Exposition par voie cutanée 2,7 µg/kg p.c./j
Nettoyant pour bébé (cosmétique)	Population : 0 à 5 mois Quantité de produit : 6,0 g (Gomez-Berrada et al. 2017; Santé Canada, 2023 b)	Exposition par voie cutanée 0,16 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Concentration : 0,016 % (0,09 % d'acide borique) Facteur de rétention : 0,01	
Lotion pour le corps (cosmétique)	Population : 4 à 8 ans, adultes Quantité de produit : 5,2; 10 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,49 % (3 % de borate de sodium, 7775-19-1) Facteur de rétention : 1	Exposition par voie cutanée 111,4; 66,6 µg/kg p.c./j
Lotion pour les pieds (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition à la crème à mains (cosmétique)	Population : 14 à 18 ans Quantité de produit : 4,1 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,05 % (0,3 % de borate de sodium, 7775-19-1) Facteur de rétention : 1	Exposition par voie cutanée 3,3 µg/kg p.c./j
Crème contre les démangeaisons et les éruptions cutanées (PSN)	Population : 4 à 8 ans Quantité de produit : 1,25 g (quantité pour le corps entier corrigée pour l'application sur ¼ du corps, Ficheux et al. 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration de bore : 0,14 % (0,656 % de tétraborate de sodium comme ingrédient non médicinal [borate de sodium dans la BDPSNH], 1330-43-4) Facteur de rétention : 1 Fréquence : 4x/jour	Exposition par voie cutanée 30,6 µg/kg p.c./j
Crème pour soulager les hémorroïdes (PSN)	Population : 4 à 8 ans, adultes Quantité de produit : 1,7 g (contre l'érythème fessier; Gomez-Berrada et al. 2013; Santé Canada, 2023 b) Concentration de bore : 0,113 % (1 % de borax comme ingrédient non médicinal) Facteur de rétention : 1 (contre l'érythème fessier) Proportion absorbée par voie cutanée : 0,5 (pour tenir compte de l'abrasion potentielle et de la plus grande pénétration cutanée dans la zone rectale) Fréquence : 4x/jour	Exposition par voie cutanée 4 à 8 ans 167,6 µg/kg p.c./j Adultes 52,1 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Huile de massage (cosmétique)	Population : 4 à 8 ans, adultes Quantité de produit : 1,9; 3,2 g (corrigé en fonction de la surface totale d'un enfant moins celle de la moitié de la tête; Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,64 % (3 % de tétraborate de sodium) Facteur de rétention : 1	Exposition par voie cutanée 53,3; 27,9 µg/kg p.c./j
Soin après épilation (cosmétique)	Population : 9 à 13 ans, adultes Quantité de produit : 5,5; 7,1 g (corrigé en fonction de la surface d'un jeune, moitié de la surface totale; Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,052 % (0,3 % d'acide borique) Facteur de rétention : 1 Proportion absorbée par voie cutanée : 0,5 (pour tenir compte de l'augmentation potentielle de la pénétration dans la peau après l'épilation)	Exposition par voie cutanée 34,3; 25,2 µg/kg p.c./j
Exfoliant pour le visage (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition au nettoyant pour le visage (cosmétique) et des lingettes faciales pour l'acné (PSN)	Population : 14 à 18 ans Quantité de produit : 3,1 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 2,55 % (3 % de borax pentahydrate) Facteur de rétention : 0,1	Exposition par voie cutanée 2,2 µg/kg p.c./j
Lotion démaquillante pour le visage (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition à un liquide permettant de démaquiller le visage, lotion de	Population : 4 à 8 ans Quantité de produit : 2,2 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,87 % (5 % d'acide borique) Facteur de rétention : 0,1	Exposition par voie cutanée 8,4 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
démaquillage des yeux (cosmétique)		
Masque facial (cosmétique)	Population : 14 à 18 ans Quantité de produit : 9,7 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,03 % (0,1 % de borohydrure de sodium) Facteur de rétention : 0,1	Exposition par voie cutanée 0,45 µg/kg p.c./j
Lotion pour le visage (cosmétique)	Population : adultes Quantité de produit : 1,5 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,49 % (3 % de borate de sodium, 7775-19-1) Facteur de rétention : 1 Fréquence : 2x/jour (Loretz et al. 2005; Santé Canada, 2023 b)	Exposition par voie cutanée 35,4 µg/kg p.c./j
Teinture des sourcils (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition à de la colle à faux cils	Population : 14 à 18 ans Quantité de produit : 0,175 g (étiquette du produit) Concentration : 1,32 % (10 % de perborate de sodium, 7632-04-4) Facteur de rétention : 0,1 (étiquette du produit)	Exposition par voie cutanée 0,37 µg/kg p.c./j
Fard à paupières en crème (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition au mascara, au fard à paupières en poudre, au sérum pour les cils et au sérum pour les sourcils.	Population : 4 à 8 ans Quantité de produit : 0,009 g (RIVM 2006); Santé Canada, 2023 b) Concentration de bore : 0,093 % (0,3 % de trioxyde de dibore) Facteur de rétention : 1	Exposition par voie cutanée 0,037 µg/kg p.c./j
Colle à ongles (cosmétique)	Population : 14 à 18 ans Quantité de produit : 0,04 g (couche de base; Ficheux et al., 2014; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,076 % (1 % de monoéthérate de trifluorure de bore) Facteur de rétention : 1	Exposition par voie cutanée 0,049 µg/kg p.c./j
Colle à ongles (cosmétique)	Exposition par inhalation au monoéthérate de trifluorure de bore	Concentration moyenne - événement

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Scénario sentinelle sur l'exposition par inhalation de colle à faux cils	Fiche d'information sur ConsExpo Web (2020) : Cosmétiques, cosmétiques de maquillage, vernis à ongles, application Modèle : Inhalation, exposition à la vapeur, évaporation Durée de l'exposition : 5 min Matrice de masse moléculaire : 124 g/mol Quantité de produit : 0,04 g (couche de base; Ficheux et al., 2014; Santé Canada, 2023 b) Fraction massique : 1 % de monoéthérate de trifluorure de bore Volume de la pièce : 1 m³ Vitesse de renouvellement de l'air : 2/h (salle de bain) Pression de vapeur : 5 x 10⁻⁶ Pa Température d'application : 20 °C Poids moléculaire : 142 g/mol Coefficient de transfert de masse : 10 m/h Mode de libération dans une surface : constant Durée de l'émission : 5 min	0,42 mg de monoéthérate de trifluorure de bore /m³ MPT de 4 heures 0,008 8 mg de monoéthérate de trifluorure de bore /m³
Bombe pour le bain (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition aux sels de bain (cosmétique)	Population : 4 à 8 ans Exposition par voie cutanée pendant l'utilisation Exposition (µg/kg p.c./jour) = temps d'exposition (h/jour) * surface (cm²) * coefficient de perméabilité (cm/h) * concentration de bore (proportion) * [quantité de produit (g) * 1 000 mg/g / volume de baignoire (L)] * (0,001 L/cm³) * (1 000 µg/mg) / poids corporel (kg) Durée d'exposition : 0,4 h/jour, temps consacré au bain (US EPA, 2011) Surface : 8 290 cm² (corps entier moins la tête)	Exposition par voie cutanée 0,78 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Coefficient de perméabilité (K_P) : 0,000 5 cm/h (Wester et al. 1998 b) Concentration : 0,65 % (3 % de tétraborate de sodium) Quantité de produit : 200 g (grosse bombe de bain, jugement professionnel) Volume de la baignoire : 120 L (RIVM, 2006)	

Produits d'autosoins : exposition par voie orale, oculaire et otique

Les estimations de l'exposition par voie orale, oculaire et otique provenant des produits d'autosoins ont été obtenues à l'aide des algorithmes ci-dessous, à moins d'indication contraire :

Exposition par voie orale ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = quantité de produit * concentration de bore * fréquence d'utilisation (nbre de fois/jour) * [conversion des unités au besoin] / poids corporel (kg)

Exposition par voie orale ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = quantité de bore * fréquence d'utilisation (nbre de fois/jour) * [conversion des unités au besoin] / poids corporel (kg)

Exposition oculaire et otique ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = volume de la dose (ou volume disponible pour absorption) (mL/utilisation) * concentration de bore * fréquence d'utilisation (utilisation/jour) * [masse volumique 1 g/mL si nécessaire ou facteur de conversion des unités si nécessaire] * [absorption cutanée pour voie otique] / poids corporel (kg)

Tableau F-6. Produits d'autosoins – produits associées à une exposition par voie orale, oculaire et otique : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents du bore

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Suppléments de multivitamines et de minéraux et suppléments pour l'entraînement (PSN)	Population : adultes Exposition par voie orale découlant de l'utilisation Exposition ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) = quantité de bore ($\mu\text{g/jour}$) / poids corporel (kg) Quantité de bore : 700 $\mu\text{g/jour}$ (comme ingrédient médicinal; Santé Canada 2022c, 2023c).	Exposition par voie orale 9,5 $\mu\text{g/kg p.c./j}$

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Suppléments de multivitamines et de minéraux pour enfants (PSN)	Population : 6 à 8 ans Exposition par voie orale découlant de l'utilisation Exposition ($\mu\text{g/kg p.c./j}$) = quantité de bore ($\mu\text{g/jour}$) / poids corporel (kg). Quantité de bore : 0,167 mg (comme ingrédient médicinal provenant de l'acide borique ou du chélate de bore et de HVP) Fréquence : 1x/jour	Exposition par voie orale 7,26 $\mu\text{g/kg p.c./j}$
Produits de santé pour les articulations (PSN)	Population : adultes Quantité de bore : 3,36 mg/jour (comme ingrédient médicinal; Santé Canada, 2022 b)	Exposition par voie orale 45,4 $\mu\text{g/kg p.c./j}$
Autres suppléments oraux (PSN)	Population : adultes Quantité de bore : 5 mg (comme ingrédient médicinal du borax) Fréquence : 2x/jour	Exposition par voie orale 135,1 $\mu\text{g/kg p.c./j}$
Agent de blanchiment pour les dents (cosmétique)	Population : adultes Quantité de produit : 0,08 g (dentifrice, SCCS, 2015; Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,311 % (1 % de trioxyde de dibore)	Exposition par voie orale 3,4 $\mu\text{g/kg p.c./j}$
Dentifrice (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition à un dentifrice (PSN)	Population : 9 à 13 ans Quantité de produit : 0,14 g (Strittholt et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,04 % (0,3 % de perborate de sodium, 7775-19-1) Fréquence : 2,6x/jour (Ficheux et al. 2015; Santé Canada, 2023 b)	Exposition par voie orale 3,4 $\mu\text{g/kg p.c./j}$
Rince-bouche (cosmétique) Scénario sentinelle sur l'exposition occasionnée par le port d'un appareil buccal et l'usage d'un	Population : 4 à 8 ans, adultes Quantité de produit : 1; 1,7 g (étiquette du produit, SCCS, 2015; Santé Canada, 2023 b) Concentration : 0,04 % (0,3 % de perborate de sodium)	Exposition par voie orale 17,2; 9,1 $\mu\text{g/kg p.c./j}$

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
nettoyant à dentier (cosmétique)		
Produits pour les lèvres avec SPF (médicament en vente libre) Scénario sentinelle sur l'exposition à des produits hydratants pour les lèvres (cosmétique)	Population : 4 à 8 ans Quantité de produit : 0,022 g (Ficheux et al., 2016; Santé Canada, 2023 b) Concentration de bore : 0,29 % (1,36 % de borate de sodium, 7775-19-1) Fréquence : 1,2x/jour (Statistique Canada, 2017; Santé Canada, 2023 b)	Exposition par voie orale 3,4 µg/kg p.c./j
Gouttes ophtalmiques (PSN) Utilisation à court terme Scénario sentinelle sur l'exposition aiguë à des gouttes ophtalmiques en vente libre	Population : adultes Volume de la dose : 0,04 ml (compte-gouttes commercial dispensant des gouttes de 25 à 50 µL; toutefois, le fornix conjonctival chez l'adulte ne peut contenir que 10 µL. Supposons que le volume du fornix conjonctival est disponible pour l'absorption et que le liquide résiduel débordera [Farkouh et al. 2016 cité dans ECCC SC, 2019]. Volume de dose de 10 µL * 4 gouttes (2 gouttes/œil, 2 yeux) (BDPSNH) Concentration de bore : 0,187 % (1,067 % d'acide borique comme ingrédient non médicinal) Fréquence : 8x/jour pour une utilisation aiguë ou à court terme (propre au produit)	Exposition oculaire 8,1 µg/kg p.c./j
Gouttes ophtalmiques (médicament en vente libre) Utilisation à long terme Scénario sentinelle sur l'exposition chronique à des gouttelettes oculaires de PSN	Population : 4 à 8 ans, adultes Volume de la dose : 0,029 2-0,04 mL (compte-gouttes commercial dispensant des gouttes de 25 à 50 µL; toutefois, le fornix conjonctival chez l'adulte ne peut contenir que 10 µL. Supposons que le volume du fornix conjonctival est disponible pour l'absorption et que le liquide résiduel débordera [Farkouh et al.	Exposition oculaire 10,3; 4,4 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	2016 cité dans ECCC SC, 2019]. Volume de dose pour l'enfant ajusté en fonction de la capacité du fornix conjonctival de 7,3 µL pour un enfant de 5 ans, selon un volume de 10 µL pour un adulte, d'après le ratio du poids des globes oculaires adulte:enfant de 5 ans qui est de 15 g:11 g [CIPR, 1975]) * 4 gouttes (2 gouttes/œil, 2 yeux) Concentration de bore : 2,69 mg/mL (15,4 mg/mL d'acide borique) Fréquence : 3x/jour pour une utilisation à long terme (propre au produit)	
Solution pour lentilles de contact (médicament en vente libre)	Population : 9 à 13 ans Exposition oculaire pendant l'application Volume disponible pour absorption : 0,017 2 ml (d'après une capacité du fornix conjonctival de 10 µL pour l'adulte [Farkouh et al. 2016, cité dans ECCC, SC 2019] selon un volume de 8,6 µL/œil, d'après le ratio du poids des globes oculaires adulte: enfant de 10 ans, qui est de 15 g:12,9 g [CIPR, 1975]) * 2 yeux Concentration de bore : 1,05 mg/mL (6 mg d'acide borique/mL) (BDPP[modifié, 2023]) Exposition par la peau des mains pendant l'utilisation Exposition (µg/kg p.c./jour) = zone exposée (cm²) x épaisseur de la pellicule sur la peau (cm) x concentration de bore (mg/ml) * 1 000 µg/mg * absorption cutanée (proportion) / poids corporel (kg)	Exposition oculaire 0,43 µg/kg p.c./j Exposition par voie cutanée 0,82 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	Surface exposée : 152 cm² (surface des paumes des 2 mains/4, Santé Canada [modifié, 2022 b]) Épaisseur de la pellicule : 2,14 x 10⁻³ cm (eau, immersion, essuyage partiel; US EPA, 2011) Concentration de bore : 1,05 mg/mL (6 mg d'acide borique/mL) (BDPP[modifié, 2023])	
Produit de lavage oculaire (PSN)	Population : 4 à 8 ans Concentration de bore : 0,245 % (1,4 % d'acide borique comme ingrédient non médicinal) Exposition oculaire pendant l'utilisation Volume disponible pour absorption : 0,017 2 ml (d'après une capacité du fornix conjonctival de 10 µL pour l'adulte [Farkouh et al. 2016, cité dans ECCC, SC 2019] selon un volume de 7,3 µL, d'après le ratio du poids des globes oculaires adulte: enfant de 5 ans, qui est de 15 g:11 g [CIPR 1975] * 2 yeux) Exposition par voie cutanée pendant l'utilisation Exposition (µg/kg p.c./j) = volume de produit (mL) * masse volumique (1 g/mL) * concentration de bore (%/100) * facteur de rétention * absorption cutanée (proportion) * conversion µg/g / poids corporel (kg) Volume : 19,98 ml (volume total du produit utilisé, 20 ml, corrigé en fonction du volume disponible pour l'exposition oculaire, 0,014 6 ml) Facteur de rétention : 0,01 (lavage du visage)	Exposition oculaire 1,6 µg/kg p.c./j Exposition par voie cutanée 2,1 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Gouttes auriculaires (médicament en vente libre)	Population : 0 à 5 mois Exposition par voie otique pendant l'utilisation Volume de la dose : 0,15 ml (50 µL/goutte, en supposant que le volume est le même que celui des gouttes ophtalmiques [Farkouh et al. 2016, cité dans ECCC, SC 2019] * 3 gouttes dans l'oreille touchée, étiquette du produit) Concentration de bore : 1,74 mg/mL (10 mg d'acide borique/mL) (BDPP [modifié, 2023]) Fréquence : 4x/jour (étiquette du produit, BDPP [modifiée, 2023]) Absorption cutanée : 0,1	Exposition par voie cutanée 16,7 µg/kg p.c./j

Produits d'entretien des piscines et des spas

Les estimations de l'exposition à des produits d'entretien des piscines et des spas ont été calculées à l'aide des valeurs d'exposition unitaire de la BDEMP (Santé Canada, 2002a) et du modèle SWIMODEL de l'EPA des États-Unis (2003, 2016).

Tableau F-7. Produits d'entretien des piscines et des spas : calculs détaillés et intrants pour les estimations de l'exposition à l'acide borique en équivalents de bore

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
Forme du produit appliqué dans la piscine – poudre	Population : adultes Dose d'application : 70 ppm (0,70 kg par 10 000 L), concentration recommandée dans les piscines d'eau salée Exposition par inhalation durant le versement Modèle : BDEMP, inhalation, ouverture, mélange et chargement, poudre mouillable (pas de poudre soluble dans l'eau) et granules Exposition unitaire = 56,2 µg/kg manipulé pour la poudre mouillable, 2,2 µg/kg manipulé pour	Exposition par inhalation 4,0; 0,16 µg/kg p.c./j

Scénario	Modèle et intrants	Exposition
	les granules (Santé Canada, 2002a) Quantité de bore manipulée : 5,3 kg/jour (70 ppm = 0,7 kg par 10 000 L, piscine résidentielle typique 75 600 L, valeur par défaut US EPA, 2015 b)	
Baignade dans la piscine Scénario sentinelle sur l'exposition associée à l'utilisation du spa	Population : 4 à 8 ans, adultes SWIMODEL de l'EPA des É.-U. (US EPA, 2003, 2016) Kp (acide borique) : $5,0 \times 10^{-4}$ cm/h (Wester et al. 1998 b) Concentration de bore : 70 mg/L (dans la piscine d'eau salée) Surface de peau : 8 900; 18 700 cm ² , corps entier Durée d'exposition : 2,7 h/jour (Santé Canada, 2022a), 1 h/jour (US EPA, 2003, 2016) Taux d'ingestion : 0,038 L/h (Santé Canada, 2022a), 0,025 L/h (US EPA, 2003, 2016)	Exposition par voie cutanée 36,6; 8,8 µg/kg p.c./j Exposition par voie orale 312,3; 23,7 µg/kg p.c./j

Annexe G. Tableaux des données de biosurveillance

Tableau G-1. Concentrations de bore total dans l'urine (µg/g de créatinine) au Canada

Population à l'étude	Âge, années	Sexe	n	Médiane (IC à 95 %)	95e centile (IC à 95 %)	Référence
ECMS 2016-2017	3 à 79	H+F	2 691	880 (800 à 960)	2900 (2600 à 3300)	Santé Canada, 2023d
CHMS, 2018-2019	3 à 79	H+F	2 533	990 (900 à 1100)	2900 (2600 à 3300)	Santé Canada, 2023d
CHMS, 2018-2019	3 à 79	H	1 255	950 (830 à 1100)	2700 (2100 à 3300)	Santé Canada, 2023d
ECMS, 2018-2019	3 à 79	F	1 278	1000 (850 à 1200)	3200 (2700 à 3700)	Santé Canada, 2023d

ECMS, 2018-2019	3 à 5	H+F	515	2500 (2300 à 2600)	5800 (4800 à 6700)	Santé Canada, 2023d
ECMS, 2018-2019	3 à 5	H	253	2500 (2300 à 2700)	5500 (4400 à 6500)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	3 à 5	F	262	2600 (2300 à 2900)	6400 (5200 à 7500)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	6 à 11	H+F	499	1300 (1100 à 1400)	3200 (2900 à 3600)	Santé Canada, 2023d
ECMS, 2018-2019	6 à 11	H	249	1400 (1100 à 1700)	3300 (2900 à 3700)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	6 à 11	F	250	1300 (1100 à 1500)	3000 (2600 à 3300)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	12 à 19	H+F	505	690 (620 à 760)	1900 (1300 à 2600)	Santé Canada, 2023d
ECMS, 2018-2019	12 à 19	H	251	600 (480 à 730)	1700 (1300 à 2100)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	12 à 19	F	254	780 (680 à 880)	2200 (680 à 3600)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	20 à 39	H+F	329	810 (670 à 950)	2300 (1900 à 2700)	Santé Canada, 2023d
ECMS, 2018-2019	20 à 39	H	164	810 (610 à 1000)	2100 (1700 à 2500)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	20 à 39	F	165	840 (670 à 1000)	2600 (2000 à 3100)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	40 à 59	H+F	342	1000 (800 à 1200)	3100 (2300 à 4000)	Santé Canada, 2023d
ECMS, 2018-2019	40 à 59	H	171	950 (760 à 1100)	2500 (1700 à 3200)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	40 à 59	F	171	1200 (910 à 1500)	3400 (3000 à 3800)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	60 à 79	H+F	343	1000 (810 à 1300)	2900 (2300 à 3500)	Santé Canada, 2023d

ECMS, 2018-2019	60 à 79	H	167	1000 (810 à 1200)	2500 (1600 à 3400)	Santé Canada 2021
ECMS, 2018-2019	60 à 79	F	175	1300 (1000 à 1600)	3500 (2800 à 4300)	Santé Canada 2021
JES!–YEH! Jeunes des Premières Nations, 2015	3 à 19	H+F	50	991 (798 à 1254)	4387	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Jeunes des Premières Nations, 2015	3 à 19	H	26	882 ^a (702 à 1186)	3817	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Jeunes des Premières Nations, 2015	3 à 19	F	24	991 ^a (734 à 1856)	4194	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Jeunes des Premières Nations, 2015	3 à 5	H+F	10	2549 ^a (1131 à 3264)	6986	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Jeunes des Premières Nations, 2015	6 à 11	H+F	19	1253 (991 à 1474)	4364	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Jeunes des Premières Nations, 2015	12 à 19	H+F	21	615 (406 à 702)	951	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Anishinaabe 2015	3 à 19	H+F	28	1103 (837 à 1505 ^a)	4423	Lemire et al. 2019 ^b
JES!–YEH! Innu, 2015	3 à 19	H+F	22	819 (434 à 1146 ^a)	2836	Lemire et al. 2019 ^b

Abréviations : IC : intervalle de confiance. H = homme; F = femme;

^a Utiliser les données avec prudence (le CV se situe entre 16,6 % et 33,3 % et est associé à une grande variabilité d'échantillonnage).

^b Converti en µg/g de créatinine à partir de µmol/g de créatinine, comme indiqué dans Lemire et al. (2019), en utilisant un poids moléculaire du bore de 10,811.

Tableau G-2 Concentrations sanguines de bore total (µg/L) de la population générale

Population et type d'échantillon	Groupe d'âge	Sexe	n	Moyenne ± ET µg/L	Maximum µg/L	Référence
Alberta, femmes enceintes, sérum	Moins de 25 à 31 ans et plus	F	151 groupes	13-34	S. O.	Alberta Health and Wellness 2008
Alberta, enfants, sérum	2 à 13 ans	H+F	6 groupes	29-33	S. O.	Gouvernement de l'Alberta 2010
Nord de la Saskatchewan, femmes enceintes, sérum	n. d.	F	6 groupes n = 841	17, en moyenne 13-24	S. O.	Gouvernement de la Saskatchewan, 2019
Royaume-Uni sang total	n. d.	n. d.	50	56,7	170,4	Abou-Shakra et al. 1989
Royaume-Uni sérum	n. d.	n. d.	50	22,3	48,1	Abou-Shakra et al. 1989
Allemagne du Nord sang total	18 à 70 ans	H+F	130	42	195	Heitland et Köster, 2006
Nord de la France, plasma	21,2 (moyenne)	H	180	126,11 ± 106,27	600	Yazbeck et al. 2005
France, sang total	n. d.	n. d.	100	Médiane 26	44 (95e centile)	Goullé et al. 2005
France, plasma	n. d.	n. d.	100	Médiane 36	79 (95e centile)	Goullé et al. 2005

Abréviations : É.-T. = écart-type; n. d. = non disponible; S. O. = sans objet

On a supposé que la masse volumique du sang était de 1 g/mL lors de la conversion du poids/poids (poids/poids) en poids/volume (poids/vol).

Annexe H. Modèles de dosimétrie inverse appliquée à des données de biosurveillance

Modèle pour l'urine

Les estimations de l'apport quotidien de bore ont été calculées à l'aide des données de biosurveillance de l'ECMS au moyen de la méthode du bilan massique. La méthode du bilan massique repose sur la proportion de substance excrétée dans l'urine (P_{EU}) et le taux normalisé d'excrétion de la créatinine dans l'urine (Aylward et al. 2015). Une P_{EU} moyenne de 0,89 a été obtenue avec des études réalisées sur des humains (Kent et McCance, 1941; Jansen et al. 1984 a; Schou et al. 1984; Hunt et al. 1997; Naghii et Samman, 1997; Samman et al. 1998; Sutherland et al. 1998). Les taux moyens d'excrétion de créatinine dans l'urine (en g de créatinine/kg p.c./jour) de différents groupes d'âge sont tirés de Aylward et al. (2015).

$$AQB = B_{urine} \times EC_{24} / P_{EU}$$

AQB = Apport quotidien estimé de bore ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$)

B_{urine} = concentration de bore dans l'urine ($\mu\text{g/g de créatinine}$)

EC_{24} = taux de créatinine excrétée sur 24 heures (g créatinine/kg p.c./jour)

P_{EU} = proportion excrétée dans l'urine

Tableau H-1. Médiane et 95e centile de l'apport quotidien de bore d'après les données de biosurveillance du cycle 6 de l'ECMS (2018-2019)

Étude	Groupe d'âge (an)	Sexe	EC_{24} (g de créatinine/kg p.c./jour) ^a	B_{urine} médiane ($\mu\text{g/g de créatinine}$) ^b	95e centile de B_{urine} ($\mu\text{g/g de créatinine}$) ^b	AQB médian (mg/kg p.c./jour) ^c	95e centile AQB (mg/kg p.c./jour) ^c
ECMS	3 à 79 ans	H+F	0,019	990	2900	21,1	61,9
ECMS	3 à 79 ans	H	0,019	950	2700	20,3	57,6
ECMS	3 à 79 ans	F	0,019	1000	3200	21,3	68,3
ECMS	3 à 5 ans	H+F	0,016	2500	5800	44,9	104,3
ECMS	6 à 11 ans	H+F	0,019	1300	3200	27,8	68,3
ECMS	12 à 19 ans	H+F	0,021	690	1900	16,3	44,8
ECMS	20 à 39 ans	H+F	0,020	810	2300	18,2	51,7
ECMS	40 à 59 ans	H+F	0,020	1000	3100	22,5	69,7
ECMS	60 à 79 ans	H+F	0,020	1000	2900	22,5	65,2
ECMS	3 à 5 ans	H	0,016	2500	5500	44,9	98,9
ECMS	3 à 5 ans	F	0,016	2600	6400	46,7	115,1

ECMS	20 à 39 ans	F	0,020	840	2600	18,9	58,4
------	----------------	---	-------	-----	------	------	------

Abréviations : H = homme; F = femme; EC₂₄ = taux d'excrétion de la créatinine sur 24 heures; Burine = concentration de bore dans l'urine (µg/g de créatinine) P95, 95 th percentile; AQB = apport quotidien de bore; n. d. = non disponible

^a Aylward et al. 2015

^b Santé Canada 2021, 2023 d

^c Estimé à l'aide de l'équation du bilan massique : $AQB = Burine \times EC_{24} / P_{EU}$, où P_{EU} = proportion excrétée dans l'urine (0,89).

Modèle sanguin du bore

Santé Canada a utilisé une analyse par régression pour établir une corrélation entre l'apport de bore par voie orale et la concentration de bore dans le sang (sang total, plasma, sérum) pour faciliter l'estimation de l'apport en bore à l'aide des données existantes sur le bore sanguin issues d'études de biosurveillance. La méthode de régression est décrite en détail ci-dessous.

Les données toxicocinétiques indiquent que la concentration sanguine de bore atteint un équilibre après l'exposition (Treinen et Chapin, 1991). Le modèle à 3 compartiments utilisé pour décrire les concentrations d'acide borique dans le sang et l'urine à la suite d'une exposition par voie orale et intraveineuse chez des volontaires masculins laisse croire que d'autres compartiments sont nécessaires pour expliquer la rapidité des premiers stades de l'élimination du bore après l'absorption et la libération graduelle, 3 jours après l'absorption (Jansen et al. 1984 a, 1984b). Ce modèle semble également indiquer que l'accumulation de bore dépend de la vitesse à laquelle les réserves corporelles s'épuisent et de la clairance rénale. Dourson et al. (1998) ont proposé qu'il existe une relation non linéaire entre l'apport de bore et les concentrations sanguines après avoir examiné des études menées chez l'humain et le rat. Lorsque de nouvelles données supplémentaires ont été utilisées avec cette fonction suggérée par Dourson et al. (1998), l'uniformité des concentrations moyennes de bore dans le sang et les doses d'exposition se situaient dans les limites de la variabilité attendue de la plupart des données pharmacocinétiques (OMS, 2010). À la lumière de cela, nous avons utilisé une fonction puissance corrigée de la fonction de Dourson et al. (1998) pour décrire la corrélation qui existe entre les concentrations moyennes de bore dans le sang et l'apport quotidien de bore chez l'humain dans la présente évaluation.

Des études sur l'exposition au bore (c'est-à-dire par l'alimentation, les suppléments ou l'eau potable) ont été sélectionnées pour établir une corrélation après analyse par régression, car ces sources d'exposition sont plus pertinentes pour la population générale (voir l'annexe G). Dans les études de supplémentation, les volontaires ont reçu des suppléments à des concentrations connues de bore, et les concentrations sanguines de bore ont été surveillées à intervalles réguliers (Green et Ferrando, 1994; Hunt et al. 1997; Nielsen et Penland, 1999; Wallace et al. 2002). Les estimations d'apport tirées des études de supplémentation sont associées à une exposition au bore découlant de la prise de suppléments et de sources alimentaires. Étant donné que le bore est bien absorbé et excrété dans l'urine, Nielson et Penland (1999) ont estimé l'apport de bore en se fondant sur l'excrétion de bore dans l'urine. Dans Hunt et al. (1997), la concentration de bore dans le sang a été présentée en µmoles par litre, et la

masse moléculaire de 10,8 g/mol a été utilisée pour calculer la concentration de bore dans le sang en µg/L. Dans Green et Ferrando (1994), les concentrations plasmatiques moyennes de bore ont été calculées à l'aide des données plasmatiques individuelles. Pour les volontaires dont les concentrations plasmatiques de bore sont inférieures ou égales à la limite de détection, on a utilisé la moitié de la limite comme hypothèse dans les analyses subséquentes.

Dans les études sur l'eau potable, les concentrations de bore dans le sang ont été surveillées chez les personnes vivant dans le nord du Chili, une région où les concentrations de bore sont naturellement élevées dans l'eau potable et le sol (annexe G) (Barr et al. 1993; Harari et al. 2012). Barr et al. (1993) a calculé l'apport quotidien de bore à l'aide des concentrations de bore dans l'eau potable; l'apport alimentaire n'a pas été pris en compte. Harari et al. (2012) n'ont pas estimé l'apport de bore et n'ont fourni que la concentration de bore dans l'eau potable. On a supposé une consommation d'eau moyenne de 1,8 L par jour lors de l'estimation de l'apport de bore, une valeur conforme à l'hypothèse de Barr et al. (1993). Comme dans Barr et al. (1993), Harari et al. (2012) n'a pas tenu compte de la composante alimentaire dans le calcul des estimations de l'apport.

L'exposition au bore en milieu de travail est principalement attribuable à la poussière, et les hypothèses sur la taille des particules, la contribution pulmonaire et la biodisponibilité peuvent fausser les estimations de l'exposition en milieu de travail par rapport aux estimations de l'exposition pour la population générale. Par conséquent, seuls les groupes témoins (témoins des collectivités locales et témoins de l'exposition de fond des collectivités éloignées) des études réalisées en milieu de travail ont été relevés pour déterminer la corrélation par régression. Les témoins des collectivités étaient des personnes de la même collectivité que celle des travailleurs du bore, mais qui n'ont pas été exposés au bore en milieu de travail, tandis que les témoins de l'exposition de fond des collectivités éloignées étaient des personnes d'une autre collectivité où les niveaux d'exposition de fond au bore étaient faibles. Comme il est indiqué à l'annexe G, tous les apports par voie orale ont été convertis en mg B/kg p.c./jour. Lorsque le poids corporel n'était pas indiqué dans l'étude, un poids corporel moyen de 70 kg a été utilisé pour toutes les cohortes, à l'exception des cohortes chinoises. En général, le poids corporel des Chinois est inférieur à celui des autres groupes ethniques. Par conséquent, un poids corporel moyen de 60 kg a été choisi. Lorsque les concentrations de bore dans le sang étaient présentées sous la forme d'un ratio poids/poids, pour convertir les concentrations de bore dans le sang en poids/poids en poids/volume, on a supposé une masse volumique du sang de 1 g/ml.

Selon l'analyse de la régression, la corrélation mathématique entre la concentration de bore dans le sang et l'apport oral de bore est illustrée à la figure H-1 et s'exprime comme suit :

Concentration sanguine (µg/L) = 1 008,8 (apport quotidien)^{0,7339}
où l'apport quotidien est en mg B/kg p.c./jour.

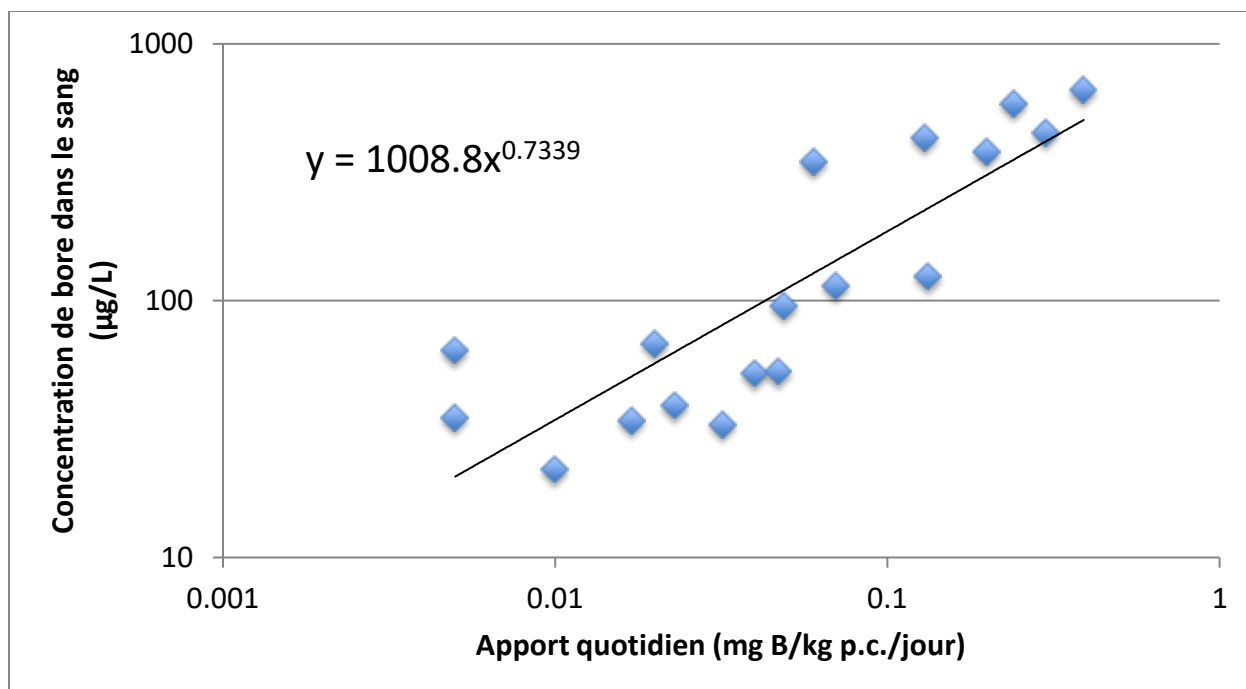


Figure H-1. Concentration de bore dans le sang en fonction de l'apport quotidien d'après plusieurs études sur l'exposition

[Le graphique de la figure H-1 montre la corrélation entre l'absorption quotidienne de bore et la concentration de bore dans le sang, établie à l'aide d'une régression utilisant une fonction puissance. Le graphique est tracé à l'aide d'une échelle logarithmique en base de 10. L'apport quotidien est exprimé en milligrammes de bore par kilogramme de poids corporel par jour et la concentration sanguine, en microgrammes par litre. Les points de données individuels provenant d'études où la principale source d'exposition était les suppléments et l'eau potable et ceux des groupes témoins provenant d'études en milieu de travail sont tracés selon la droite du meilleur ajustement. L'équation mathématique décrivant la corrélation établit que la concentration de bore dans le sang est égale à 1008,8 multiplié par l'apport quotidien à la puissance 0,7339.]

Tableau H-2. Résumé des concentrations sanguines de bore et des concentrations de l'apport issues de diverses études sur l'exposition chez l'humain

Type d'exposition	Apport moyen (mg B/kg p.c./jour)	Concentration sanguine moyenne ± ET ou (min-max) (µg/L)	Milieu biologique	Référence
Étude complémentaire (placebo)	0,017 ^{a,c}	34 ± 10	plasma	Nielsen et Penland 1999
Supplément	0,047 ^{a,c}	53 ± 12	plasma	Nielsen et Penland 1999

Type d'exposition	Apport moyen (mg B/kg p.c./jour)	Concentration sanguine moyenne $\pm$ ET ou (min-max) ($\mu\text{g/L}$)	Milieu biologique	Référence
Étude complémentaire (placebo)	0,005 ^c	64 $\pm$ 45 ^e	plasma	Hunt et al. 1997
Supplément	0,049 ^c	95 $\pm$ 56 ^e	plasma	Hunt et al. 1997
Supplément	0,032 ^c	32,9 ($\leq$ à 12-77) ^f	plasma	Green et Ferrando, 1994
Supplément	0,133 ^c	124 $\pm$ 20 ^g	plasma	Wallace et al. 2002
Eau potable (nord du Chili)	0,010 ^a	22 $\pm$ 2 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable	0,020 ^a	68 $\pm$ 34 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable	0,040 ^a	52 $\pm$ 15 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable	0,06 ^a	347 $\pm$ 163 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable	0,24 ^a	585 $\pm$ 166 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable	0,300 ^a	450 $\pm$ 87 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable	0,39 ^a	659 $\pm$ 337 ^g	sang total	Barr et al. 1993
Eau potable, mère-nourrisson (Argentine)	0,13 ^{a,d}	GM 430 (210-1500)	plasma	Harari et al. 2012
Eau potable, mère-nourrisson (Africa, nord du Chili)	0,20 ^{a,d}	GM 380 (125-1360)	sang total	Harari et al. 2012
Eau potable, mère-nourrisson (Santiago, Chili)	0,005 ^{a,d}	GM 35 (21-66)	plasma	Harari et al. 2012
Étude sur les travailleurs, Chine (témoin, collectivité éloignée)	0,02 ^{b,h}	39,1 (8,20-72,1)	sérum	Scialli et al. 2010
Étude sur les travailleurs, Chine (témoin, collectivité, 2004)	0,07 ^{b,h}	114 (3,29-348)	sérum	Scialli et al. 2010

^a Poids présumé de 70 kg

^b Poids présumé de 60 kg parce que le poids corporel moyen dans les cohortes chinoises est inférieur à celui des autres cohortes.

^c Les estimations de l'apport tiennent compte de l'apport alimentaire.

^d Consommation d'eau présumée de 1,8 L/jour (selon Barr et al. 1993)

^e Données présentées en $\mu\text{mol/L}$: la masse moléculaire du bore de 10,8 g/mol a été utilisée pour convertir les valeurs en $\mu\text{g/L}$.

^f La moyenne a été calculée à l'aide des concentrations plasmatiques individuelles de bore. On a supposé une valeur de la moitié de la limite de détection pour les données $\leq$ à la limite de détection.

^g On a supposé une masse volume du sang de 1 kg/L lors de la conversion du ratio poids/poids en poids/volume.

^h Exposition au bore par les milieux naturels (principalement par l'alimentation et l'eau potable)

Tableau H-3. Exposition générale quotidienne prévue ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$) à l'acide borique obtenue à l'aide des données de biosurveillance du sang ($\mu\text{g/L}$)

Ensemble de données	Sexe	Âge	Médiane de la concentration issue de la biosurveillance ($\mu\text{g/g}$ de créatinine ou $\mu\text{g/L}$)	95e centile de la concentration issue de la biosurveillance ($\mu\text{g/g}$ de créatinine ou $\mu\text{g/L}$)	Médiane de l'exposition ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$)	95e centile de l'exposition ($\mu\text{g/kg p.c./jour}$)
Alberta	F enceinte	Adulte	sang 34	S. O.	9,9	S. O.
Alberta	H+F	2 à 13	sang 33	S. O.	9,5	S. O.
Nord de la Saskatchewan	F enceinte	Adulte	sang 24	S. O.	6,1	S. O.

^a Valeur estimée à l'aide de l'équation de la concentration dans le sang ($\mu\text{g/L}$) = $1008,8 (\text{apport quotidien})^{0,7339}$, où l'apport quotidien est en mg B/kg p.c./jour