



Santé
Canada

Health
Canada

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

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

Le bore dans l'eau potable

Document technique
pour consultation publique

La période de consultation se termine le
13 mars 2020

Canada 

Objet de la consultation

Le présent document technique décrit l'évaluation de l'information disponible sur le bore dans le but de mettre à jour la ou les valeurs de recommandations actuelles pour la présence du bore dans l'eau potable. La présente consultation vise à solliciter des commentaires sur la valeur de la recommandation proposée, la démarche suivie pour l'élaborer et les coûts possibles de sa mise en œuvre.

Le document technique actuel pour le bore, dont la dernière version remonte à 1991, établissait une concentration maximale acceptable (CMA) de 5 mg/L (5 000 µg/L) fondée sur l'atrophie testiculaire observée dans le cadre d'une étude de deux ans réalisée sur les chiens par Weir et Fisher (1972), en tenant compte des limites des techniques de traitement.

Le présent document propose une CMA de 2 mg/L (2 000 µg/L) pour le bore dans l'eau potable, valeur aussi fondée sur les effets sur les testicules observés chez les chiens dans le cadre de l'étude de deux ans réalisée par Weir et Fisher (1972), en tenant compte de la réalisabilité par les techniques de traitement. Le document a été examiné par des experts externes et révisé. Nous sollicitons maintenant les commentaires du public. Ce document est disponible pour une période de consultation publique de 60 jours.

Les commentaires (avec justification pertinente, au besoin) peuvent être transmis à Santé Canada par courrier électronique à l'adresse :

hc.water-eau.sc@canada.ca.

Au besoin, les commentaires peuvent être envoyés par courriel à l'adresse suivante :
Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Santé Canada,
269, avenue Laurier Ouest, localisateur d'adresse 4903D,
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Les commentaires doivent nous parvenir avant le 13 mars 2020. Les commentaires reçus dans le cadre de la consultation seront transmis, avec le nom et l'affiliation de leurs auteurs, aux membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP). Les personnes qui ne souhaitent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il est à noter que le présent document technique sera révisé après l'analyse des commentaires reçus et que, s'il y a lieu, une recommandation pour la qualité de l'eau potable sera formulée. Le document devrait donc être considéré strictement comme une ébauche pour commentaires.

Recommandation proposée

Une concentration maximale acceptable (CMA) de 2 mg/L (2 000 µg/L) a été proposée pour le bore total présent dans l'eau potable, fondée sur la réalisabilité par les techniques de traitement.

Sommaire

Le présent document technique a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable et comprend une évaluation de tous les renseignements disponibles sur le bore.

Exposition

Le bore présent dans l'environnement provient à la fois de sources naturelles, comme l'altération des roches des sols et les embruns marins, et de l'activité humaine, comme la combustion de combustibles fossiles et le rejet d'eaux usées municipales et industrielles. On trouve également du bore dans les pesticides, les cosmétiques, les produits pharmaceutiques et produits de santé naturels ainsi que dans de nombreux produits de consommation, notamment les produits pour piscines et spas et les produits de nettoyage. Dans l'eau, le bore est surtout présent sous forme d'acide borique et de borates.

Au Canada, les aliments constituent la principale source d'exposition au bore, bien que certains produits de consommation puissent aussi contribuer notablement à l'exposition. L'exposition par l'eau potable peut représenter jusqu'à 16 % de l'exposition totale au bore par voie alimentaire. Dans la plupart des sources d'approvisionnement en eau potable, les concentrations de bore sont inférieures à 0,1 mg/L. Des concentrations plus élevées (1 à 5 mg/L) peuvent être mesurées dans certaines régions du Canada, en particulier dans les eaux souterraines contenant du bore d'origine naturelle. L'absorption du bore présent dans l'eau potable par contact cutané ou inhalation pendant le bain ou la douche devrait être négligeable.

Effets sur la santé

Le bore n'est pas un élément essentiel, mais certaines études indiquent qu'il pourrait être bénéfique pour la santé humaine. Des études réalisées chez l'humain ont établi des corrélations possibles entre le bore et des effets sur la reproduction et le développement. Ces études présentent toutefois un certain nombre de limites sur le plan de la conception et ne peuvent être utilisées aux fins de l'évaluation des risques. Dans les études menées sur des animaux, on a systématiquement observé des effets néfastes sur le système reproducteur des mâles après ingestion de fortes doses de bore, ce qui vient étayer les effets observés dans les études chez l'humain. Les effets testiculaires observés chez le chien constituaient l'effet le plus sensible et ont été utilisés pour établir la valeur basée sur la santé (VBS) proposée de 0,1 mg/L. Pour le calcul de la VBS, on a adopté une démarche prudente afin d'assurer une protection contre les effets potentiels sur la reproduction.

Considérations relatives aux méthodes analytiques et aux techniques de traitement

Le processus d'élaboration de la recommandation tient compte de la capacité à mesurer (quantifier) et à enlever (traiter) un contaminant présent dans l'eau potable. Plusieurs méthodes peuvent servir au dosage du bore total présent dans l'eau à des concentrations bien en deçà de la VBS proposée; la mesure de la substance ne constitue donc pas une limite à l'établissement d'une CMA. Les mesures devraient être pour le bore total, qui comprend les formes dissoutes et particulières dans un échantillon d'eau.

Il existe des techniques de traitement qui permettent d'enlever le bore des approvisionnements en eau potable. Cependant, les données des stations de traitement municipales indiquent que la plupart des systèmes ne permettaient pas d'atteindre une concentration de 0,1 mg/L dans l'eau traitée. L'évaluation des données montre qu'une concentration de moins de 2 mg/L dans l'eau traitée peut être obtenue à l'aide de diverses techniques de traitement présentant une même configuration et les mêmes conditions de fonctionnement. Les fournisseurs de l'eau potable bénéficient donc d'une certaine latitude dans le choix des techniques qui leur permettront d'atteindre la CMA proposée, même pour les systèmes dont la source d'approvisionnement en eau contient des concentrations élevées de bore (≥ 5 mg/L). Une concentration de 2 mg/L dans l'eau traitée peut aussi être atteinte par les petits systèmes d'approvisionnement en eau potable qui utilisent des techniques moins complexes (p.e. un système d'osmose inverse à passage unique) pouvant être plus pratiques lorsque les ressources sont limitées.

Bien que les techniques de traitement pour enlever le bore de façon efficace soient limitées à l'échelle résidentielle, les appareils de traitement par osmose inverse et distillation devraient être en mesure de ramener les concentrations de bore dans l'eau traitée à 2 mg/L ou moins.

Étant donné que la capacité des techniques de traitement est un facteur limitatif aux fins de l'établissement d'une recommandation pour le bore dans l'eau potable, Santé Canada et le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable continueront de suivre les nouvelles recherches sur les techniques de traitement afin de réviser la valeur de la recommandation et de mettre à jour le document technique de la recommandation, au besoin.

Réseau de distribution

Étant donné que le bore est adsorbé sur les oxydes d'aluminium et de fer dans l'environnement, il est possible qu'il s'accumule aussi dans les réseaux de distribution où ces types de dépôts sont présents. Lorsque les sources d'approvisionnement en eau contiennent du bore, les services publics devraient déterminer si le bore doit être inclus dans leur plan de gestion des réseaux de distribution.

Application de la recommandation

Remarque : Il est conseillé de demander des indications précises concernant la mise en œuvre des recommandations pour l'eau potable auprès des autorités compétentes du territoire visé.

Pour le calcul de la VBS, on a adopté une démarche prudente afin d'assurer une protection contre les effets potentiels sur la reproduction. On devrait s'efforcer, dans toute la mesure du possible, de ramener les concentrations de bore dans l'eau potable à moins de 2 mg/L. Des concentrations plus faibles peuvent être obtenues à l'aide de certains systèmes de traitement de l'eau potable, selon la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement, le type de technique de traitement utilisé et les conditions de fonctionnement de la station de traitement.

La cause de tout dépassement de la CMA proposée devrait faire l'objet d'une enquête. Lorsqu'il y a un dépassement dans une source d'approvisionnement en eau qui n'est pas muni d'un système de traitement, une surveillance supplémentaire devrait être exercée afin de confirmer ce dépassement. S'il est confirmé que les concentrations de bore dans la source d'approvisionnement en eau sont supérieures à la CMA proposée, une enquête devrait être menée afin de déterminer la meilleure façon de diminuer l'exposition au bore. On pourrait ainsi utiliser une autre source d'approvisionnement en eau ou mettre en place un système de traitement.

Lorsqu'un système de traitement est déjà installé et qu'un dépassement est observé, un enquête devrait être mené afin de vérifier l'efficacité du traitement et de déterminer si des ajustements sont nécessaires pour ramener les concentrations dans l'eau traitée sous la CMA proposée.

Considérations internationales

Les recommandations et les normes ou directives pour la qualité de l'eau potable établies par les pays étrangers ou organismes internationaux peuvent varier en raison des données scientifiques connues au moment de l'étude ainsi que des règles et méthodes choisies, par exemple, la sélection des études et les différences dans les taux de consommation, les poids corporels et les facteurs d'attribution. D'autres organismes internationaux ont adopté des recommandations et normes relatives aux niveaux de bore dans l'eau potable. L'Organisation mondiale de la Santé (OMS), le National Health and Medical Research Council d'Australie et l'Union européenne ont fixé des limites réglementaires fondées sur la santé de 2,4, de 4 et de 1 mg/L, respectivement, pour le bore présent dans l'eau potable.

L'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA) n'a pas établi de limite réglementaire pour le bore dans l'eau potable, mais a fixé un seuil d'avis sanitaire à vie de 5 mg/L.

Table des matières

Objet de la consultation	i
Recommandation proposée	ii
Sommaire.....	ii
Exposition.....	ii
Effets sur la santé.....	ii
Considérations relatives aux méthodes analytiques et aux techniques de traitement	ii
Réseau de distribution	iii
Application de la recommandation.....	iii
Considérations internationales.....	iv
1.0 Considérations relatives à l'exposition.....	1
1.1 Sources, utilisation et propriétés.....	1
1.2 Devenir dans l'environnement	1
1.3 Exposition.....	2
2.0 Considérations relatives à la santé.....	5
2.1 Cinétique.....	5
2.2 Effets sur la santé.....	6
2.2.1 Effets sur le développement et la reproduction	7
2.3 Mode d'action.....	14
2.4 Étude clé retenue	15
3.0 Calcul de la valeur basée sur la santé (VBS).....	15
4.0 Considérations liées à l'analyse et au traitement.....	17
4.1 Méthodes d'analyse permettant de déceler la présence de bore.....	17
4.1.1 Méthodes normalisées	17
4.1.2 Trousses d'analyse colorimétrique portatives et en ligne	18
4.1.3 Préparation et conservation des échantillons.....	19
4.2 Considérations relatives au traitement.....	19
4.2.1 Chimie du bore	19
4.2.2 Traitement municipal	20
4.2.2.1 Osmose inverse (OI)	20
4.2.2.2 Échange d'ions	23
4.2.3 Traitement résidentiel.....	25
4.2.4 Sommaire des capacités de traitement.....	26
4.3 Considérations relatives aux réseaux de distribution	27
5.0 Surveillance	27
5.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau	27
5.2 Traitement.....	27
5.3 Surveillance de la conformité	27
5.4 Réseau de distribution	27

5.5 Traitement résidentiel	28
6.0 Considérations internationales.....	28
7.0 Justification de la concentration maximale acceptable (CMA).....	29
8.0 Références	31
Annexe A : Liste des acronymes	42
Annexe B : Impacts provinciaux et territoriaux prévus.....	44
Annexe C : Données sur la qualité des eaux au Canada.....	48

1.0 Considérations relatives à l'exposition

1.1 Sources, utilisation et propriétés

Le bore (numéro de registre du Chemical Abstracts Service 7440-42-8) provient de sources naturelles et anthropiques. Il pénètre dans l'environnement par des mécanismes naturels, comme l'altération des roches et des sols contenant du bore, les embruns marins, les volcans et les eaux géothermales (Coughlin, 1996). Les sources anthropiques de bore comprennent la combustion de combustibles fossiles, l'application de pesticides, les pratiques agricoles (p. ex. l'irrigation), les effluents des stations de traitement des eaux usées et les procédés industriels ainsi que d'autres activités humaines (p. ex. incinération) (CCME, 2009). La plus grande partie du bore d'origine anthropique qui pénètre dans les sources d'approvisionnement en eau potable provient des détergents et des engrains (Parks et Edwards, 2005). Cependant, les apports anthropiques de bore dans les milieux naturels sont considérés plus faibles que les apports des processus naturels (U.S EPA, 2008).

Parmi les plus de 200 minéraux contenant du bore, seulement quatre (le borax, la kernite, la colémanite et l'ulexite) ont une importance commerciale et représentent plus de 90 % des borates utilisés industriellement à l'échelle mondiale (ATSDR, 2010). Les borates et les acides boriques entrent dans la fabrication du verre, des savons, des détergents et des retardateurs de flamme et sont utilisés comme absorbeurs de neutrons dans les stations nucléaires. L'acide borique, les borates et les perborates sont utilisés dans les antiseptiques légers, les produits pharmaceutiques et les produits de santé naturels, la thérapie de capture de neutrons par le bore, les agents antioxydants pour le soudage et les engrains agricoles (SC, 2007; CCME, 2009). Les borates entrent dans la fabrication d'adhésifs et de produits d'étanchéité, de peintures et d'enduits, de produits de soins personnels, de lubrifiants et de graisses et d'emballages alimentaires (ECCC et SC, 2016). L'acide borique et ses sels sont employés comme insecticides et fongicides (ARLA, 2012) et leur utilisation dans la fabrication de produits à des concentrations inférieures à 5 % est autorisée dans certaines conditions (SC, 2018). Bien que l'acide borique soit naturellement présent dans les aliments, en particulier les aliments d'origine végétale (ATSDR, 2010), il ne peut être importé, utilisé ou vendu comme ingrédient alimentaire au Canada (ACIA, 2013).

Le bore a un poids moléculaire de 10,81 g/mol et n'existe pas sous sa forme élémentaire dans la nature. Dans l'eau, le bore est surtout présent en équilibre sous forme d'acide borique non dissocié (H_3BO_4 ; numéro CAS 10043-35-3) et d'autres borates (p. ex. $\text{B}(\text{OH})_4^-$) (CCME, 2009). L'acide borique a un poids moléculaire de 61,83 g/mol, est très soluble (49 g/L) et présente une pression de vapeur négligeable et un $\log K_{\text{oe}}$ de 0,175 (ECETOC, 1995; ECCC et SC, 2016). Les propriétés chimiques et toxicologiques de l'acide borique et des autres borates (p. ex. borax) devraient être comparables sur une base d'équivalents molaires de bore lorsque ces substances sont dissoutes dans l'eau ou des liquides biologiques (OMS, 2009).

1.2 Devenir dans l'environnement

La plupart des espèces minérales du bore significatives du point de vue environnemental sont très solubles dans l'eau (ATSDR, 2010), et leur solubilité augmente avec la température (Coughlin, 1996). Par conséquent, les composés de bore présents dans l'eau peuvent être difficilement extraits de la solution par des mécanismes naturels (Butterwick et coll., 1988). Leur distribution dans l'environnement dépend de la géologie, des précipitations, des taux d'évaporation et du type d'aquifère (Coughlin, 1996). À un pH acide, le bore présent dans une

solution prend le plus souvent la forme d'un acide borique non dissocié, tandis qu'à un pH alcalin (supérieur à une valeur pKa de 9,2), il est surtout présent sous forme d'ions borate; les deux formes sont très solubles et stables et ne devraient pas se dégrader davantage (CCME, 2009). Dans des eaux dures riches en calcium, la formation de paires d'ions entre le calcium et $\text{B}(\text{OH})_4^-$ pourrait avoir un effet sur la spéciation du bore (Butterwick et coll., 1989). Le seul mécanisme notable pouvant influer sur le devenir du bore dans l'eau réside dans la réaction d'adsorption-désorption avec le sol et les sédiments (CCME, 2009), dont l'importance est fonction du pH de l'eau, de la concentration en bore de la solution et de la composition chimique du sol (CCME, 2009; ATSDR, 2010). La plus forte adsorption est observée dans les eaux dont le pH se situe entre 7,5 et 9,0 (ATSDR, 2010). Des pH plus élevés tendent à diminuer l'adsorption du bore (Goldberg et Su, 2007) à mesure que les espèces de bore et les charges sur les surfaces adsorbantes deviennent moins favorables (U.S. EPA, 2008). Dans le sol, les principales surfaces sur lesquelles le bore est adsorbé comprennent les oxydes d'aluminium et de fer, les minéraux argileux, le carbonate de calcium et la matière organique (Goldberg et Su, 2007), l'oxyde d'aluminium amorphe jouant vraisemblablement le rôle le plus important (ATSDR, 2010). Les formes types de bore présentent une faible volatilité et devraient être libérées dans l'air sous forme de matière particulaire (ECCC et SC, 2016); cependant, certaines études de surveillance ont aussi décelé de l'acide borique en phase gazeuse (p. ex. Anderson et coll., 1994; Cheng et coll., 2009). Le bore atmosphérique devrait retomber sous forme de dépôts humides (pluie et neige) et de dépôts secs (Anderson et coll. 1994; Fogg et Duce 1985; Kot 2009; Zhao et Liu 2010).

1.3 Exposition

Pour la population canadienne générale, l'apport quotidien total moyen de bore provenant du milieu et des aliments varie de 3 à 92 µg/kg de poids corporel (p. c.) par jour, selon le groupe d'âge, une proportion estimée entre 3 et 16 % de l'apport alimentaire total étant attribuable à l'eau potable (ECCC et SC, 2016). Les aliments sont la principale source d'exposition au bore, les fruits et les légumes représentant 40 à 60 % de l'apport alimentaire (ECCC et SC, 2016). Les produits de consommation peuvent aussi contribuer de façon notable à l'apport quotidien total, avec une limite supérieure d'exposition estimée à 2 819 µg/kg p. c. par cas d'ingestion directe de pâte à modeler par des enfants (ECCC et SC, 2016). Le sol, l'air et la poussière seraient des sources négligeables d'exposition au bore (OMS, 2009; ECCC et SC, 2016). La grande disparité des apports quotidiens découle de la variabilité des concentrations de bore dans les aliments, l'eau potable et les produits de consommation et de leurs modes d'utilisation ainsi que des émissions dans l'environnement sous l'effet des processus naturels d'altération et de l'activité humaine (Becking et Chen, 1998; ECCC et SC, 2016).

La plus grande partie du bore se trouve dans les océans. La concentration moyenne dans l'eau de mer est de 4,5 mg/L (CCME, 2009) et se situe entre 3,7 et 4,3 mg/L dans les eaux côtières canadiennes (Moss et Nagpal, 2003). La quantité de bore présent dans l'eau douce varie en fonction de la nature géochimique du bassin versant, de la proximité de zones marines et côtières et des apports d'effluents industriels et municipaux (Butterwick et coll., 1989). La concentration de bore dans les eaux de surface (rivières et cours d'eau) peut varier selon les saisons, les concentrations étant plus élevées pendant l'hiver et le printemps et plus faibles pendant l'été et l'automne (Hall Jr. et coll., 2004). Bien que l'on trouve du bore tant dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines, les concentrations moyennes dans les eaux souterraines tendent à être plus élevées que dans les eaux de surface (Frey et coll. 2004).

Les données de surveillance de l'eau peuvent être obtenues auprès des autorités provinciales et sont fournies dans le cadre de l'Enquête nationale sur l'eau potable (tableau 1). Les données d'ECCC sur certains bassins versants sont aussi présentées à l'annexe C. Du bore, sous toutes ses formes, est décelé dans tous les types d'eaux au Canada; cependant, les concentrations moyennes varient selon les provinces et les territoires, les concentrations les plus élevées étant mesurées au Manitoba, en Saskatchewan et en Ontario. Les concentrations médiane, moyenne et au 90^e centile sont inférieures à 1 mg/L pour l'eau brute, traitée et distribuée, qu'il s'agisse d'eaux de surface ou d'eaux souterraines. Les données globales pour le Canada (soit la moyenne pondérée des données des provinces et des territoires) montrent qu'à l'échelle du pays, les concentrations moyennes de bore de tous les types d'approvisionnements municipaux (eau distribuée et traitée, qu'il s'agisse d'eau souterraine ou de surface) sont inférieures à 0,1 mg/L.

Tableau 1. Présence de bore total dans les eaux canadiennes (2005-2013)

Territoire (LDM mg/L)	Type d'eau (Eau municipale : eau souterraine ou de surface – brute, traitée, distribuée ^a et eau non municipale : eau souterraine ou origine non précisée ^b)	Nombre de détections/échantillons	Valeurs supérieures à la LDM (mg/L)			
			Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Maximale
Alberta ¹ (0,002 - 0,05)	Eau municipale :					
	Eau de surface – brute	68/68	0,01	0,01	0,01	0,02
	Eau de surface – traitée	83/83	0,01	0,02	0,03	0,36
	Eau non municipale – origine non précisée	72/72	0,19	0,22	0,44	1,3
Manitoba ² (0,01 - 0,1)	Eau municipale :					
	Eau souterraine et de surface – brute	889/1 161	0,09	0,24	0,6	6,40
	Eau souterraine et de surface – brute	845/1 147	0,08	0,23	0,54	5,70
	Eau non municipale : eau souterraine	52/52	0,22	0,38	0,91	1,58
Nouveau-Brunswick ³ (0,005 - 0,1)	Eau municipale :					
	Eau souterraine – brute	889/1 253	0,02	0,05	0,11	0,93
	Eau souterraine – traitée	50/64	0,02	0,03	0,04	0,21
	Eau souterraine – distribuée	442/607	0,02	0,04	0,11	0,46
	Eau de surface – brute	58/103	0,01	0,02	0,12	0,14
	Eau de surface – traitée	45/40	0,01	0,03	0,11	0,19
	Eau de surface – distribuée	193/222	0,01	0,03	0,12	1,40
Terre-Neuve ⁴ (S. O.)	Eau municipale :					
	Eau souterraine – brute	935/1 257	0,02	0,04	0,08	0,61
	Eau souterraine – distribuée	1 894/2 363	0,02	0,04	0,08	0,76
	Eau de surface – brute	413/1 861	0,01	0,01	0,02	0,02
	Eau de surface – distribuée	956/4 546	0,01	0,01	0,02	0,15
Ontario ⁵ (0,001 – 0,05)	Eau municipale :					
	Eau souterraine - traitée	1 435/2 722	0,03	0,12	0,24	4,97
	Eau de surface - traitée	1 062/2 672	0,02	0,04	0,05	2,05

Territoire (LDM mg/L)	Type d'eau (Eau municipale : eau souterraine ou de surface – brute, traitée, distribuée ^a et eau non municipale : eau souterraine ou origine non précisée ^b)	Nombre de détections/échantillons	Valeurs supérieures à la LDM (mg/L)			
			Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Maximale
Québec ⁶ (0,02 - 0,1)	Eau municipale :					
	Eau souterraine – traitée	2 934/4 691	0,04	0,07	0,16	0,74
	Eau de surface – traitée	738/1 314	0,02	0,04	0,09	0,44
	Eau souterraine et de surface – distribuée	109/172	0,05	0,07	0,11	2,00
Saskatchewan ⁷ (0,001 - 0,01)	Eau municipale :					
	Eau souterraine – brute	60/60	0,24	0,25	0,51	0,75
	Eau de surface – brute	6/6	0,04	0,05	0,06	0,07
	Eau souterraine et de surface – traitée	55/57	0,03	0,03	0,64	1,50
	Eau souterraine et de surface – distribuée	1 414/1 445	0,14	0,26	0,54	5,50
Yukon ⁸ (0,04 - 0,1)	Eau municipale :					
	Eau souterraine – brute	16/30	0,02	0,12	0,45	0,55
Canada ^c	Eau municipale :					
	Eau souterraine – traitée			0,086		
	Eau souterraine – distribuée			0,040		
	Eau de surface – traitée			0,039		
	Eau de surface – distribuée			0,013		
ENEP ⁹ (0,01)	Eau municipale :					
	Eau brute	61/130	0,03	0,16	0,29	2,70
	Eau traitée	65/130	0,02	0,15	0,24	2,7
	Eau distribuée	145/390	0,03	0,17	0,17	2,80

LDM = Limite de détection de la méthode; ENEP = Enquête nationale sur l'eau potable (2009-2010)

^a La mention « Eau souterraine ou de surface » signifie que le type de source d'approvisionnement n'est pas précisé dans les données.

^b Les approvisionnements non municipaux provenant le plus souvent des eaux souterraines (p. ex. eau souterraine brute), les résultats d'évaluation de la qualité de l'eau ne sont pas sous-catégorisés. Les données sur les sources d'approvisionnement non municipales en Alberta correspondent au bore dissous.

^c Les valeurs canadiennes représentent la moyenne pondérée des concentrations de bore mesurées dans les provinces et territoires ci-dessus (P-T) [Somme de (nombre d'échantillons P-T) x (concentration moyenne de bore P-T)] / Nombre total d'échantillons.

¹ Alberta Environment and Sustainable Resource Development (2013); ² Manitoba Conservation and Water Stewardship (2013); ³ Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick (2013); ⁴ Ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador (2013); ⁵ Ministère de l'Environnement de l'Ontario (2013); ⁶ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Faune et des Parcs du Québec (2013); ⁷ Saskatchewan Water Security Agency (2012); ⁸ Santé et Affaires sociales du Yukon (2013); ⁹ Santé Canada (2017).

Une analyse plus poussée des concentrations plus élevées présentées au tableau 1 et de l'information tirée de la documentation publiée indique que ces fortes concentrations de bore (> 1 mg/L) sont mesurées dans les eaux souterraines de certains aquifères de l'Ontario, du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta. Le plus souvent, les concentrations de bore dans

ces sources sont inférieures à 5 mg/L, mais des concentrations pouvant atteindre 8 à 9 mg/L ont été mesurées (Lemay, 2002; Desbarats, 2009; Gouvernement du Manitoba, 2010; Hamilton, 2015).

2.0 Considérations relatives à la santé

2.1 Cinétique

Absorption : L'absorption gastro-intestinale des composés de bore est comparable chez les humains et les animaux de laboratoire (rats, lapins) et variait de 64 à 98 % (Jansen et coll., 1984; Schou et coll., 1984; Vanderpool et coll., 1994; Hunt et coll., 1997; Dourson et coll., 1998). Les borates inorganiques sont rapidement hydrolysés en acide borique dans l'intestin (IOM, 2001; Pahl et coll., 2001) et assimilés presque exclusivement (> 98 %) sous forme d'acide borique non dissocié, qui est vraisemblablement absorbé par diffusion passive non facilitée (IOM, 2001; Pahl et coll., 2001). Des études sur l'exposition par voie cutanée montrent que l'absorption du bore par la peau intacte varie de 0,5 à 10 % (ECCC et SC, 2016), mais il est plus facilement absorbé par une peau abîmée, en particulier lorsqu'il est dissout dans un milieu aqueux (Draize et Kelley, 1959; Friis-Hansen et coll., 1982; Stuttgen et coll., 1982; Murray, 1998; See et coll., 2010). Le bore peut aussi être absorbé par les tissus pulmonaires à la suite d'une exposition par inhalation chez l'humain et le rat (Culver et coll., 1994; Wilding et coll., 1959).

Distribution : La distribution du bore est similaire chez les humains et les animaux de laboratoire (rats, lapins), la substance étant distribuée uniformément par diffusion passive dans les liquides corporels et les tissus mous (foie, rein, muscle, colon, cerveau, testicules, épидidyme, vésicules séminales, prostate et surrénales) et atteignant un état stable en 3 à 4 jours (Ku et coll., 1991; Treinen et Chapin 1991; Moseman, 1994; Murray, 1998; Bakirdere et coll., 2010). Chez les animaux et les humains, le bore ne s'accumule pas au-delà des concentrations plasmatiques dans les tissus mous, y compris les testicules, mais il s'accumule dans les os (concentrations de 2 à 3 fois plus élevées que dans les tissus mous) (Forbes et coll., 1954; Forbes et Mitchell, 1957; Ku et coll., 1991; Culver et coll., 1994; Moseman, 1994; Chapin et coll., 1998; Murray, 1998). En Alberta, les concentrations sanguines moyennes de bore de 0,034 µg/ml mesurées dans le cadre d'études de biosurveillance se sont révélées représentatives des niveaux observés dans la population canadienne et des niveaux d'exposition chez les enfants et les adultes (Alberta Health and Wellness 2008; Gouvernement de l'Alberta 2010; ECCC et SC, 2016). Les valeurs maximales de bore dans le sang (0,195 µg/ml) ont été mesurées en Allemagne et sont réputées représenter la limite supérieure des concentrations observées chez les Canadiens (Heitland et Köster 2006; ECCC et SC, 2016). L'accumulation dans les os est dépendante de la dose, mais réversible lorsque l'exposition prend fin (Moseman, 1994; Chapin et coll., 1997). Le bore peut traverser le placenta chez l'humain et a été mesuré dans le sang placentaire et le sang de cordon ombilical (Grella et coll., 1976, tel que cité dans ECHA, 2010; Huel et coll., 2004; Caglar et coll., 2014). Par ailleurs, les concentrations sanguines et sériques maternelles de bore étaient fortement corrélées avec les concentrations de bore dans le sang de cordon ombilical chez l'humain (Caglar et coll., 2012, 2014).

Les taux sanguins résultant d'un apport donné de bore varient selon les espèces, et les humains semblent présenter des concentrations sanguines plus élevées pour un apport donné que les animaux (chiens, rats) (Culver et coll., 1994).

Métabolisme : Rien n'indique que les composés du bore soient métabolisés. Il semble en effet que l'acide borique ne soit pas métabolisé dans l'organisme, car une grande quantité d'énergie (523 kJ/mol) serait nécessaire pour briser la liaison bore-oxygène (Murray 1998).

Excrétion : Le degré d'enlèvement de l'acide borique est, dans l'ensemble, comparable chez les humains et les rongeurs. Chez l'humain, environ 90 % du bore administré par voie orale sous forme d'acide borique sont excrétés inchangés dans l'urine (Kent et McCance, 1941; Jansen et coll., 1984; Schou et coll., 1984; Hunt et coll. 1997; Naghii et Samman, 1997; Murray, 1998; Samman et coll., 1998; Sutherland, 1998). Chez le rat, 95 % et 4 % de la dose administrée ont été respectivement récupérés dans l'urine et les matières fécales dans les 24 heures suivant l'exposition (Vanderpool et coll., 1994).

L'acide borique n'étant pas métabolisé, la clairance rénale devrait déterminer son taux d'excrétion, et il est établi que la clairance rénale est plus rapide chez le rat que chez l'humain. Chez le rat, le débit de filtration glomérulaire (DFG) (163 ml/h/kg ou 2,72 ml/min/kg) est environ 4 fois plus élevé que chez l'humain (41 ml/h/kg ou 0,68 ml/min/kg), lorsque comparé sur la base du poids corporel (Dourson et coll., 1998; Murray, 1998; Hasegawa et coll., 2013). Les écarts de DFG expliquent vraisemblablement les différences entre les taux sanguins de bore chez le rat et l'humain.

La clairance rénale augmente aussi pendant la gestation tant chez l'humain que chez le rat (Dourson et coll., 1998), bien que les augmentations observées ne soient pas nécessairement statistiquement significatives dans les études individuelles (Pahl et coll., 2001; Vaziri et coll., 2001). En regroupant les résultats de plusieurs études, Dourson et coll. (1998) ont constaté que la clairance sanguine moyenne du bore était 2,4 fois plus élevée chez les rates gravides (397 ml/kg/heure) que chez les rates non gravides (163 ml/kg/heure). Dans l'ensemble, pendant la gestation, la clairance rénale augmente de 50 % chez l'humain et de 21 % chez le rat (Cheung et Lafayette, 2013; Hasegawa et coll., 2013).

Modèles pharmacocinétiques à base physiologique : Aucun modèle applicable à l'évaluation actuelle des risques n'a été répertorié.

2.2 Effets sur la santé

La base de données sur la toxicité du bore par voie orale est bien caractérisée (p. ex. carcinogénicité, reproduction, développement, effets sur les os, les reins, le foie, le système nerveux) tant chez l'animal que chez l'humain (voir ATSDR (2010) et U.S. EPA (2008) pour un examen détaillé) et identifie clairement les effets sur la reproduction et le développement comme les cibles les plus sensibles pour la toxicité du bore chez les animaux (U.S. EPA, 2008; OMS, 2009; ATSDR, 2010; EFSA, 2013). L'examen complet le plus récent sur le bore a été effectué par l'EFSA et porte sur la documentation publiée jusqu'en 2012. La présente évaluation tient compte des données antérieures ainsi que du matériel publié après cette période (de 2012 à 2018). Santé Canada a aussi déjà examiné la toxicité de l'acide borique, de ses sels et de ses précurseurs en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (ECCC et SC, 2016), de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (ARLA, 2012, 2016) et du *Règlement sur les produits de santé naturels* (Santé Canada, 2007).

Effets bénéfiques : Un certain nombre d'études indiquent que le bore peut être bénéfique pour la santé humaine, mais le rôle essentiel de cet élément n'a pas été démontré. Le bore a été utilisé pour traiter l'inflammation, l'arthrite, les douleurs menstruelles et les calculs rénaux (Scorei et coll., 2011; Naghii et coll., 2011; Naghii, 2013; Naghii, 2014) et pourrait avoir une action protectrice contre certains cancers, la perte osseuse et les lésions hépatiques (Cui et coll.,

2004; Barranco et coll., 2007; Mahabir et coll., 2008; ATSDR, 2010; Hakki et coll., 2013; Balabanli et Balaban, 2015; Toker et coll., 2016). Certaines études indiquent également que le bore pourrait jouer un rôle bénéfique dans la reproduction masculine (Korkmaz et coll., 2011; Cortés et coll., 2017). Des effets bénéfiques sur les paramètres spermatiques ont été observés chez des hommes qui avaient consommé de l'eau potable présentant des concentrations de bore de 3,0 à 7,0 mg/L; des effets néfastes ont toutefois été constatés à des doses plus élevées et plus faibles, ce qui suggère une courbe dose-réponse en forme de U (Cortés et coll., 2017).

Toxicité aiguë : La documentation fait état de nombreux cas d'intoxication après une ingestion aiguë d'acide borique ou de ses sels ou l'exposition d'une peau abîmée à ces substances. La dose létale aiguë d'acide borique par voie orale varie de 15 à 280 g (3 à 49 g B) chez les adultes, de 1 à 3 g (0,2 à 0,5 g B) chez les nouveau-nés, de 5 à 6 g (0,9 à 1 g B) chez les nourrissons et de 15 à 20 g (3 à 4 g B) chez les enfants (Ishii et coll., 1993; Corradi et coll., 2010; Rani et Meena, 2013). Les symptômes d'une exposition aiguë sont variables et comprennent des effets cutanés comme l'érythème et la desquamation, des nausées, de la diarrhée, des douleurs abdominales, des maux de tête, des frissons, des convulsions, de la léthargie, une altération de l'état mental, le coma et des effets sur les reins (Culver et Hubbard, 1996). Bien que les renseignements fournis par les cas d'intoxication soient utiles pour l'identification des effets toxiques et des symptômes, leur utilité est limitée lorsqu'il s'agit d'établir les relations dose-réponse (Culver et Hubbard, 1996).

Carcinogénicité et génotoxicité : Le bore et ses composés n'ont pas été classés par le CIRC ou le NTP pour ce qui est de ses effets cancérogènes. L'U.S. EPA a déterminé que les données disponibles sur le bore et ses composés n'étaient pas suffisantes aux fins de l'évaluation de leur potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA, 2008). La documentation ne contenait aucune étude épidémiologique établissant un lien entre l'apport de bore et le développement de cancers chez les humains. Les études *in vitro* et les études sur des animaux n'ont trouvé aucune preuve de génotoxicité (Haworth et coll., 1983; Benson et coll., 1984; NTP, 1987; Arslan et coll., 2008; U.S. EPA 2008) ou de carcinogénicité (chez des souris ayant reçu jusqu'à 550 mg /kg p. c. par jour d'acide borique, soit 136 mg B/kg p. c. par jour, pendant 2 ans) (Dieter, 1994; NTP, 1987).

2.2.1 Effets sur le développement et la reproduction

Étant donné que la reproduction et le développement sont les cibles les plus sensibles pour la toxicité du bore (U.S. EPA, 2008; OMS, 2009; ATSDR, 2010; EFSA, 2013), la description des effets du bore sur la santé porte surtout sur ces effets. Les effets sur le développement et la reproduction d'une exposition au bore sont décrits ci-dessous, l'accent étant mis sur les études qui ont été considérées comme candidates en tant qu'étude clé aux fins de l'évaluation des risques. Les études jugées pertinentes pour l'évaluation des effets toxiques du bore sur le développement et la reproduction sont résumées au tableau 2. Elles comprennent des études sur l'exposition par voie orale chez des animaux de laboratoire qui ont évalué les effets d'une exposition prénatale et des études sur l'administration de doses répétées visant à évaluer les effets sur la reproduction.

Effets sur le développement chez l'humain : Les données épidémiologiques sur les effets sur le développement sont rares et peu concluantes, bien que des études sur la reproduction chez l'humain fassent état de certains effets, comme une fréquence accrue des avortements spontanés et un retard de grossesse (voir la section 2.2.2). Une étude de cohorte a montré une relation possible entre une exposition au bore et la longueur et le poids des petits à la naissance (Igra et

coll., 2016). Dans le cadre de cette étude, on a suivi 180 mères qui avaient été exposées à des quantités variables de bore dans l'eau potable et constaté que le poids et la longueur à la naissance étaient plus faibles chez les nouveau-nés dont la mère présentait des concentrations sériques de bore supérieures à 80 µg/L, bien que les taux sériques ne soient que faiblement corrélés avec les concentrations de bore dans l'eau potable (Igra et coll., 2016). En revanche, une étude transversale portant sur 30 femmes enceintes en Turquie n'a pas permis de dégager un lien entre le poids à la naissance et les concentrations de bore dans le sang maternel ou le sang de cordon ombilical (Caglar et coll., 2014). Une étude de cohorte plus récente n'a pas non plus été en mesure d'établir un effet sur l'issue de la grossesse (avortement spontané, fausse couche, mortalité infantile et néonatale, naissance prématurée, anomalies congénitales, rapport des sexes et poids à la naissance) chez les nourrissons dont la mère présentait des taux sanguins de bore supérieurs à 0,15 µg/L, malgré une forte corrélation entre les concentrations en bore de l'eau potable et les taux sanguins de bore (Duydu et coll., 2018a). Cependant, ces études épidémiologiques sur le développement présentent toutes des lacunes notables. Ainsi, elles reposaient sur des échantillons de petite taille et ne tenaient pas compte de l'effet de confusion potentielle d'une exposition parallèle à d'autres contaminants présents dans l'eau potable et dans le cas de l'étude de Calgar et coll. (2014), on avait exclu les nourrissons qui présentaient des anomalies congénitales.

Effets sur le développement chez les animaux de laboratoire : Chez les animaux de laboratoire, des effets sur le développement (p. ex. diminution du poids corporel des fœtus, malformations squelettiques et cardiovasculaires) ont été signalés à des doses non toxiques pour la mère (tableau 2). La dose minimale avec effet nocif observé (*lowest observed adverse effect level* ou LOAEL) recensée dans la documentation était de 13,3 mg B/kg p. c. par jour et la dose sans effet nocif observé (*no adverse effect level* ou NOAEL) la plus faible était de 9,6 mg B/kg p. c. par jour, les deux valeurs étant associées à une diminution du poids corporel et à des malformations squelettiques chez les rats dont la mère avait été exposée à du bore par le régime alimentaire (Price et coll., 1996). Les effets observés chez les rats sont aussi confirmés par des études menées sur des souris et des lapins (Heindel et coll., 1992, 1994). L'étude de Price et coll. (1996) est décrite ci-dessous, car elle a été considérée comme candidate en tant qu'étude clé aux fins de l'évaluation des risques.

Dans l'étude de Price et coll. (1996), on a évalué en deux phases la toxicité de l'acide borique pour le développement chez le rat : la phase I visait à évaluer les effets d'une exposition prénatale tandis que la phase II comportait un volet de suivi postnatal ayant pour but d'évaluer la réversibilité potentielle des effets. Au cours de la phase I, de l'acide borique a été administré par le régime alimentaire à des doses de 0, de 0,025, de 0,05, de 0,075, de 0,100 ou de 0,200 % (0; 3,3; 6,3; 9,6; 13,3 ou 25 mg B/kg p. c. par jour) à des rats Sprague-Dawley à accouplement daté (60/dose) du jour de gestation (JG) 0 au JG 20. Durant la phase II, les rats ont reçu 0, 3,2, 6,3, 9,8, 12,9, 25,3 mg B/kg p. c. par jour du JG 0 au JG 20 et ont été suivis jusqu'au jour postnatal (JPN) 21. Dans les deux phases de l'étude, aucun effet lié au traitement n'a été observé chez les femelles ayant mis bas; on a toutefois constaté des effets sur le développement (prénataux et postnataux), ce qui indique une sensibilité de la progéniture à une exposition au bore.

Dans la phase I (étude prénatale), le poids corporel des fœtus était sensiblement diminué dans les groupes qui avaient reçu des doses de 13,3 et de 25 mg B/kg p. c. par jour au JG 20. Au JG 20, on a remarqué une augmentation liée à la dose de l'incidence de malformations squelettiques (13^e côte courte) chez les fœtus des groupes qui ont reçu ces doses. Une augmentation liée à la dose de l'incidence de côtes ondulées a également été observée au JG 20.

En se fondant sur le poids corporel des fœtus et l'incidence accrue de malformations squelettiques, on a pu établir une NOAEL de 9,6 mg B/kg p. c. par jour pour le développement.

Dans la phase II (étude postnatale), l'exposition à l'acide borique a été interrompue à la naissance, et les mères ont pu élever leurs petits jusqu'au JPN 21. On n'a observé aucune diminution du poids corporel de la progéniture au JPN 21 ni augmentation de l'incidence de côtes ondulées. Une incidence accrue des malformations squelettiques (13^e côte courte) n'a été constatée que chez les petits du groupe ayant reçu une dose de 25,3 mg B/kg p. c. par jour. Cette étude donne à penser que les effets pourraient être réversibles lorsque l'exposition à l'acide borique est interrompue. Cette phase de l'étude a permis d'établir une NOAEL pour le développement de 12,9 mg B/kg p. c. par jour.

Effets sur la reproduction chez l'humain : Bien que dans les études animales, le bore soit considéré comme toxique pour la reproduction, les preuves de toxicité pour la reproduction humaine ne sont pas aussi concluantes. Des examens récemment réalisés par Bonde (2013) et Pizent et coll. (2012) n'ont trouvé aucune preuve épidémiologique que l'acide borique avait un effet sur la fertilité masculine, comme l'indique la concentration, la morphologie et la motilité des spermatozoïdes ou l'intégrité de l'ADN, même à des niveaux élevés d'exposition en milieu de travail. Néanmoins, certaines études menées auprès de travailleurs de l'industrie du bore ont indiqué divers effets sur la santé, dont des avortements spontanés, des retards de grossesse et une modification du ratio hommes/femmes (H:F).

Les études dignes de mention sur la reproduction humaine sont résumées ci-dessous; ces études présentent toutefois certaines limites et ne peuvent être utilisées dans une évaluation quantitative des risques. Les études épidémiologiques présentaient les limites suivantes : absence de point de départ clair nécessaire pour une analyse dose-réponse, manque de données sur les expositions individuelles, taille réduite des échantillons, confirmation insuffisante des cas de maladie et absence de contrôle des facteurs de confusion. Les résultats de ces études peuvent toutefois être utilisés qualitativement pour justifier le choix de l'effet principal devant servir à une évaluation quantitative chez les animaux.

Dans une série d'études menées sur des hommes turcs exposés en milieu de travail à du bore (4,46 à 106,8 mg B/jour, surtout par de l'eau potable contaminée au bore), aucun effet n'a été observé sur les paramètres spermatiques (morphologie, motilité et concentration des spermatozoïdes) ou les hormones sexuelles (FSH, LH, testostérone totale, APS) par rapport au groupe témoin (exposé à 4,68 mg B/jour), bien qu'il ait été établi que le bore s'accumule dans le sperme proportionnellement à la dose (Duydu et coll., 2011, 2012, 2015, 2016, 2018 b; Basaran et coll., 2012). Des études turques antérieures ont aussi montré qu'une exposition au bore (0,04 à 29 mg/L dans l'eau potable) n'avait pas d'effet sur le taux de fertilité. Bien que des effets aient été observés sur le ratio H:F, ces effets n'étaient pas statistiquement significatifs (Sayli et coll., 1998a, 1998 b). Dans une étude de suivi de certains participants, on n'a pas non plus observé de différence dans la fréquence de morts infantiles, de morts à la naissance, d'avortements spontanés ou de malformations congénitales (Tüccar et coll., 1998). Une étude semblable a toutefois montré une prévalence plus élevée d'avortements spontanés et de grossesses tardives chez les conjointes de travailleurs du secteur du bore que chez celles des travailleurs du groupe témoin (Liu et coll., 2005). Dans une étude par observation de travailleurs mâles de l'industrie du bore menée en Californie, on a aussi constaté une modification du ratio H:F; ces résultats n'étaient toutefois pas significatifs (Whorton et coll., 1994a, 1994 b). L'importance toxicologique de la modification du ratio H:F n'est pas claire, mais celle-ci pourrait indiquer un effet néfaste sur la fertilité.

Plusieurs études épidémiologiques ont aussi été réalisées sur des hommes exposés en milieu de travail en Chine (p. ex. Chang et coll., 2006; Robbins et coll., 2008, 2010; examinées par Scialli et coll., 2010). Dans ces études, l'exposition au bore (jusqu'à 51,1 mg B/jour) n'avait pas d'effet significatif sur les paramètres spermatiques, la fertilité ou les mesures d'intégrité de l'ADN du sperme (p. ex. aneuploïdie, rupture des brins d'ADN et apoptose) et, bien que des effets sur le rapport des spermatozoïdes X et Y et le rapport des sexes chez les jeunes aient été observés, ils n'étaient pas statistiquement significatifs. L'étude de Chang et coll. (2006) a aussi montré un retard de grossesse (défini comme l'incapacité à concevoir un enfant dans l'année chez les femmes qui souhaitent donner naissance) chez les conjointes des travailleurs de l'industrie du bore par rapport au groupe témoin (bien que cet effet ne soit pas statistiquement significatif); aucun effet n'a toutefois été observé sur le nombre de naissances multiples ou d'avortements spontanés.

Les concentrations sanguines de bore mesurées chez les hommes suivis dans les études turques étaient beaucoup plus faibles que celles qui devraient causer des effets sur la reproduction et le développement chez les animaux de laboratoire. Les taux sanguins de bore chez les travailleurs ayant subi la plus forte exposition étaient de 1 100 ng B/g (Duydu et coll., 2018b), alors que les concentrations sanguines associées à une toxicité pour la reproduction chez les animaux s'établissent à 2 020 ng/g (ce qui correspond à une NOAEL de 17,5 mg B/kg p. c. par jour) (Duydu et coll., 2012, 2016; Bolt et coll., 2012).

Effets sur la reproduction chez les animaux de laboratoire : Chez les animaux de laboratoire, l'appareil reproducteur mâle est une cible systématique pour la toxicité du bore, comme l'indiquent les effets sur les testicules, le sperme et la fertilité observés chez les chiens et les rongeurs à des concentrations variant entre 23,7 et 94,2 mg B/kg p. c. par jour (tableau 2). La NOAEL la plus faible recensée dans la documentation était de 3,9 mg B/kg p. c. par jour, pour la diminution du rapport poids testiculaire/poids corporel, l'atrophie testiculaire et la dégénérescence de l'épithélium spermatogène chez les chiens après 90 jours (Weir et Fisher, 1972). La LOAEL la plus faible (23,7 mg/kg p. c. par jour) a été mesurée pour une diminution du poids des testicules et une altération de la spermatogenèse chez les rats après 70 jours (Seal et Weath, 1980).

Dans l'étude de Weir et Fisher (1972), les effets d'une exposition de 90 jours et de 2 ans à l'acide borique et au borax ont été évalués chez le rat et le chien. Cette étude est décrite ci-dessous, parce qu'elle est considérée comme l'étude la plus pertinente sur la reproduction en tant qu'étude clé aux fins de l'évaluation des risques.

Dans l'étude de 90 jours, on a administré à des rats Sprague-Dawley (10/sexe/dose/substance) du borax ou de l'acide borique dans les aliments à des concentrations de 52,5, 175, 525, 1 750 ou 5 250 ppm (correspondant à 0, 2,6, 8,8, 26,3, 87,5 et 262,5 mg B/kg p. c. par jour dans U.S. EPA, 2008) pendant 90 jours (Weir et Fisher, 1972). La dose la plus élevée était associée à un taux de mortalité de 100 %. Une atrophie complète des testicules a été observée chez les rats mâles du groupe ayant reçu une dose de 87,5 mg B/kg p. c. par jour, et une atrophie partielle a été constatée chez quatre mâles du groupe ayant reçu une dose de 26,3 mg B/kg p. c. par jour. Les effets observés à ces deux doses comprenaient une respiration rapide, une inflammation des yeux, une enflure des pattes et une desquamation (pelage) de la peau des pattes et de la queue. Aucun signe clinique de toxicité n'a été noté en deçà de la dose de 26,3 mg B/kg p. c. par jour. En se basant sur la toxicité systémique, on a établi une NOAEL de 8,8 mg B/kg p. c. par jour à partir de cette étude de 90 jours.

Dans l'étude de 2 ans sur les rats, des rats Sprague-Dawley (35/sexe/dose/substance dans les groupes traités; 70 rats témoins non exposés/sexe) ont été exposés à 0, 117, 350 ou 1 170 ppm par jour de bore sous forme de borax ou d'acide borique dans les aliments pendant 2 ans (Weir et Fisher, 1972). On a estimé les doses équivalentes de bore à 0, 5,9, 17,5 ou 58,5 mg B/kg p. c. par jour pour les deux sexes (U.S. EPA, 2008). Cinq rats/sexe/dose ont été sacrifiés à 6 et à 12 mois, et tous les animaux survivants ont été sacrifiés au bout de 2 ans. Aucun effet lié au traitement n'a été observé chez les rats ayant reçu 5,9 ou 17,5 mg B/kg p. c. par jour. Les signes de toxicité constatés chez les rats du groupe ayant reçu une dose de 58,5 mg B/kg p. c. par jour comprenaient une enflure et une desquamation des pattes, une queue squameuse, une inflammation des paupières et un écoulement sanguinolent des yeux. Par ailleurs, dans le groupe ayant reçu la dose la plus élevée, le scrotum semblait ratatiné chez les rats mâles. Chez les mâles et les femelles, on a remarqué une diminution de la consommation d'aliments et un arrêt de la croissance. Une diminution ($p < 0,05$) importante (80 à 84 %) a été remarquée dans le poids des testicules et le rapport poids testiculaire/poids corporel au bout d'à peine 6 mois dans le groupe ayant reçu 58,5 mg B/kg p. c. par jour, ainsi qu'une diminution significative à 12 et 24 mois comparé aux groupes témoins.. Le rapport du poids du cerveau et de la glande thyroïde au poids corporel avait considérablement augmenté ($p < 0,05$) chez les animaux ayant reçu 58,5 mg B/kg p. c. par jour, mais aucun changement microscopique n'a été décelé dans ces organes. Une atrophie grave des testicules a été observée chez tous les mâles ayant reçu une dose élevée à 6, 12 et 24 mois. L'épithélium séminifère était atrophié et la taille des tubes spermatiques avait aussi diminué chez les rats mâles. En se basant sur les effets systémiques et testiculaires, on a pu établir une NOAEL de 17,5 mg B/kg p. c. par jour à partir de cette étude de 2 ans sur les rats.

Weir et Fisher (1972) ont aussi évalué les effets d'une exposition à des doses répétées d'acide borique et de borax chez de jeunes chiens. Il convient toutefois de souligner que dans son évaluation, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a recensé plusieurs divergences entre les études publiées sur les chiens et les données de l'étude d'origine (aussi coordonnée ou supervisée par Weir) (ARLA, 2012, 2016). Dans la mesure du possible, comme cela avait été fait dans l'évaluation de l'ARLA, cette évaluation s'appuie sur les données de l'étude d'origine.

Dans l'étude de 90 jours, on a administré à de jeunes beagles (5/sexe/dose/substance) du borax ou de l'acide borique dans les aliments pendant 90 jours à des concentrations de 17,5, 175 et 1 750 ppm (doses calculées de 0, 0,33, 3,9 et 30,4 chez les mâles et de 0, 0,24, 2,5 et 21,8 mg B/kg p. c. par jour chez les femelles dans U.S. EPA, 2008). Aucun signe clinique de toxicité n'a été observé, et tous les chiens semblaient normaux pendant 90 jours (sauf un chien ayant reçu une forte dose qui est mort au jour 68 de complications de la diarrhée et d'une congestion grave des reins et de la muqueuse intestinale). Une diminution du rapport poids testiculaire/poids corporel a été mesurée chez deux chiens ayant reçu une dose intermédiaire (3,9 mg B/kg p. c. par jour), et une atrophie testiculaire a été notée chez tous les mâles du groupe ayant reçu la dose la plus élevée (30,4 mg B/kg p. c. par jour). Une exposition à 30,4 mg B/kg p. c. a aussi causé une dégradation des globules rouges et des effets sur la glande thyroïde chez les deux sexes. En se basant sur la toxicité pour la reproduction chez les mâles et la toxicité systémique chez les mâles et les femelles, on a pu établir des NOAEL de 3,9 et de 2,5 mg B/kg p. c. par jour pour les mâles et les femelles, respectivement. Dans son évaluation du bore, l'ARLA a combiné les résultats des études de 90 jours sur l'acide borique et le borax pour calculer une limite inférieure de l'intervalle de confiance (BMDL) de 2,90 mg/kg p. c. par jour, en se fondant sur les effets sur les testicules (ARLA, 2012, 2016).

Dans l'étude de deux ans, de jeunes beagles (4/sexe/dose) ont été exposés à du borax ou de l'acide borique par le régime alimentaire à des concentrations de 0, 58, 117 et 350 ppm de bore (correspondant à 0, 1,4, 2,9 et 8,8 mg B/kg p. c. par jour dans U.S. EPA, 2008) pendant 104 semaines. On a effectué un sacrifice en cours d'étude à 52 semaines et alloué une période de rétablissement de 13 semaines à certains chiens après l'arrêt de l'exposition. On a sacrifié un chien mâle témoin à la semaine 52, deux chiens après 104 semaines et un chien après 104 semaines de traitement suivies d'une période de rétablissement de 13 semaines. Une atrophie testiculaire a été observée chez un chien témoin sacrifié au terme de la période d'exposition de 104 semaines suivie d'une période de rétablissement de 13 semaines et chez un chien du groupe ayant reçu une dose élevée, sacrifié après une exposition de 104 semaines. Une NOAEL de 8,8 mg B/kg p. c. par jour a pu être calculée à partir de cette étude.

On a administré à un autre groupe d'essai de chiens ($n = 4/\text{sexe/dose/substance}$) du borax ou de l'acide borique dans les aliments à raison de 0 et de 1 170 ppm (0 et 29,2 mg B/kg p. c. par jour) pendant 38 semaines. Le sacrifice en cours d'étude de deux chiens à 26 semaines a révélé une atrophie testiculaire et un arrêt de la spermatogenèse. Après une exposition de 38 semaines, un chien présentait une diminution de la spermatogenèse et un autre, une atrophie testiculaire. Au terme d'une période de rétablissement de 25 jours, la dégénérescence testiculaire était moins marquée que chez les chiens du groupe témoin. En se fondant sur l'atrophie testiculaire et l'arrêt de la spermatogenèse observés dans le cadre de cette étude de 38 semaines, on a établi une LOAEL de 29,2 mg B/kg p. c. par jour.

Tableau 2 : Résumé des études de longue durée sur la reproduction et le développement d'animaux de laboratoire exposés au bore par voie orale.

Espèces, sexe (nombre)	Exposition		Point de départ (mg B/kg p. c. par jour)	Effet(s) critique(s)	Principales forces ou faiblesses	Source
	Durée	Composé; doses ^a (mg B/kg p. c. par jour)				
Études sur le développement						
Souris, CD-1, F (29/groupe)	JG 0-17	Acide borique (régime alimentaire); 0, 43,4, 79, 175	NOAEL pour la mère = 43,4 NOAEL pour le développement = 43,4	Effets sur la mère : augmentation du poids des reins, incidence accrue de dilatation de tubules rénaux Effets sur le fœtus : baisse du poids corporel, fréquence accrue de résorption fœtale et malformations fœtales (le plus souvent une 13 ^e côte courte)	Étude bien réalisée; évaluation limitée de la toxicité maternelle	Heindel et coll., 1992, 1994
Rats, Sprague- Dawley, F (29/groupe)	(i) JG 0-20 (ii) JG 6-15	Acide borique (régime alimentaire); (i) 0, 13,6, 28,5, 57,7 et (ii) 0, 94,2	NOAEL pour la mère = 13,6 NOAEL pour le développement = 13,6	Effets sur la mère : augmentation du poids du foie et des reins Effets sur le fœtus : baisse du poids corporel, augmentation des résorptions et des malformations fœtales (le plus souvent un agrandissement des ventricules du cerveau et une 13 ^e côte courte)	Étude bien réalisée; évaluation limitée de la toxicité maternelle	

Espèces, sexe (nombre)	Exposition		Point de départ (mg B/kg p. c. par jour)	Effet(s) critique(s)	Principales forces ou faiblesses	Source
Lapins, Nouvelle-Zélande, F (20-23/groupe)	JG 6-19	Acide borique (gavage) : 0, 10,9, 21,9, 43,7	NOAEL pour la mère = 21,9 NOAEL pour le développement = 21,9	Effets sur la mère : baisse du poids corporel, augmentation du poids des reins Effets sur le fœtus : fréquence accrue de résorption fœtale, fréquence accrue de portées sans fœtus vivants, malformations fœtales (principalement cardiovasculaires)	Étude bien réalisée; évaluation limitée de la toxicité maternelle	Heindel et coll., 1994
Rats, Sprague-Dawley, F (60/groupe)	(i) JG 0-20 (ii) JG 0-20, suivi jusqu'au JPN 21	Acide borique (régime alimentaire); (i) 0, 3,3, 6,3, 9,6, 13,3 et (ii) 0, 3,2, 6,3, 9,8, 12,9, 25,3	NOAEL pour la mère > 25,3 NOAEL pour le développement = 9,6	Effets sur la mère : Aucun Effets sur le fœtus : Baisse du poids corporel (uniquement chez les rats exposés aux GD 0 - 20), malformations squelettiques (le plus souvent une 13 ^e côte courte)	Étude bien réalisée; évaluation limitée de la toxicité maternelle	Price et coll., 1996
Études à doses répétées avec effets sur la reproduction						
Chiens, beagles M et F (5/groupe)	90 jours	Acide borique, borax (régime alimentaire); M : 0, 0,33; 3,9, 30,4; F : 0, 0,24, 2,5 et 21,8	NOAEL(M) = 3,9 NOAEL(F) = 2,5	Effets sur la reproduction : Diminution du rapport poids testiculaire/poids corporel, atrophie testiculaire, dégénérescence de l'épithélium spermatogène Effets systémiques : Diminution du poids de la glande thyroïde, changements histopathologiques dans la glande thyroïde (p. ex. présence de nids épithéliaux solides, de minuscules follicules), augmentation du rapport poids du cerveau/poids corporel, dégradation marquée des globules rouges	Utilisation de jeunes chiens; sujets témoins partagés entre les groupes exposés à l'acide borique et au borax	Études n°s 1237735 et 1249382 (tel que cité dans ARLA, 2012)
Chiens, beagles M et F (4/groupe)	(i) 2 ans (ii) 38 semaines	Acide borique, borax (régime alimentaire) : (i) 0, 1,4, 2,9 et 8,8 (ii) 0, 29,2	NOAEL(2 ans) = 8,8 LOAEL(38 semaines) = 29,2	Effets sur la reproduction : Étude de 2 ans : changements histopathologiques dans la thyroïde. Étude de 38 semaines : atrophie et dégénérescence testiculaire (réversible après une période de rétablissement de 25 semaines chez 1 chien), diminution de la spermatogenèse Effets systémiques : Aucun	Utilisation de jeunes chiens; sujets témoins partagés entre les groupes exposés à l'acide borique et au borax	Études n°s 1249414, 1249387 (études de 2 ans), et 1249410 1249383, (études de 38 semaines) (tel que cité dans ARLA, 2012)
Études à doses répétées avec effets sur la reproduction						
Rats, Sprague-Dawley, M et F (10/groupe)	90 jours	Acide borique, borax (régime alimentaire) : 0, 2,6, 8,8, 26,3, 87,5, 262,5	NOAEL = 8,8	Effets sur la reproduction : Atrophie testiculaire Effets systémiques : Mortalité, respiration rapide, inflammation des yeux, enflure des pattes, desquamation de la peau sur les pattes et la queue	Étude bien réalisée	Weir et Fisher, 1972

Espèces, sexe (nombre)	Exposition		Point de départ (mg B/kg p. c. par jour)	Effet(s) critique(s)	Principales forces ou faiblesses	Source
Rats, Sprague-Dawley, M et F (35/groupe)	2 ans	Acide borique, borax (régime alimentaire) : 0, 5,9, 17,5, 58,5	NOAEL = 17,5	Effets sur la reproduction : Augmentation du poids des testicules, atrophie testiculaire, atrophie de l'épithélium séminifère Effets systémiques : Enflure et desquamation des pattes, queue squameuse, inflammation des yeux, écoulement sanguinolent des yeux, diminution de la consommation d'aliments, arrêt de croissance, diminution du gain pondéral, augmentation du rapport poids du cerveau et de la thyroïde/poids corporel	Étude bien réalisée	
Souris, B6C3F1, M et F (10/groupe)	90 jours	Acide borique (régime alimentaire); M : 0, 34, 70, 141, 281, 563; F : 0, 47, 97, 194, 388, 776	LOAEL = 34	Effets sur la reproduction : dégénérescence testiculaire, atrophie des tubules séminifères Effets systémiques : mortalité, hématopoïèse extramédullaire	Doses élevées	Dieter, 1994
Souris, B6C3F1, M et F (10/groupe)	2 ans	Acide borique (régime alimentaire); 0, 48, 96	LOAEL = 48	Effets sur la reproduction : atrophie testiculaire, hyperplasie cellulaire interstitielle Effets systémiques : mortalité (mâles seulement), diminution du gain pondéral, déplétion accrue des lymphoïdes spléniques	Seulement deux doses ont été testées	
Rats, Evans, M (15/groupe)	70 jours	Borax (eau potable); 0, 23,7, 44,7	LOAEL = 23,7	Effets sur la reproduction : Diminution du poids des testicules, altération de la spermatogenèse Effets systémiques : Baisse du poids corporel	Exposition à l'eau potable	Seal et Weeth, 1980

^a Toutes les doses sont exprimées en mg B/kg p. c. par jour, calculées en fonction de facteurs de conversion de 0,175 et de 0,113 pour l'acide borique et le borax, respectivement.

2.3 Mode d'action

Bien que de nombreuses études aient tenté d'expliquer le mode d'action toxique du bore, la documentation ne fait état d'aucun mécanisme unique unanimement admis. On suggère que le mécanisme qui intervient dans les effets du bore sur la reproduction est lié à un retard de la spermiation suivi d'une atrophie testiculaire à de fortes doses. Les études menées sur le rat indiquent que le bore a un effet sur les cellules de Sertoli en entravant la production d'énergie, ce qui finit par entraîner un retard de la spermiation et une interruption de la spermatogenèse (Fail et coll., 1998). Le mécanisme qui détermine les effets du bore sur le développement pourrait être lié à l'inhibition de la mitose par l'acide borique (Fail et coll., 1998) et/ou l'inhibition de l'histone-désacétylase (Di Renzo et coll., 2007). On a aussi avancé que le bore se lie à l'adénosine diphosphate ribose cyclique et l'inhibe de façon réversible, ce qui peut entraîner une diminution de la libération du calcium intracellulaire essentiel à de nombreux processus, dont la sécrétion d'insuline, la formation des os et le fonctionnement du cerveau (Nielsen, 2014).

Dans la documentation publiée à ce jour, rien n'indique qu'il existe une différence dans le mode d'action chez les animaux et chez les humains. Aucune analyse complète du mode d'action toxique du bore n'a été effectuée, car cet aspect n'est pas déterminant dans le choix d'un point de départ ou le calcul d'une VBS pour le bore.

2.4 Étude clé retenue

Deux études clés ont été prises en compte aux fins de l'évaluation des risques du bore : une étude de Weir et Fisher (1972) sur la reproduction (effets testiculaires) chez le chien et le rat et une étude de Price et coll. (1996) sur les effets sur le développement (diminution du poids corporel des fœtus et malformations squelettiques) chez le rat.

L'appareil reproducteur mâle est la cible de la toxicité du bore chez les animaux, comme l'indiquent les effets sur les testicules, le sperme et la fertilité observés chez les chiens et les rongeurs, le chien étant l'espèce la plus sensible. De toutes les études de toxicité chronique chez les animaux répertoriées dans la documentation, l'étude de 90 jours menée sur des chiens par Weir et Fisher (1972) était celle dont le point de départ était le plus faible. En se fondant sur les résultats des études combinées de 90 jours sur les effets de l'acide borique et du borax, l'ARLA avait déjà établi une BMDL de 2,90 mg/kg p. c. par jour (ARLA, 2012, 2016). Le choix de l'étude de 90 jours menée sur des chiens par Weir et Fisher (1972) est compatible avec les autres évaluations canadiennes du bore, réalisées en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (ECCC et SC, 2016) et la *Loi sur les produits antiparasitaires* (ARLA, 2012, 2016). Bien que cette étude présente certaines limites (p. ex. les sujets témoins étaient partagés entre les groupes exposés à l'acide borique et au borax, et il pourrait y avoir une différence entre les réponses des jeunes chiens et des chiens adultes), elle démontre clairement la présence d'effets sur la reproduction chez les mâles. Par ailleurs, alors que la documentation épidémiologique sur le bore est insuffisante pour établir un point de départ aux fins de l'évaluation des risques (voir la section 2.2.2), elle ne permet pas non plus de confirmer l'absence d'effets chez les humains (ECCC et SC, 2016), et les effets observés chez les travailleurs de l'industrie du bore soutiennent qualitativement le choix d'études toxicologiques sur la reproduction chez les animaux aux fins de l'évaluation des risques.

L'étude réalisée par Price et coll. (1996) sur les effets sur le développement chez les rats a aussi été considérée comme candidate en tant qu'étude clé. Cette étude a établi une NOAEL pour le développement de 9,6 mg/kg p. c. par jour, fondée sur la diminution du poids des fœtus, un effet qui a été observé en l'absence de toxicité maternelle, ce qui indique une sensibilité potentielle de la progéniture à une exposition au bore. Bien que, dans l'ensemble, cette étude sur les rats ait été bien réalisée, l'exposition in utero ne dépassait pas 20 jours, les évaluations de la toxicité fœtale et maternelle étaient limitées et la diminution du poids corporel des fœtus est apparue réversible après la naissance (au JPN 21).

L'étude de 90 jours menée par Weir et Fisher (1972) sur les chiens, qui présentait le point de départ le plus faible, est jugée plus prudente et toujours considérée comme offrant une protection adéquate contre les effets potentiels sur le développement.

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

Les effets sur la reproduction et le développement sont les effets les plus sensibles et les plus souvent et systématiquement observés chez diverses espèces animales après une exposition au bore. L'effet critique jugé le plus approprié pour la détermination d'un point de départ est la

diminution du poids testiculaire mesurée dans une étude à doses répétées chez le chien, lequel est considéré comme l'espèce la plus sensible (Weir et Fisher, 1972).

Pour établir une VBS pour le bore, on a utilisé une BMDL de 2,90 mg/kg p. c. par jour (ARLA, 2012, 2016; ECCC et SC, 2016). On a calculé cette BMDL fondée sur les effets testiculaires à l'aide de quatre modèles afin d'obtenir un ensemble de données continu. On a préféré utiliser la modélisation de la dose de référence (BMD) plutôt que la démarche basée sur la NOAEL/LOAEL parce qu'elle permet de mieux caractériser la relation dose-réponse en tenant compte de toutes les données expérimentales pour déterminer les points de départ indépendamment des doses préétablies.

Un facteur d'incertitude totale de 300 a été jugé approprié pour l'évaluation du bore dans l'eau potable. Il comprend des facteurs d'incertitude de 10 pour la variabilité interspécifique, de 10 pour la variabilité intraspécifique et de 3 pour les incertitudes liées à la base de données.

Un facteur d'incertitude interspécifique par défaut de 10 a été employé parce qu'il n'existe que peu ou pas de données sur la toxicocinétique du bore chez le chien qui auraient permis de raffiner ce facteur d'incertitude.

Un facteur d'incertitude intraspécifique par défaut de 10 a été employé pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine (p. ex. différence dans la clairance pendant la grossesse, qui ne protège pas nécessairement le fœtus contre les effets sur le développement d'une exposition au bore) et des différences individuelles de la toxicocinétique du bore.

Le facteur d'incertitude de 3 lié à la base de données a été choisi pour tenir compte de la qualité de la base de données et du fait que des changements histologiques des testicules surviennent vraisemblablement à des doses plus faibles que celles qui sont associées à une diminution du poids testiculaire (Fail et coll., 1998; Ku et coll., 1993; ARLA, 2012, 2016).

En se basant sur la BMDL de 2,90 mg B/kg p. c. par jour, on calcule comme suit l'apport quotidien tolérable (AQT) pour le bore :

$$\begin{aligned} \text{AQT} &= \frac{2,90 \text{ mg/kg p. c. par jour}}{300} \\ &= 0,01 \text{ mg/kg p. c. par jour} \end{aligned}$$

où :

- 2,90 mg/kg p. c. par jour est la BMDL, calculée en fonction de la diminution du poids testiculaire observée dans l'étude sur les chiens réalisée par Weir et Fisher (1972) (ARLA, 2012, 2016); et
- 300 est le facteur d'incertitude total, qui tient compte de la variabilité interspécifique ($\times 10$), de la variabilité intraspécifique ($\times 10$) et des lacunes de la base de données ($\times 3$).

La VBS est calculée comme suit à l'aide de cet AQT :

$$\begin{aligned} \text{VBS} &= \frac{0,01 \text{ mg/kg p. c. par jour} \times 74 \text{ kg} \times 0,2}{1,53 \text{ L/jour}} \\ &= 0,1 \text{ mg/L (100 } \mu\text{g/L}) \end{aligned}$$

où :

- 0,01 mg/kg p. c. par jour est l'AQT calculé ci-dessus;
- 74 kg est le poids corporel moyen d'un adulte (Santé Canada, en cours de préparation); 0,2 est le facteur d'attribution pour l'eau potable. La contribution estimée de l'eau potable à l'apport quotidien au Canada se situant entre 3 et 16 % (voir la section 1.3), une valeur plancher de 20 % pour l'eau potable est jugée appropriée (Krishnan et Carrier, 2013).
- 1,53 L/jour est la quantité d'eau potable consommée par un adulte (Santé Canada, en cours de préparation). Une évaluation de l'exposition par voies multiples (Krishnan et Carrier, 2008) a montré que des expositions au bore par voie cutanée et inhalation pendant le bain ou la douche constituent des voies d'exposition négligeables.

4.0 Considérations liées à l'analyse et au traitement

4.1 Méthodes d'analyse permettant de déceler la présence de bore

4.1.1 Méthodes normalisées

Les méthodes normalisées disponibles pour l'analyse du bore total dans l'eau potable et les limites de détection de chaque méthode (LDM) sont résumées au tableau 3. Les LDM dépendent de la matrice de l'échantillon, des instruments et des conditions de fonctionnement utilisées et varient d'un laboratoire à l'autre. Les analyses de bore devraient être effectuées conformément aux directives de l'autorité responsable de la qualité de l'eau potable. Les services publics d'approvisionnement en eau potable devraient discuter des exigences en matière d'échantillonnage avec le laboratoire accrédité qui réalise l'analyse, afin de s'assurer que les procédures de contrôle de la qualité sont respectées et que les seuils minimaux de niveaux à rapporter (SMNR) sont suffisamment faibles pour assurer une surveillance précise aux concentrations inférieures à la concentration maximale acceptable (CMA).

Tableau 3. Méthodes normalisées d'analyse du bore dans l'eau potable

Méthode (référence)	Méthodologie	LDM ($\mu\text{g/L}$)	Interférences/commentaires
Méthodes de l'U.S. EPA			
EPA 200.5 ver. 4.2 (U.S. EPA, 2003)	Spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence à visée axiale (AVICP-AES) (longueur d'onde de 249,68 nm)	0,3	Interférences dues à la matrice : Ca, Mg et Na > 125 mg/L et Si > 250 mg/L
EPA 200.7 ver. 4.4 (U.S. EPA, 1994)	Spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES) (longueur d'onde de 249,68 nm)	3,0	Interférences dues à la matrice : MDT > 0,2 % en poids par volume (p/v)
Méthodes normalisées de l'APHA			
SM 3120B (APHA, 2017)	Spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES) (longueur d'onde de 249,77 nm)	5,0	Interférence due à la matrice : MDT > 1 500 mg/L

Méthode (référence)	Méthodologie	LDM ($\mu\text{g/L}$)	Interférences/commentaires
SM 3125 (APHA, 2017)	Spectrométrie de masse à couplage inductif (ICP-MS)	ND	La méthode ICP-MS peut être appliquée avec succès pour la détermination du bore même si cet élément n'est pas expressément mentionné comme substance à analyser dans la méthode (comme indiqué dans la méthode SM 4500B A).
SM 4500-B.B (APHA, 2017)	Méthode colorimétrique utilisant la curcumine comme réactif et un spectrophotomètre (540 nm)	0,2 ^a	Applicable pour les concentrations de bore dans la plage de 0,1 à 1,0 mg/L. Interférence : Na > 20 mg/L et dureté >100 mg/L sous forme de CaCO ₃
SM 4500-B.C (APHA, 2017)	Méthode colorimétrique utilisant le carmin comme réactif et un spectrophotomètre (585 nm)	2 ^a	Applicable pour les concentrations de bore dans la plage de 1,0 à 10 mg/L. Moins grande sensibilité; nécessite l'utilisation d'acide sulfurique concentré.
Méthodes de l'Organisation internationale de normalisation (ISO)			
ISO 9390 (ISO, 1990)	Qualité de l'eau – détermination des borates – méthode spectrophotométrique utilisant l'azométhine-H (414 nm)	ND	Applicable pour les concentrations de bore dans la plage de 0,01 à 1,0 mg/L.

^a Quantité minimale détectable; MDT: matières dissoutes totales; ND : Non disponible

4.1.2 Trousses d'analyse colorimétrique portatives et en ligne

Des trousse commerciales d'analyse colorimétrique en ligne et portatives sont disponibles pour la quantification du bore dissous dans la source d'approvisionnement en eau et dans l'eau potable. Ces méthodes colorimétriques utilisent ordinairement du carmin et de l'azométhine-H (ISO, 1990; APHA, 2017). Les analyseurs commerciaux en ligne peuvent mesurer en continu les concentrations de bore se situant dans la plage de 0 à 500 $\mu\text{g/L}$, les concentrations plus élevées (jusqu'à 50 mg/L) nécessitant une dilution. On peut utiliser une trousse d'analyse portative pour obtenir une mesure rapide des concentrations de bore dans l'eau potable. En général, les trousse d'analyse commerciales utilisant la méthode à l'azométhine-H permettent de mesurer les concentrations de bore dans la plage de 0,05 à 2,5 mg/L tandis que la méthode utilisant le carmin est applicable pour les concentrations dans la plage de 0,2 à 14 mg/L. Pour mesurer précisément le bore à l'aide de ces appareils, les services publics devraient mettre au point un programme d'assurance et de contrôle de la qualité comme ceux qui sont décrits dans la méthode SM 3020 (APHA et coll., 2017). Une vérification périodique des résultats par un laboratoire accrédité est recommandée.

4.1.3 Préparation et conservation des échantillons

Le bore total comprend les fractions dissoutes et particulaires (en suspension) de bore dans un échantillon d'eau et est analysé au moyen de méthodes de mesure du bore récupérable total. L'analyse du bore total est nécessaire aux fins de comparaison avec la CMA.

Les sources qui figurent au tableau 3 abordent le traitement des échantillons destinés aux analyses du bore dans l'eau potable (c.-à-d. entre autres la conservation, l'entreposage et la digestion des échantillons). Pour quantifier précisément les métaux dissous, particulaires et totaux, il faut s'assurer de prendre des mesures adéquates de préservation et de traitement des échantillons. Les méthodes SM 3030B et SM 3030D renferment des directives sur les procédures de filtration, de préservation (acidification) et de digestion aux fins de la détermination des métaux dissous ou particulaires (APHA et coll., 2017). Afin de mesurer les concentrations de bore dissous, il faut filtrer les échantillons au moment du prélèvement (et non au laboratoire) et acidifier le filtrat à l'aide d'acide nitrique concentré pour obtenir un pH < 2.

4.2 Considérations relatives au traitement

Les données publiées sur l'enlèvement du bore présent dans l'eau potable portent essentiellement sur les stations de désalinisation de l'eau de mer et de traitement des eaux géothermales (Kabay et coll., 2015). Ces données montrent que les techniques de traitement de l'eau potable permettant d'enlever efficacement le bore sont l'osmose inverse (OI) et l'échange d'ions au moyen de résines sélectives pour le bore et des combinaisons de ces processus (Kabay et coll., 2010; Hilal et coll., 2011; Farhat et coll., 2013; Guler et coll., 2015). Les renseignements sur la capacité d'enlèvement du bore et les conditions de fonctionnement des stations de traitement sont présentés ci-dessous, car ils fournissent une indication de l'efficacité des techniques de traitement pour l'enlèvement du bore (voir les tableaux 4 et 5).

Comme il a été abordé à la section 1.3, dans les régions du Canada où l'eau souterraine contient du bore, les concentrations sont généralement inférieures à 5 mg/L, les concentrations maximales atteignant 7 à 8 mg/L. Étant donné que la qualité de cette eau sera sensiblement différente de celle de l'eau de mer, il peut être nécessaire d'ajuster les conditions types de fonctionnement des stations de désalinisation. Le choix d'un bon processus de traitement pour une source donnée d'approvisionnement en eau dépend de nombreux facteurs, notamment la source d'approvisionnement en eau brute et ses caractéristiques, les conditions d'utilisation de la méthode de traitement choisie et les objectifs de traitement du service public. Il est recommandé de procéder à des essais pilotes afin de s'assurer que la source d'approvisionnement en eau peut être traitée avec succès.

4.2.1 Chimie du bore

Les espèces de bore présentes dans l'eau qui pénètre dans une installation de traitement jouent un rôle déterminant dans l'efficacité du traitement, car les particules plus petites et neutres sont généralement plus difficiles à enlever que les particules plus grosses et chargées. Les deux principales espèces de bore présentes dans les eaux naturelles sont l'acide borique ($B(OH)_3$) et le borate ($B(OH)_4^-$). La distribution de ces espèces est surtout régie par le pH, la force ionique et la température ayant aussi un effet, mais dans une moindre mesure (Hilal et coll., 2011; Kochkodan et coll., 2015). Dans l'eau douce (température = 25 °C), à un pH de moins de 9,2, l'espèce dominante est l'acide borique tandis qu'à des pH plus élevés, le borate est l'espèce majeure (Kabay et coll., 2010; Hilal et coll., 2011; Kochkodan et coll., 2015).

4.2.2 Traitement municipal

Les techniques de traitement de l'eau potable généralement utilisées pour les eaux de surface et les eaux souterraines, comme la filtration avec procédé chimique ou la chloration, ne permettent pas d'enlever le bore (Parks et Edwards, 2005; Tagliabue et coll., 2014). C'est pourquoi il faut employer d'autres processus de traitement, comme ceux qui sont décrits ci-dessous.

4.2.2.1 Osmose inverse (OI)

L'osmose inverse (OI) est le processus le plus communément utilisé pour enlever le bore (Guler et coll., 2015; Kabay et coll., 2018a). Lorsque du bore est présent sous forme de borate ($\text{B}(\text{OH})_4^-$) dans l'eau non traitée, il est efficacement rejeté (enlèvement > 95 %) par diffusion à l'aide de membranes d'OI ordinaires et par répulsion électrique au moyen de membranes chargées négativement (Bodzek et coll., 2015; Guler et coll., 2015). Cependant, lorsque le bore est surtout présent sous forme d'acide borique ($\text{pH} < 9,2$), le taux de rejet est plus faible (40 à 70 %) parce que les particules sont plus petites et neutres (Magara et coll., 1996; Hilal et coll., 2011; Farhat et coll., 2013; Bodzek, 2015; Guler et coll., 2015; Kabay et coll., 2015). Étant donné que la plupart des sources d'approvisionnement ont un pH inférieur à 9,2, il faut apporter des modifications à la configuration et au fonctionnement des systèmes d'OI ordinaires pour obtenir de faibles concentrations de bore dans l'eau traitée.

Les méthodes les plus courantes d'enlèvement du bore par osmose inverse sont l'OI à passage unique et à passages multiples, l'OI avec augmentation du pH et les membranes à taux élevé de rejet du bore ou une combinaison de ces processus (Redondo et coll., 2003; Hilal et coll., 2011). Les principaux paramètres qui ont un effet sur l'enlèvement du bore par osmose inverse sont la qualité de l'eau d'alimentation (pH, température, matières dissoutes totales), les propriétés de la membrane et la conception et le fonctionnement du système (débit moyen de perméat, récupération et pression de fonctionnement) (Redondo et coll., 2003; Guler et coll., 2011; Tomaszewska et Bodzek, 2013; Viatcheslav et coll., 2015). Les données sur l'enlèvement du bore fournies par des stations de traitement à grandes échelles et échelles pilotes sont présentées au tableau 4.

L'OI à passage unique est le processus le plus simple à configurer et à utiliser pour l'enlèvement du bore. Les stations à grande échelle de dessalement de l'eau de mer par osmose inverse (*seawater reverse osmosis* ou SWRO) à passage unique peuvent ramener des concentrations de bore d'approximativement 5 mg/L à environ 0,9 à 1,8 mg/L dans l'eau traitée (enlèvement de 65 à 85 %), selon le type de membrane et le taux de récupération du système (Kabay et coll., 2010; Viatcheslav et coll., 2015). Les données présentées au tableau 4 indiquent les conditions de fonctionnement utilisées par les stations de traitement pour atteindre des concentrations inférieures à 2 mg/L dans l'eau traitée. Plusieurs auteurs ont souligné que les stations de désalinisation par osmose inverse à passage unique équipées de membranes d'OI ordinaires disponibles sur le marché atteignaient rarement de faibles concentrations de bore (< 0,5 mg/L) (Hilal et coll., 2011; Guler et coll., 2015; Kabay et coll., 2015; Kabay et coll., 2018a).

Un aspect important à considérer pour les services publics d'approvisionnement en eau est le choix de la membrane, en particulier dans le cas des systèmes d'OI à passage unique, parce que le taux de rejet (enlèvement) du bore varie considérablement selon les propriétés des membranes utilisées. Dans des conditions types d'essai en laboratoire, le taux de rejet de bore des membranes de dessalement des eaux saumâtres par osmose inverse (*brackish water reverse osmosis* ou BWRO) se situe entre 40 et 80 % et celui des membranes ordinaires de dessalement de l'eau de mer (SWRO) varie de 82 à 92 % (Redondo et coll., 2003; Gorenflo et coll., 2007;

Kabay et coll., 2010; Tu et coll., 2010). En comparaison, les membranes à taux élevé de rejet de bore peuvent atteindre des taux d'enlèvement de 93 à 96 %; cependant, ces membranes nécessitent ordinairement des pressions d'alimentation plus élevées (Guler et coll., 2015; Viatcheslav et coll., 2015).

Tableau 4. Enlèvement du bore par les stations de traitement à grandes échelles et à échelles pilotes par osmose inverse

Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Rejet (%)	Description du processus	Conditions de fonctionnement	Source
OI à passage unique					
2,55	0,21	91 %	TraitemenSWRO à passage unique de l'eau de mer –(station à grande échelle)	P : 39,3 bar T : 12,8 °C Récupération : 50 % Débit du perméat : 155 m ³ /h pH : 7,3	Busch et coll. (2003)
4,0	1,17	70,5 %	TraitemenSWRO à passage unique de l'eau de mer –(station à grande échelle)	P : 801 lb/po ² T : ND Récupération : 50 % Débit du perméat : 17,2 gal/m pH : 6,69 à 8,03	Kim et coll. (2009)
5,6	0,52	91,5 % (moyenne)	TraitemenSWRO à passage unique de l'eau de mer –(station à grande échelle)	P : 63,5 bar T : 22 °C Récupération : 36 % Débit du perméat : 1 200 m ³ /h pH : 7,0	Busch et coll. (2003)
5	0,5 à 2,0	60 à 90 %	TraitemenSWRO à passage unique avec membranes ordinaires (station à grande échelle)	P : 6,5 à 7,5 MPa T : 18 à 26 °C Récupération : 37 à 47 % Débit du perméat : 7 200 m ³ /j pH : 8	Ruiz-Garcia et coll. (2019)
	0,25 à 0,75	85 à 95 %	TraitemenSWRO à passage unique avec membranes à taux élevé de rejet du bore station à grande échelle)		
2,53	1,0	56 % (moyenne)	TraitemenBWRO à passage unique des eaux géothermales (station à échelle pilote)	P : 1,1 MPa T : 30 °C Récupération : 75 à 78 % Débit du perméat : 1 m ³ /h pH : 5	Tomaszewska et Bodzek (2013)
OI à deux passages ou en deux étapes					
6,83 à 9,45	0,16 à 0,44	96,83 % (moyenne)	TraitemenBWRO à deux passages et à faible pression des eaux géothermales (station à échelle pilote)).	P : 1,0 MPa T : 30 °C Récupération : 75 % Débit du perméat : 1 m ³ /h pH : 1 ^{er} passage : acidification à un pH de 5 (pour prévenir l'entartrage); 2 ^e passage : augmentation du pH à 10-	Tomaszewska et Bodzek (2013)

Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Rejet (%)	Description du processus	Conditions de fonctionnement	Source
5,0	0,65 à 0,95	83 à 87 %	Traitement de l'eau de mer par SWRO en deux étapes. 1 ^{re} étape : utilisation de membranes SWRO haute pression à taux de rejet élevé du bore. 2 ^e étape : membranes SWRO à pression plus faible (station à grande échelle).	P : ND T : 14 à 27 °C Récupération : 50 % Débit du perméat : 515 m ³ /h pH : à l'étape 1, augmentation du pH de l'eau d'alimentation de 8,0 à 8,6 pendant l'été (27 °C); ajout de 0,9 à 1,3 mg/L d'agent antitartrare	Franks et coll. (2013)
4,98 à 5,21	0,79 à 0,86	90 % (taux normalisé de rejet pour les deux étapes)	Station d'OI en deux étapes à taux élevé de récupération utilisant des membranes SWRO (station à grande échelle)).	P : 59 à 66 bar T : 22 °C Récupération : 55 % Débit du perméat : 295 m ³ /h pH : eau d'alimentation acidifiée à un pH de 7,0 à 7,3	Redondo et coll. (2003)
OI en plusieurs étapes (3 ou plus)					
4 à 5	< 0,3	92 à 94 % (pour toutes les étapes)	Traitement SWRO en cascade à plusieurs étapes de l'eau de mer. Une partie du perméat d'OI de la 1 ^{re} étape traitée à la 2 ^e étape avec un pH élevé, faible taux de récupération. Concentré de la 2 ^e étape traité à la 3 ^e et à la 4 ^e étape pour éliminer la dureté et une quantité supplémentaire de bore (station à grande échelle).	P (normalisée) : 7,3 à 11 bar (2 ^e étape), 8,5 à 12 bar (3 ^e étape), 8,2 à 10,5 bar (4 ^e étape) T : 19 à 32 °C Récupération (globale) : > 95 % Débit du perméat : 330 000 m ³ /j pH : 7 à 8 (1 ^{re} étape), 10 (2 ^e étape), 6,5 (3 ^e étape), > 10 (4 ^e étape)	Gorenflo et coll. (2007)

P : pression d'alimentation; T : température; ND : non disponible; SWRO : dessalement de l'eau de mer par osmose inverse; BWRO : dessalement des eaux saumâtres par osmose inverse.

Pour obtenir des taux plus élevés d'enlèvement du bore, il faut installer des systèmes d'OI plus complexes (p. ex. système d'OI en plusieurs étapes, avec ou sans ajustement du pH) (Tomaszewska et Bodzek, 2013; Viatcheslav et coll., 2015). Diverses configurations ont été utilisées et sont présentées dans Hilal et coll. 2011. La méthode la plus courante consiste à utiliser un système d'OI à deux passages et à augmenter le pH avant le deuxième passage. Un accroissement du pH de l'eau d'alimentation à plus de 10 au deuxième passage peut faire passer le taux de rejet de bore de 65 % à entre 90 et 99 %, selon le type de membrane utilisée à chaque passage (Gorenflo et coll., 2007; Redondo et coll., 2003; Koseglu et coll., 2008; Tomaszewska et Bodzek, 2013; Freger et coll., 2015; Viatcheslav et coll., 2015). Un aspect important à considérer

dans le cas des stations qui utilisent un ajustement du pH est l'entartrage potentiel des membranes, qui dépend fortement de la qualité de l'eau de la source d'approvisionnement en eau (Koseoglu et coll., 2008).

D'autres paramètres de la qualité de l'eau qui influent sur l'enlèvement par OI du bore et d'autres substances dissoutes comprennent la température et la concentration de matières dissoutes totales (MDT). L'enlèvement du bore diminue lorsque la température augmente, et il peut être nécessaire d'apporter des ajustements au processus pour maintenir les concentrations de bore dans l'eau traitée en deçà des niveaux cibles. En revanche, l'enlèvement du bore augmente avec la concentration de MDT, car le rapport de dissociation glisse vers un pH plus faible, ce qui se traduit par un rejet plus important de bore (Guler et coll., 2011).

4.2.2.2 *Échange d'ions*

L'échange d'ions est une technique de traitement efficace pour l'enlèvement du bore. En général, l'enlèvement du bore au moyen d'une résine échangeuse d'anions fortement basiques classique n'est pas efficace en raison de la présence de d'autres anions, comme le bicarbonate, le sulfate et le chlorure, qui entrent en concurrence avec le borate pour les sites d'échange. Par ailleurs, les résines échangeuses d'anions fortement basiques ne sont efficaces que si le pH est supérieur à 9,2 (de sorte que le bore est présent sous forme d'ions borate), valeur qui est rarement utilisée dans ce processus. On a donc mis au point des résines sélectives pour le bore (Kabay et coll., 2010; Hilal et coll., 2011; Wang et coll., 2014; Yoshizuka et Nishihama, 2015; Kabay et coll., 2018b). Les résines sélectives pour le bore les plus courantes sont des résines échangeuses d'ions chélatrices synthétisées à partir de matrices polystyréniques réticulées macroporeuses qui sont fonctionnalisées par un groupe N-méthyl-D-glucamine (NMDG). Le groupe NMDG forme une liaison covalente avec le bore, qui tend alors à former un complexe interne dans la résine. Ce processus est aussi appelé « processus d'adsorption », car il ne suit pas le processus habituel d'échange d'ions. La dissociation de l'acide borique n'est pas nécessaire à la formation de ces complexes; le traitement peut donc être efficace dans une grande plage de pH (Bodzek, 2015). Un certain nombre de résines chélatrices sélectives pour le bore sont offertes sur le marché, et leur capacité théorique d'enlèvement du bore varie de 0,6 à 1,2 eq/L. Les types de résines et leur rendement sont décrits plus en détail par Hilal et coll. (2011), Wang et coll. (2014) et Kabay et coll. (2018 b).

Le taux d'enlèvement du bore par des résines sélectives dépend de plusieurs paramètres de conception et de traitement (type de résine, débit, rapport hauteur-profondeur de la résine) et des caractéristiques de l'eau (température, pH et concentration en bore de l'influent). En théorie, l'échange d'ions permet d'atteindre de faibles concentrations de bore dans l'eau traitée, en particulier si la résine est fréquemment régénérée, ce qui n'est pas toujours réalisable pour des raisons opérationnelles. Les données présentées au tableau 5 fournissent une indication des conditions de fonctionnement qui ont été utilisées dans plusieurs stations de traitement pour obtenir des taux d'enlèvement de 93 à 98 % et des concentrations dans l'eau traitée inférieures à 0,50 mg/L (Kabay et coll., 2004; Jacob et coll., 2007; Santander et coll., 2013). La principale limite du processus d'échange d'ions au moyen de résines sélectives pour le bore réside dans la régénération et la neutralisation de la résine saturée, car ces opérations nécessitent un fort volume de produits chimiques (acide et bases) qui doivent être manipulés avec soin. Cet aspect peut poser des problèmes, non seulement en raison de la formation nécessaire pour faire fonctionner ces types de systèmes, mais aussi à cause du coût élevé des produits chimiques de régénération (Wolska et Bryjak, 2013; Bodzek, 2015; Guan et coll., 2016). Pour réduire les coûts, on conçoit souvent les systèmes de manière qu'une partie seulement de l'eau soit traitée

pour en enlever le bore et que l'eau soit ensuite mêlée à l'eau non traitée de l'installation de traitement.

Tableau 5. Études sur l'enlèvement du bore au moyen de résines échangeuses d'ions sélectives pour le bore.

Source d'approvisionnement en eau	Influent (mg/L)	Effluent (mg/L)	Détails du processus	Point de pénétration (VL)	Source
Perméat d'OI dessalé	1,5	0,1 – par échange d'ions	À grande échelle : Traitement de 74 % du perméat d'OI par échange d'ions, suivi du mélange avec 26 % du perméat non traité.	750 à 800	Jacob (2007)
		0,47 – concentration de l'eau traitée mélangée	Résine : macroporeuse en poly(styrène-co-divinylbenzène) avec groupe fonctionnel NMDG Diamètre de la résine : 300 à 1 200 µm, Débit : 30 VL/h		
Eau géothermale	18 à 20	< LD	Étude pilote sur une petite colonne Résine : macroporeuse en poly(styrène-co-divinylbenzène) avec groupe fonctionnel NMDG, diamètre de 300 à 1 200 µm, Débit : 15 VL/h	80 à 100	Kabay et coll. (2004)
Eau géothermale	10,2	0,3 mg/L (définie comme la concentration de pénétration)	Étude utilisant une colonne à lit fixe Résine : fibres à base de cellulose avec groupe fonctionnel NMDG, diamètre de 100 µm. Diamètre de la résine : 100 µm Débit : 15 à 30 VL/h Colonne : diamètre = 0,7 cm, 0,5 ml de fibre	225 (débit : 15 VL/h)	Recepoglu et coll. (2018)
Eau géothermale	10,5-10,9	0,5 mg/L (définie comme la concentration de pénétration)	Étude utilisant une colonne à lit fixe Résine : nouvelle résine poly(N-(4-vinylbenzyl)-(N-méthyl-D-glucamine), taille des particules de 0,180 à 0,250 mm Débit : 15 VL/h Colonne : diamètre = 0,7 cm, 0,5 ml de résine	234	Santander et coll. (2013)

LD : limite de détection; VL : volume du lit; NMDG : N-méthyl-D-glucamine.

L'effet des paramètres du processus sur l'enlèvement du bore au moyen de résines sélectives est résumé par Hilal et coll. (2011), Bodzek et coll. (2014), Yoshizuka et Nishihama (2015) et Ipek et coll. 2016. Le point de pénétration d'une colonne est un paramètre crucial qui donne une indication sur l'efficacité d'enlèvement du bore, car il est directement lié à la capacité de la résine. Des études ont montré que la capacité de la colonne au point de pénétration diminue à mesure que le débit augmente en raison d'un temps de contact plus court entre le bore contenu dans la solution et la résine (Kabay et coll., 2008a; Yan et coll., 2008). En augmentant le rapport hauteur-diamètre, on peut améliorer la capacité au point de pénétration en prolongeant le temps de contact et en optimisant la répartition du liquide dans la colonne (Yan et coll., 2008).

4.2.3 Traitement résidentiel

Dans les cas où l'on souhaite enlever le bore à l'échelle résidentielle, par exemple lorsque l'eau potable provient d'un puits privé, un appareil de traitement résidentiel peut être employé pour diminuer les concentrations de bore dans l'eau potable. Avant d'installer un appareil de traitement, il faut faire analyser l'eau pour en établir la chimie générale et déterminer la concentration de bore dans l'eau non traitée. L'eau qui entre dans l'appareil de traitement et l'eau traitée devraient être analyser périodiquement par un laboratoire accrédité afin de confirmer l'efficacité de l'appareil de traitement. Les appareils peuvent perdre de leur capacité d'enlèvement avec le temps et l'usure; il faut les entretenir et, parfois, les remplacer. Les consommateurs devraient vérifier la durée de vie prévue des composantes de l'appareil de traitement selon les recommandations du fabricant, et veiller à leur entretien au besoin.

Santé Canada ne recommande aucune marque particulière d'appareil de traitement de l'eau potable, mais conseille fortement aux consommateurs d'utiliser des appareils dont la conformité aux normes pertinentes de NSF International Standard/American National Standard (NSF/ANSI) est certifiée par un organisme de certification agréé. Ces normes garantissent la sûreté et le rendement des produits qui entrent en contact avec l'eau potable. Les organismes de certification garantissent qu'un produit est conforme aux normes en vigueur et doivent être accrédités par le Conseil canadien des normes (CCN). Voici les organismes accrédités au Canada (CCN, 2019) :

- Groupe CSA (www.csagroup.org);
- NSF International (www.nsf.org);
- Water Quality Association (www.wqa.org);
- UL LLC (www.ul.com);
- Bureau de normalisation du Québec (www.bnq.qc.ca);
- International Association of Plumbing & Mechanical Officials (www.iapmo.org).

La liste à jour des organismes de certification accrédités peut être obtenue auprès du CCN (www.ccn.ca).

Les processus de traitement de l'eau potable qui devraient être efficaces pour l'enlèvement du bore à l'échelle résidentielle comprennent (NGWA, 2018) :

- l'osmose inverse (OI); et
- la distillation.

L'efficacité des appareils d'OI pour l'enlèvement du bore dépend du type de membrane (filtre) et du pH de l'eau, et les taux prévus d'enlèvement varient de 50 à 90 % (selon les données recueillies à l'échelle municipale). Il faut donc choisir avec soin le système d'osmose inverse afin d'atteindre des concentrations inférieures à la CMA proposée dans l'eau traitée. Il peut en outre être nécessaire de prétraiter l'eau afin de diminuer l'encrassement et de prolonger la durée de vie de la membrane d'osmose inverse. Bien qu'il existe peu de données sur l'emploi de la distillation pour enlever le bore de l'eau potable, ce processus devrait donner de bons résultats parce qu'il diminue efficacement d'autres contaminants inorganiques. Ce processus consomme toutefois beaucoup d'énergie électrique. Les consommateurs peuvent consulter un professionnel du traitement de l'eau pour obtenir des conseils sur les systèmes de traitement disponibles ainsi que sur les coûts d'installation et d'entretien des systèmes, compte tenu de la qualité de leur eau.

L'eau qui a été traitée par osmose inverse et distillation peut être corrosive pour l'intérieur des éléments de plomberie. Ces appareils devraient donc être installés uniquement au point d'utilisation. Comme ces appareils exigent toutefois de grandes quantités d'influent pour

produire le volume d'eau traitée requis, ils ne peuvent généralement pas être installés au point d'entrée.

Bien que l'échange d'ions constitue une technique de traitement efficace pour l'enlèvement du bore à l'échelle municipale, il nécessite l'utilisation d'un type précis de résine dont la régénération exige un fort volume d'acide. Étant donné qu'il s'agit d'un processus complexe qui nécessite le plus grand soin, il n'est pas adapté pour le traitement de l'eau à l'échelle résidentielle.

Actuellement, le bore n'est pas pris en compte dans les exigences de rendement (p. ex. diminutions alléguées) des normes NSF/ANSI. Cependant, en utilisant un appareil de traitement certifié en regard des normes pour l'osmose inverse ou la distillation, on s'assure que la salubrité des matériaux de l'appareil a été testée. Ces normes sont la norme NSF/ANSI 58 – Reverse Osmosis Drinking Water Treatment Systems (Systèmes de traitement de l'eau potable par osmose inverse) et la norme NSF/ANSI 62 – Drinking Water Distillation Systems (Systèmes de distillation de l'eau potable) (NSF/ANSI, 2018a,b).

4.2.4 Sommaire des capacités de traitement

Les données des stations de traitement à grandes échelles et échelles pilotes indiquent que, lorsque les concentrations de bore sont inférieures à 8 mg/L dans la source d'approvisionnement en eau, des concentrations de moins de 2 mg/L peuvent être obtenues dans l'eau traitée au moyen de techniques de traitement par osmose inverse ou échange d'ions présentant une même configuration et les mêmes conditions de fonctionnement. Une concentration cible de 2 mg/L dans l'eau traitée offre aux fournisseur du traitement de l'eau potable une certaine latitude dans le choix de la technique de traitement la mieux adaptée à la qualité de l'eau, aux processus de traitement existants et aux ressources techniques et financières disponibles. Les grandes stations municipales qui peuvent utiliser des systèmes de traitement plus complexes, comme des systèmes d'OI à passages multiples ou des combinaisons de processus de traitements, peuvent être en mesure d'obtenir des concentrations de moins de 0,5 mg/L dans l'eau traitée (Hilal et coll., 2011).

Il est prévu que des concentrations élevées de bore auront une incidence sur certains petits systèmes de traitement de l'eau souterraine au Canada. Dans le cas des petits systèmes dont les ressources sont limitées, il est important que le système de traitement ne soit pas trop compliqué à installer et à faire fonctionner. Le processus d'OI à passage unique est le plus simple pour l'enlèvement du bore. Les données indiquent qu'une concentration cible de 2 mg/L ou moins peut être atteinte avec cette technique de traitement (taux rejet du bore entre 65 et 85 %).

Il est généralement recommandé que les dispositifs de traitement à usage résidentiel soient certifiés en regard des normes de NSF International (NSF)/American National Standards Institute (ANSI). Le bore n'est actuellement pas pris en compte dans ces normes; toutefois, les appareils de traitement par osmose inverse installés au point d'utilisation sont probablement ceux qui sont le mieux adaptés à un usage résidentiel. Les appareils d'OI qui comportent une seule membrane devraient offrir un taux d'enlèvement plus élevé (p. ex. > 75 %) que les systèmes municipaux. Il demeure possible d'obtenir des concentrations dans l'eau traitée de moins de 2 mg/L, même lorsque les concentrations maximales dans la source d'approvisionnement en eau atteignent 8 mg/L.

4.3 Considérations relatives aux réseaux de distribution

Bien que d'importantes recherches aient été réalisées au cours des dernières années sur l'accumulation et la libération potentielles de contaminants dans les réseaux de distribution d'eau potable (Friedman et coll., 2010, 2016), la documentation ne contient aucun renseignement sur la présence de bore dans les dépôts de ces réseaux. Cependant, étant donné que le bore est adsorbé à la surface des oxydes d'aluminium et de fer dans l'environnement (section 1.2), il est possible qu'il s'accumule aussi dans les réseaux de distribution où ces types de dépôts sont présents.

5.0 Surveillance

Tous les services publics d'approvisionnement en eau devraient adopter une démarche de gestion des risques, comme l'approche de la source au robinet ou du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, pour assurer la salubrité de l'eau (CCME, 2004; OMS, 2011, 2012). Lorsqu'on adopte ces démarches, il faut procéder à une évaluation du système afin de caractériser la source d'approvisionnement en eau, de décrire les entraves qui préviennent ou réduisent la contamination, de recenser les conditions qui peuvent donner lieu à une contamination et de mettre en place des mécanismes de contrôle. Une surveillance opérationnelle est ensuite établie, et des protocoles de fonctionnement et de gestion sont instaurés (p. ex. procédure normale d'exploitation, mesures correctives et interventions en cas d'incident). La surveillance de la conformité est établie et d'autres protocoles de vérification du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont adoptés (p. ex. tenue de registres, satisfaction de la clientèle). Les opérateurs doivent aussi recevoir une formation pour assurer en tout temps l'efficacité du plan pour la salubrité de l'eau (Smeets et coll., 2009).

5.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau

La caractérisation de la source d'approvisionnement en eau devrait faire partie des évaluations périodiques du réseau. Le bore n'est pas abondant dans les sources d'approvisionnement en eau au Canada et il n'est généralement présent en fortes concentrations que dans les eaux souterraines de certaines régions. Les services publics devraient donc consulter l'autorité responsable afin de déterminer si les eaux souterraines locales sont susceptibles de contenir du bore avant d'établir des exigences de surveillance. Lorsque du bore est présent dans la source d'approvisionnement en eau, la fréquence des activités de surveillance est fonction du traitement et de la surveillance de la conformité, comme il est précisé ci-dessous.

5.2 Traitement

Lorsqu'un traitement est nécessaire pour enlever le bore, une surveillance opérationnelle devrait être assurée afin de déterminer si le processus de traitement fonctionne comme prévu. La fréquence de la surveillance opérationnelle dépendra du processus de traitement.

5.3 Surveillance de la conformité

Une surveillance de la conformité (échantillons appariés d'eau de la source d'approvisionnement en eau et d'eau traitée afin de déterminer l'efficacité du traitement) devrait être effectuée tous les trois mois.

5.4 Réseau de distribution

Étant donné qu'aucun renseignement n'est disponible sur le potentiel d'accumulation et de libération du bore dans les réseaux de distribution, il peut ne pas être nécessaire d'exercer une surveillance dans le réseau. Les services publics qui ont observé des dépôts d'oxyde

d'aluminium ou de fer peuvent devoir s'assurer qu'il n'y a pas d'accumulation et de libération de bore (et d'autres métaux, comme le manganèse, l'arsenic et l'uranium) dans le réseau.

5.5 Traitement résidentiel

Du bore peut être présent dans les eaux souterraines de certaines régions du Canada, en particulier en Saskatchewan, au Manitoba et en Ontario. Des renseignements sur les zones géographiques qui peuvent présenter des concentrations élevées de bore peuvent être obtenus auprès des autorités de la province ou du territoire concernés. Étant donné que les plantes sont sensibles aux concentrations de bore dans l'eau, certains problèmes de culture des plantes intérieures et extérieures, notamment le brunissement au pourtour des feuilles, peuvent être une indication de la présence de bore dans l'eau de puits. Une concentration de bore de plus de 1 mg/L a généralement des effets sur certaines plantes, effets pouvant indiquer que l'eau de puits devrait être soumise à une analyse de bore. L'eau devrait être analysé périodiquement par un laboratoire accrédité afin de déterminer si l'eau de puits contient du bore.

6.0 Considérations internationales

L'OMS, l'U.S. EPA, l'Australie et la Commission européenne ont établi des recommandations ou des seuils d'avis sanitaire pour le bore dans l'eau potable (tableau 6). L'OMS (2011), l'Australie (NHMRC, NRMCC, 2011) et la Commission européenne (1998) ont adopté des recommandations de 2,4, de 4 et de 1 mg/L, respectivement, pour le bore dans l'eau potable. L'U.S. EPA n'a pas fixé de niveau maximal de contaminant pour le bore dans l'eau potable, mais établi un seuil d'avis sanitaire à vie de 5 mg/L (U.S. EPA, 2008). Pour toutes les valeurs adoptées, on a utilisé la diminution du poids corporel chez le rat comme effet critique. L'écart entre les valeurs est attribuable aux différences entre les facteurs d'incertitude, les facteurs d'attribution et les poids corporels retenus ainsi qu'à l'utilisation de la méthode de modélisation de la BMD ou de la démarche fondée sur la NOAEL.

Tableau 6. Valeurs internationales pour le bore dans l'eau potable

Organisme	Année	Valeur (mg/L)	Base (effet critique, point de départ et facteur d'incertitude)
Valeurs réglementaires			
OMS ¹	2011	2,4	Effet critique : diminution du poids corporel chez le rat, observée dans les études sur le développement (Heindel et coll., 1992, 1994; Price et coll. 1996), modélisation de la BMD par Allen et coll. (1996); BMD ₀₅ = 10,3 mg/kg p. c. par jour AQT = 0,17 mg/kg p. c. par jour Facteur d'incertitude = 60 (variations interspécifiques = 10; variations intraspécifiques = 6)
Australie ²	2011	4	Effet critique (d'après OMS 2004) : diminution du poids corporel chez le rat, observée dans les études sur le développement (Price et coll., 1996); NOAEL = 9,6 mg/kg p. c. par jour AQT = 0,16 mg/kg p. c. par jour Facteur d'incertitude = 60 (variations interspécifiques = 10;

			variations intraspécifiques = 6)
Commission européenne ³	1998	1	Information non disponible
Valeurs non réglementaires			
U.S. EPA ⁴	2008	5 (seuil d'avis sanitaire à vie)	<p>Effet critique : diminution du poids corporel chez le rat, observée dans les études sur le développement (Heindel et coll., 1992, 1994; Price et coll. 1996), modélisation de la BMD par Allen et coll. (1996); $BMD_{05} = 10,3 \text{ mg/kg p. c. par jour}$</p> <p>Dose de référence = 0,2 mg/kg p. c. par jour</p> <p>Facteur d'incertitude = 66 (variations interspécifiques = 10,5; variations intraspécifiques = 6,3)</p>

¹ OMS (2009); ² NHMRC et NRMCC (2011); ³ Commission européenne (1998); ⁴ U.S. EPA (2008)

7.0 Justification de la concentration maximale acceptable (CMA)

Le bore peut être transporté dans les sources d'approvisionnements en eau potable sous l'effet de l'altération de roches et de sols contenant du bore et par les embruns marins et les volcans. Il peut aussi avoir des sources anthropiques, comme les processus de traitement des eaux usées municipales et industrielles, l'application de pesticides et d'autres activités humaines. Dans la plupart des sources d'approvisionnement en eau potable, les concentrations de bore sont inférieures à 0,1 mg/L. Des concentrations plus élevées de bore (1 à 8 mg/L) peuvent être mesurées dans certaines régions du Canada, en particulier dans les eaux souterraines contenant du bore d'origine naturelle. Au Canada, les aliments constituent la principale source d'exposition au bore bien que certains produits de consommation puissent aussi contribuer notablement à l'exposition. L'exposition par l'eau potable peut représenter jusqu'à 16 % de l'exposition totale par le régime alimentaire.

La reproduction et le développement sont considérés comme les effets sur la santé les plus sensibles pour ce qui est de la toxicité du bore. Des études réalisées chez l'humain ont établi des corrélations possibles entre le bore et des effets sur la reproduction et le développement; ces études présentent toutefois des limites sur le plan de la conception et ne peuvent être utilisées aux fins de l'évaluation des risques. Dans les études menées sur des animaux, on a systématiquement observé des effets néfastes sur le système reproducteur des mâles après ingestion de fortes doses de bore, ce qui vient étayer les effets observés dans les études chez l'humain. Les effets testiculaires observés chez le chien constituaient l'effet le plus sensible et ont été utilisés pour établir la VBS de 0,1 mg/L.

Le processus d'élaboration de la recommandation tient compte de la capacité à mesurer un contaminant dans l'eau potable. Il existe plusieurs méthodes d'analyse permettant de mesurer le bore total dans l'eau potable à des concentrations bien inférieures à la VBS.

Le processus d'élaboration de la recommandation tient aussi compte de la possibilité d'atteindre la CMA proposée à l'aide des techniques de traitement actuelles de l'eau potable. Dans le cas des stations de traitement municipales, les deux techniques les plus efficaces et les plus couramment utilisées pour l'enlèvement du bore sont l'osmose inverse et l'échange d'ions au moyen de résines sélectives pour le bore. Les données des stations de traitement indiquent que la plupart des systèmes ne permettent pas d'atteindre une concentration de 0,1 mg/L, soit la VBS, dans l'eau traitée. Bien que le processus d'échange d'ions au moyen d'une résine sélective pour le bore puisse théoriquement ramener les concentrations de bore dans l'eau potable à moins de 0,1 mg/L, les conditions de fonctionnement qu'il faudrait mettre en place seraient extrêmement

complexes et difficilement applicables. En général, lorsque les concentrations dans la source d'approvisionnement en eau sont de 8 mg/L ou moins, il est possible d'obtenir des concentrations inférieures à 2 mg/L dans l'eau traitée à l'aide de diverses techniques de traitement présentant une même configuration et les mêmes conditions de fonctionnement.

Une CMA de 2 mg/L est proposée pour le bore dans l'eau potable, en fonction des éléments suivants :

- La VBS pour le bore est de 0,1 mg/L, valeur qui a été calculée selon une approche prudente afin d'offrir une protection contre les effets potentiels sur la reproduction.
- Une concentration dans l'eau traitée équivalente à la VBS de 0,1 mg/L ne peut être obtenue par la plupart des systèmes de traitement de l'eau potable.
- Une concentration dans l'eau traitée de 2 mg/L ou moins peut être atteinte par les stations municipales de traitement au moyen de processus d'osmose inverse ou d'échange d'ions présentant la même configuration et les mêmes conditions de fonctionnement.
- La CMA proposée offre aux petits systèmes de traitement de l'eau souterraine la souplesse nécessaire pour installer un système d'osmose inverse à passage unique, soit le processus de traitement le plus simple pour l'enlèvement du bore.
- Actuellement, le bore n'est pas pris en compte dans les normes NSF/ANSI pour les appareils de traitement résidentiel; cependant, les appareils de traitement par osmose inverse et distillation devraient être en mesure de ramener les concentrations de bore dans l'eau traitée à 2 mg/L ou moins.
- La CMA proposée de 2 mg/L est considérée comme offrant une protection contre tous les autres effets sur la santé, y compris les effets potentiels sur le développement observés à des doses plus élevées que celles qui produisent des effets sur la reproduction.

Compte tenu de la réalisabilité par les techniques de traitement et des risques pour la santé d'une exposition au bore dans l'eau potable, Santé Canada, en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, propose une CMA de 2 mg/L. Cette CMA proposée concorde dans l'ensemble avec les limites établies dans d'autres pays. Comme cette valeur dépasse la VBS, on devrait s'efforcer, dans toute la mesure du possible, de ramener les concentrations de bore dans l'eau potable à moins de 2 mg/L. Des concentrations plus faibles peuvent être obtenues à l'aide de certains systèmes de traitement de l'eau potable, selon la qualité de la source d'approvisionnement en eau, le type de technique de traitement utilisé et les conditions de fonctionnement de l'installation de traitement.

Santé Canada continuera, dans le cadre de son processus continu de révision des recommandations, à suivre les nouvelles recherches à ce sujet, et recommandera au besoin toute modification jugée appropriée.

8.0 Références

ACIA (2013). Bulletin d'information : Borax (acide borique) vendu comme aliment ou présenté comme tel. Disponible à l'adresse : <http://www.inspection.gc.ca/aliments/directives-archivees-sur-les-aliments/aliments-au-detail/bulletins-d-information/acide-borique/fra/1357708906915/1357709473329>.

Alberta Environment and Sustainable Resource Development. (2013). Communication personnelle avec Donald Reid, Operations Division

Alberta Health and Wellness. (2008). The Alberta Biomonitoring Program: Chemical Biomonitoring in Serum of Pregnant Women in Alberta. Edmonton (AB): Alberta Health and Wellness. Disponible à l'adresse : <http://www.health.alberta.ca/documents/Chemical-Biomonitoring-2008.pdf>

Allen, B.C., Strong, P.L., Price, C.J., Hubbard, S.A. et Daston, G.P. (1996). Benchmark dose analysis of developmental toxicity in rats exposed to boric acid. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 32(2): 194-204.

Anderson, D.L., Kitto, M.E., McCarthy, L. et Zoller, W.H. (1994). Sources and atmospheric distribution of particulate and gas-phase boron. *Atmospheric environment. Atmos. Environ.*, 28(8): 1401-1410.

APHA, AWWA et WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC.

ARLA (2012). Projet de décision de réévaluation : acide borique et ses sels (bore).

ARLA (2016). Décision de réévaluation : acide borique et ses sels (bore).

Arslan M., Topaktas M. et Rencuzogullari E. (2008). The effects of boric acid on sister chromatid exchanges and chromosome aberrations in cultured human lymphocytes. *Cytotechnology*, 56(2): 91-96.

ATSDR (2010). Toxicological Profile for Boron. Disponible à l'adresse : <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=453&tid=80>

Bakirdere, S., Örenay, S. et Korkmaz, M. (2010). Effect of boron on human health. *The Open Mineral Processing Journal*, 3: 54-59.

Balabanli B. et Balaban T. (2015). Investigation into the effects of boron on liver tissue protein carbonyl, MDA, and glutathione levels in endotoxemia. *Biol. Trace Elem. Res.*, 167(2): 259-263.

Barranco, W.T., Hudak, P.F. et Eckhert, C.D. (2007). Evaluation of ecological and in vitro effects of boron on prostate cancer risk (United States). *Cancer causes and control. Cancer Causes Control*, 18(1): 71-77.

Basaran, N., Duydu, Y. et Bolt, H.M. (2012). Reproductive toxicity in boron exposed workers in Bandirma, Turkey. *J. Trace Elem. Med. Biol.*, 26(2-3): 165-7.

Becking, G.C. et Chen, B.H. (1998). International programme on chemical safety (IPCS) environmental health criteria on boron human health risk assessment. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 439-52.

Benson, W.H., Birge, W.J. et Dorrough, H.W. (1984). Absence of mutagenic activity of sodium borate (borax) and boric acid in the salmonella preincubation test. *Environ. Toxicol. Chem.*, 3(2): 209-214.

Bick, A. et Oren, G. (2015). Seawater reverse osmosis permeate: comparative evaluation of boron removal technologies. In: Boron separation processes. N. Kabay, M. Bryjak, et N. Hilal (éd.). Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas. p. 325–338.

Bodzek, M. (2015). The removal of boron from the aquatic environment: state of the art. Desalination and water treatment. 57(3): 1107-1131.

Bolt, H.M., Basaran, N. et Duydu, Y. (2012). Human environmental and occupational exposures to boric acid: Reconciliation with experimental reproductive toxicity data. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 75(8-10): 508-14.

Bonde J.P.E. (2013). Occupational causes of male infertility. *Curr. Opin. Endocrinol. Diabetes Obes.*, 20(3): 234-239.

Busch, M., Mickols, W.E., Jons, S. et Redondo, J. (2003). Boron removal in seawater desalination. Proceedings of International Desalination Association (IDA) World Congress, Bahreïn.

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

Caglar, G.S., Cakal, G.O., Yuce, E. et Pabuccu, R. (2012). Evaluation of serum boron levels and lipid profile in pregnancies with or without gestational diabetes. *J. Perinat. Med.*, 40(2): 137-40.

Caglar G.S., Cakal G.O. et Kiseli M. (2014). Umbilical cord boron levels in term gestations. *Trace Elem. Electrolytes*, 32(1): 37-41.

CCME (2009). Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for Boron. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

CCN (2019). Répertoire des organismes de certification accrédités de produits, de processus et de services. Conseil canadien des normes, Ottawa (Ontario). Disponibles à l'adresse : <http://www.scc.ca/fr/accreditation/certification-de-produits-procedes-et-services/repertoire-des-organismes-de-certification-accredites>

Chang, B.L., Robbins, W.A., Wei, F., Xun, L., Wu, G., Li, N. et Elashoff, D.A. (2006). Boron workers in china: Exploring work and lifestyle factors related to boron exposure. *Aaohn j.*, 54(10): 435-43.

Chapin R.E., Ku W.W., Kenney M.A., McCoy H., Gladen B., Wine R.N., Wilson R. et Elwell M.R. (1997). The effects of dietary boron on bone strength in rats. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 35(2): 205-215.

Chapin, R.E., Ku, W.W., Kenney, M.A. et McCoy, H. (1998). The effects of dietary boric acid on bone strength in rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 395-399.

Cheung, K.L. et Lafayette, R.A. (2013). Renal physiology of pregnancy. Advances in chronic kidney disease. *Adv. Chron. Kidney Dis.*, 20(3): 209-214.

Commission européenne. (1998). Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Journal officiel de la Communauté européenne.

Corradi, F., Brusasco, C., Palermo, S. et Belvederi, G. (2010). A case report of massive acute boric acid poisoning. *Eur. J. Emerg. Med.*, 17(1): 48-51.

Cortés, S., Espinoza-Navarro, O. et Ferreccio, C. (2017). High exposure to boron in drinking water and sperm parameters in chilean young people. *International journal of morphology. Int. J. Morphol.*, 35(1): 99-104.

Coughlin J.R. (1996). Inorganic borates: Chemistry, human exposure, and health and regulatory guidelines. *J. Trace Elem. Exp. Med.*, 9(4): 137-151.

Cui, Y., Winton, M.I., Zhang, Z., Rainey, C., Marshall, J., De Kernion, J.B. et Eckhert, C.D. (2004). Dietary boron intake and prostate cancer risk. *Oncol. Rep.*, 11(4): 887-92.

Culver B.D. et Hubbard S.A. (1996). Inorganic boron health effects in humans: An aid to risk assessment and clinical judgment. *J. Trace Elem. Exp. Med.*, 9(4): 175-184.

Culver, B.D., Shen, P.T., Taylor, T.H., Lee-Feldstein, A., Anton-Culver, H. et Strong, P.L. (1994). The relationship of blood- and urine-boron to boron exposure in borax-workers and usefulness of urine-boron as an exposure marker. *Environ. Health Perspect.*, 102 Suppl 7: 133-7.

Desbarats, A.J. (2009). On elevated fluoride and boron concentrations in groundwaters associated with the lake St. Martin impact structure, Manitoba. *Applied Geochemistry*, 24: 915-927.

Di Renzo, F., Cappelletti, G., Broccia, M.L., Giavini, E. et Menegola, E. (2007). Boric acid inhibits embryonic histone deacetylases: A suggested mechanism to explain boric acid-related teratogenicity. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 220(2): 178-185.

Dieter M.P. (1994). Toxicity and carcinogenicity studies of boric acid in male and female B6C3F1 mice. *Environ. Health Perspect.*, 102: 93-97.

Dourson, M., Maier, A., Meek, B., Renwick, A., Ohanian, E. et Poirier, K. (1998). Boron tolerable intake: Re-evaluation of toxicokinetics for data-derived uncertainty factors. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 453-63.

Draize, J.H. et Kelley, E.A. (1959). The urinary excretion of boric acid preparations following oral administration and topical applications to intact and damaged skin of rabbits. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 1(3): 267-276.

Duydu, Y., Basaran, N., Üstündag, A., Aydin, S., Ündeger, Ü., Ataman, O., Aydos, K., Düker, Y., Ickstadt, K., Waltrup, B., Golka, K. et Bolt, H. (2011). Reproductive toxicity parameters and biological monitoring in occupationally and environmentally boron-exposed persons in Bandirma, Turkey. *Arch. Toxicol.*, 85(6): 589-600.

Duydu, Y., Basaran, N. et Bolt, H.M. (2012). Exposure assessment of boron in Bandirma boric acid production plant. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 26(2-3): 161-164.

Duydu Y., Basaran N. et Hermann B.M. (2015). Human health risk assessment of boric acid and sodium borates. *Toxicol. Lett.*, 238(2): S102-S103.

Duydu, Y., Basaran, N., Üstündag, A., Aydin, S., Ündeger, Ü., Ataman, O.Y., Aydos, K., Düker, Y., Ickstadt, K., Waltrup, B.S., Golka, K. et Bolt, H.M. (2016). Is boric acid toxic to reproduction in humans? Assessment of the animal reproductive toxicity data and epidemiological study results. *Curr. Drug Deliv.*, 13(3): 324-329.

Duydu, Y., Basaran, N., Üstündag, A., Aydin, S., Yalçın, C.Ö., Anlar, H.G., Bacanlı, M., Aydos, K., Atabekoglu, C.S., Golka, K., Ickstadt, K., Schwerdtle, T., Werner, M., Meyer, S. et Bolt, H.M. (2018a). Birth weights of newborns and pregnancy outcomes of environmentally boron-exposed females in turkey. *Arch. Toxicol.*, 92(8): 2475-2485.

Duydu, Y., Basaran, N., Aydin, S., Üstündag, A., Yalçın, C.Ö., Anlar, H.G., Bacanlı, M., Aydos, K., Atabekoglu, C.S., Golka, K., Ickstadt, K., Schwerdtle, T., Werner, M., Meyer, S. et Bolt, H.M. (2018b). Evaluation of FSH, LH, testosterone levels and semen parameters in male boron workers under extreme exposure conditions. *Arch. Toxicol.*, 92:3051–3059.

ECETOC (1995). Reproductive and General Toxicology of some Inorganic Borates and Risk Assessment in Human Beings. Technical Report No. 63. Bruxelles.

EFSA (2013). Scientific opinion on the re-evaluation of boric acid (E 284) and sodium tetraborate (borax) (E 285) as food additives. European Food Safety Association. EFSA Journal, 11(10): 3407.

Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada (2016). Ébauche d'évaluation préalable : acide borique, ses sels et ses précurseurs. Ottawa.

Fail, P.A., Chapin, R.E., Price, C.J. et Heindel, J.J. (1998). General, reproductive, developmental, and endocrine toxicity of boronated compounds. *Reproductive Toxicology*, 12(1): 1-18.

Farhat, A., Ahmad, F., Hilal, N. et Arafat. H.A. (2013). Boron removal in new generation reverse osmosis (RO) membranes using two-pass RO without pH adjustment. *Desalination*, 310: 50-59.

Fogg, T.R. et Duce, R.A. (1985). Boron in the troposphere: Distribution and fluxes. *Journal of Geophysical Research*, 90(D2): 3781-3796.

Forbes, A.M. et Mitchell, H.H. (1957). Accumulation of dietary boron and strontium in young and adult albino rats. *A. M. A. Arch Ind Health*, 16: 489-492.

Forbes, R.M., Cooper, A.R. et Mitchell, H.H. (1954). On the occurrence of beryllium, boron, cobalt, and mercury in human tissues. *J Biol Chem*, 209: 857-865.

Franks, R., Neculau, M., Garrote, R., Bartels, C., Egea R.J., Carrion, M/L., Torralba Saura, A.J. et Ruiz Prieto, M. (2013). Analyzing three years of SWRO plant operation at elevated feed pH to save energy and improve boron rejection. Proceedings of International Desalination Association (IDA) World Congress, Tianjin, Chine.

Frey, M., Seidel, C., Edwards, M., Parks, J. et McNeill, L (2004). Occurrence survey of boron and hexavalent chromium. American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO (rapport n° 91044F)

Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L., Larsen, G., Young, A., Korshin, G.V. et Peng, C-Y. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments. Water Research Foundation et United States Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

Friedman, M.J., Hil, A., Booth, S., Hallett, M., McNeill, L., McLean, J., Stevens, D., Sorensen, D., Hammer, T., Kent, W., De Haan, M., MacArthur, K. et Mitchell, K. (2016). Metals accumulation and release within the distribution system: evaluation and mitigation. Water Research Foundation et United States Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

Friis-Hansen, B., Aggerbeck, B. et Aas Jansen, J. (1982). Unaffected blood boron levels in newborn infants treated with a boric acid ointment. *Food and chemical toxicology*. *Food Chem. Toxicol.*, 20(4): 451-454.

Goldberg, S. et Su, C. (2007). New advances in boron soil chemistry. In: Advances in plant and animal boron nutrition. Anonyme. Wuhan, Chine, p. 313-330.

Gorenflo, A., Brusilovsky, M., Faigon, M. et Liberman, B. (2007). High pH operation in seawater reverse osmosis permeate: first results from the world's largest SWRO plant in Ashkelon. *Desalination*, 203:82-90.

Gouvernement de l'Alberta. (2010). Alberta Biomonitoring Program. Chemicals in Serum of Children in Southern Alberta 2004-2006. Influence of Age Comparison to Pregnant Women. Disponible à l'adresse : <http://www.health.alberta.ca/documents/Chemical-Biomonitoring-2010.pdf>

Gouvernement du Manitoba (2010). Map of Trace Elements in Groundwater: Boron in Groundwater. Groundwater Management Section, Water Science and Management Branch, Sustainable Development.

Grella, P., Tambuscio, B. et Suma, V. (1976). Boric acid and poisoning during pregnancy: Description of one case [cite dans ECHA, 2010]. *Acta Anaesthesiol Italica*, 27: 745-748.

Guan, Z., Lv, J., Bai, P. et Guo, X. (2016). Boron removal from aqueous solutions by adsorption – a review. *Desal.*, 383: 29-37.

Guler, E., Kabay, N., Yuksel, M., Yigit, N.O., Kitis, M. et Bryjak, M. (2011). Integrated solution for boron removal from seawater using RO process and sorption-membrane filtration hybrid method. *J. Membr. Sci.* 375; 249 -257.

Guler, E., Kaya, C., Kabay, N. et Arda, M. (2015). Boron removal from seawater: state-of-the-art review. *Desalination*, 356: 85-93.

Hakki, S.S., Dundar, N., Kayis, S.A., Hakki, E.E., Hamurcu, M., Kerimoglu, U., Baspinar, N., Basoglu, A. et Nielsen, F.H. (2013). Boron enhances strength and alters mineral composition of bone in rabbits fed a high energy diet. *J. Trace Elem. Med. Biol.*, 27(2): 148-153.

Hall Jr., L.W., Killen, W.D., Anderson, R.D. et Perry, E. (2004). Analysis of historical salinity and boron surface water monitoring data from the San Joaquin River watershed: 1985-2002. *Environ. Monit. Assess.*, 95(1-3): 125-151.

Hamilton, S.M. (2015). Ambient Groundwater Geochemistry Data for Southern Ontario, 2007–2014. Commission géologique de l'Ontario, Miscellaneous Release—Data 283—Revised. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. Disponible à l'adresse : [Www.Geologyontario.Mndm.Gov.on.ca/mndmfiles/pub/data/imaging/MRD283-REV//MRD283-REV.Pdf](http://www.geologyontario.mndm.gov.on.ca/mndmfiles/pub/data/imaging/MRD283-REV//MRD283-REV.Pdf).

Hasegawa, R., Hirata-Koizumi, M., Dourson, M.L., Parker, A., Ono, A. et Hirose, A. (2013). Safety assessment of boron by application of new uncertainty factors and their subdivision. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 65(1): 108-114.

Haworth, S., Lawlor, T., Mortelmans, K., Speck, W. et Zeiger, E. (1983). Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals. *Environ Mutagen*, 5 Suppl 1: 1-142.

Heindel, J.J., Price, C.J., Field, E.A., Marr, M.C., Myers, C.B., Morrissey, R.E. et Schwetz, B.A. (1992). Developmental toxicity of boric acid in mice and rats. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 18(2): 266-77.

Heindel, J.J., Price, C.J. et Schwetz, B.A. (1994). The developmental toxicity of boric acid in mice, rats, and rabbits. *Environ. Health Perspect.*, 102 Suppl 7: 107-12.

Heitland P. et 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: 253-262.

Hilal, N., Kim, G.J. et Somerfield, C. (2011). Boron removal from saline water: a comprehensive review. *Desal.*, 273:23-35.

Huel, G., Yazbeck, C., Burnel, D., Missy, P. et Kloppmann, W. (2004). Environmental boron exposure and activity of d-aminolevulinic acid dehydratase (ALA-D) in a newborn population. *Toxicological sciences. Toxicol. Sci.*, 80(2): 304-309.

Hunt, C.D., Herbei, J.L. et Nielsen, F.H. (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.

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

IOM (2001). Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel Silicon, Vanadium and Zinc. National Academy Press, Washington, DC.

Ipek, I., Guler, E., Kabay, N., Yuksel, M. (2016). Removal of boron from water by ion exchange and hybrid processes. In: *Ion Exchange and Solvent Extraction-A Series of Advances*, Volume 22. A.Sengupta (éd.). CRC Press, Floride, États-Unis, p. 33-63.

Ishii, Y., Fujizuka, N., Takahashi, T., Shimizu, K., Tuchida, A., Yano, S., Naruse, T. et Chishiro, T. (1993). A fatal case of acute boric acid poisoning. *J. Toxicol. Clin. Toxicol.*, 31(2): 345-52.

ISO, (1990). Norme internationale ISO 9390 Qualité de l'eau – Dosage du borate –Méthode spectrométrique à l'azométhine-H. Première édition 1990-09-01.

Jacob (2007). Seawater desalination: boron removal by ion exchange technology. *Desal.*, 205: 47-52.

Jansen, J.A., Schou, J.S. et Aggerbeck, B. (1984). Gastro-intestinal absorption and in vitro release of boric acid from water-emulsifying ointments. *Food Chem. Toxicol.*, 22(1): 49-53.

Kabay, N., Yilmaz, I., Yamac, S., Yuksel, M., Yukel, U., Yildirim N., Aydogu, O., Iwanaga, T. et Hirowatari, K. (2004). Removal and recovery of boron from geothermal wastewater by selective ion-exchange resins- II. Field tests. *Desal.*, 167: 427-438.

Kabay, N., Sarp, S., Yuksel, M., Kitis, M., Koseoglu, H., Arar, O., Bryjak, M. et Semiat, R. (2008a). Removal of boron from SWRO permeate by boron selective ion exchange resins containing N-methyl glucamine groups. *Desal.*, 227: 233-240.

Kabay, N., Guler, E. et Bryjak, M. (2010). Boron in seawater and methods for its separation – a review. *Desal.*, 261: 212-217.

Kabay, N., Bryjak, M., Hilal, N. (2015). *Boron Separation Processes*, Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas (ISBN : 978-0-444-63454-2).

Kabay, N., Sozel, P.Y., Yavuz, E., Yuksel, M., Yuksel, U. (2018a). Treatment of geothermal waters for industrial and agricultural purposes. In *Geothermal Water Management*. J.Bundschuh et B.Tomaszewska (éd.), CRC, Londres, Royaume-Uni, p. 113-133.

Kabay, N., Ipek, I.Y., Yilmaz, P.K., Samatya, S., Bryjak, M., Yoshizuka, K., Tuncel, S.A., Yuksel, U., Yuksel, M. (2018b). Removal of boron and arsenic from geothermal water by ion exchange. In *Geothermal Water Management*. J.Bundschuh et B.Tomaszewska (éd.), CRC Londres, Royaume-Uni, p. 135-155.

Kent, N.L. et McCance, R.A. (1994). The absorption and excretion of "minor" elements by man. I. silver, gold, boron and vanadium. *J Biochem*, 35: 837.

Kim, J., Wilf, M., Park, J-S. et Brown, J. (2009). Boron rejection by reverse osmosis membranes: national reconnaissance and mechanism study. U.S Department of Interior, Bureau of Reclamation, Denver, CO.

- Kochkodan, V., Bin Darwish, N. et Hilal, N. (2015). The chemistry of boron in water. In: Boron separation processes. N. Kabay, M. Bryjak, and N. Hilal (eds.). Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, p. 35–63.
- Korkmaz, M., Yenigun, M., Bakirdere, S., Ataman, O.Y., Keskin, S., Muezzinoglu, T. et Lekili, M. (2011). Effects of chronic boron exposure on semen profile. *Biol. Trace Elem. Res.*, 143(2): 738-50.
- Koseoglu, H., Kabay, N., Yuksel, M. et Kitis, M. (2008). The removal of boron from model solutions and seawater using reverse osmosis membranes. *Desal.*, 223: 126-133.
- Kot, F.S. (2009). Boron sources, speciation and its potential impact on health. *Reviews in environmental science and biotechnology*. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 8(1): 3-28.
- Krishnan, K. et Carrier, R. (2013). The use of exposure source allocation factor in the risk assessment of drinking-water contaminants. *J. Toxicol. Environ. Health B Crit. Rev.*, 16(1): 39-51.
- Ku, W.W., Chapin, R.E., Moseman, R.F., Brink, R.E., Pierce, K.D. et Adams, K.Y. (1991). Tissue disposition of boron in male fischer rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 111(1): 145-151.
- Ku, W.W., Chapin, R.E., Wine, R.N. et Gladen, B.C. (1993) Testicular toxicity of boric acid (BA): Relationship of dose to lesion development and recovery in the F344 rat. *Reprotox*. 7: 305-319.
- Lemay, T.G. (2002). Geochemical and Isotope Data for Formation Water from Selected Wells, Cretaceous to Quaternary Succession, Athabasca Oil Sands (*in Situ*) Area, Alberta. Alberta Geological Survey, Alberta Energy and Utilities Board.
- 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. *Chin J Public Health*, 21(5): 567-8 [en chinois].
- Magara, Y., Aizawa, T., Kunikane, S., Itoh, S., Kohki, M., Kawasaki, M. et Takeuti, H. (1996). The behaviour of inorganic constituents and disinfection by products by reverse osmosis water desalination processes. *Wat. Sci. Tech.*, 34(9): 141-148.
- Mahabir, S., Spitz, M.R., Barrera, S.L., Dong, Y.Q., Eastham, C. et Forman, M.R. (2008). Dietary boron and hormone replacement therapy as risk factors for lung cancer in women. *Am. J. Epidemiol.*, 167(9): 1070-80.
- Manitoba Conservation and Water Stewardship (2013). Communication personnelle avec Kim Philip, Office of Drinking Water.
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario (2017). Résultats de la qualité de l'eau provenant de systèmes d'approvisionnement en eau potable sélectionnés dans des stations de traitement de l'Ontario, dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable (2013-2017).
- Ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador (2013). Communication personnelle avec Haseen Khan, Division de la gestion des ressources en eau.
- Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick (2013). Communication personnelle avec Kevin Gould, Direction générale de la santé environnementale.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Faune et des Parcs du Québec (2013). Communication personnelle avec Caroline Robert, Direction de l'eau potable et des eaux souterraines.

Moseman, R.F. (1994). Chemical disposition of boron in animals and humans. Environ. Health Perspect., 102 Suppl 7: 113-7.

Moss, S.A. et Nagpal, N.K. (2003). Ambient Water Quality Guidelines for Boron. Water Protection Section; Ministry of Water, Land and Air Protection, Colombie-Britannique.

Murray, F. (1998). A comparative review of the pharmacokinetics of boric acid in rodents and humans. Biol. Trace Elem. Res., 66(1-3): 331-341.

Naghii M.R., Mofid M., Asgari A.R., Hedayati M. et 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.

Naghii M.R. et S. Samman. (1997) The effect of boron supplementation on its urinary excretion ad selection cardiovascular risk factors in healthy male subjects. Biol. Trace Elem. Res., 5(3): 273-286.

Naghii, M.R. (2013). Significant pain alleviation, cease of hematuria, and renal stone removal after extracorporeal shock wave lithotripsy with adjuvant boron therapy - case report. Endocrine regulations. Endocr. Regul., 47(2): 101-104.

Naghii M.R. (2014). Boron and antioxidants complex: A new concept for the treatment of kidney stones without rigorous pain. Endocr. Regul., 48(3): 120-125.

NGWA (2018). Reducing problematic concentrations of boron in residential water well systems. Draft for Public Review. National Groundwater Association, Westerville, OH.

NHMRC et NRMCC (2011) Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra. Version 3.5 mise à jour en août 2018.

Nielsen F.H. (2014). Update on human health effects of boron. J. Trace Elem. Med. Biol., 28(4): 383-387.

Nir, O. et Lahav, O. (2015). Single SWRO pass boron removal at high pH: prospects and challenges. In: Boron separation processes. N. Kabay, M. Bryjak, and N. Hilal (eds.). Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, p. 297-323.

NSF/ANSI (2018a). Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI (2018b). Standard 62: Drinking water distillation systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NTP (1997). NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Boric Acid (CAS no. 1004-35-3) in B6C3F1 Mice. National Toxicology Program. Research Triangle Park, NC.

Pahl, M.V., Culver, B.D., Strong, P.L., Murray, F.J. et Vaziri, N.D. (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.

Parks, J.L et Edwards, M. (2005). Boron in the environment. Crit. Reviews Env. Sci. Tech., 35:2; 81-114.

Pizent A., Tariba B. et Zivkovic T. (2012). Reproductive toxicity of metals in men. Arh. Hig. Rada. Toksikol., 63: 35-46.

- Price, C.J., Strong, P.L., Marr, M.C., Myers, C.B. et Murray, F.J. (1996). Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 32(2): 179-93.
- Rani, M. et Meena, M.C. (2013). Multiple organ damage due to boric acid toxicity. *Asia Pac J Med Tox*, 2(4): 157-159.
- Recepoglu, Y.K., Kabay, N., Ipek, Y.I., Arda, M., Yukel, M., Yoshisuka, K. et Nishihama, S. (2018). Packed bed column dynamic study for boron removal from geothermal brine by a chelating fiber and breakthrough curve analysis by using mathematical models. *Desal.*, 437: 1-6.
- Redondo, J., Busch, M. et De Witte, J-P. (2003). Boron removal from seawater using FILMTEC™ high rejection SWRO membranes. *Desal.*, 156: 229-238.
- Robbins, W.A., Wei, F., Elashoff, D.A., Wu, G., Xun, L. et Jia, J. (2008). Y:X sperm ratio in boron-exposed men. *J. Androl.*, 29(1): 115-21.
- Robbins, W.A., Xun, L., Jia, J., Kennedy, N., Elashoff, D.A. et Ping, L. (2010). Chronic boron exposure and human semen parameters. *Reprod. Toxicol.*, 29(2): 184-90.
- Ruiz-Garcia, A., Leon, F.A. et Ramos-Martin, A. (2019). Different boron rejection behaviour in two RO membranes installed at same full-scale SWRO desalination plant. *Desal.*, 449: 131-138.
- Samman, S., Naghii M.R., Lyons Wall., P.M. et Verus, A.P. (1998). The nutritional and metabolic effects of boron in human and animals. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 227-235.
- Santander, P., Rivas, B.L., Urbano, B.F., Yilmaz Ipek, I., Ozkula, G., Arda, M., Yuksel, M., Bryjak, M., Kozlecki, T., et Kabay, N. 92013). Removal of boron from geothermal water by a novel boron selective resin. *Desal.*, 310: 102-108.
- Santé Canada (en cours de préparation). Canadian exposure factors used in human health risk assessments. Santé Canada, Ottawa, Ontario.
- Santé Canada. (2007). Le bore en tant qu'ingrédient médicinal dans les produits de santé naturels à administration orale.
- Santé Canada (2017). Communication personnelle avec Anca-Maria Tugulea, Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale.
- Santé Canada (2018). Liste critique des ingrédients de cosmétiques. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/cosmetiques/liste-critique-ingredients-cosmetiques-ingredients-interdits-usage-restreint/liste-critique.html>
- Santé et Affaires sociales du Yukon (2013). Communication personnelle avec Pat Brooks, coordonnateur du programme de gestion de l'eau potable.
- Saskatchewan Water Security Agency (2012). Communication personnelle avec Sam Ferris, Environmental & Municipal Management Services Division.
- Sayli, B.S. (1998). An assessment of fertility in boron-exposed turkish subpopulations: 2. evidence that boron has no effect on human reproduction. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 409-22.
- Sayli, B.S., Tuccar, E. et Elhan, A.H. (1998). An assessment of fertility in boron-exposed Turkish subpopulations. *Reprod. Toxicol.*, 12(3): 297-304.

Schou, J.S., Jansen, J.A. et Aggerbeck, B. (1984). Human pharmacokinetics and safety of boric acid. *Arch. Toxicol.*, 55(SUPPL. 7): 232-235.

Scialli, A.R., Bonde, J.P., Brüske-Hohlfeld, I., Culver, B.D., Li, Y. et Sullivan, F.M. (2010). An overview of male reproductive studies of boron with an emphasis on studies of highly exposed chinese workers. *Reproductive Toxicology*, 29(1): 10-24.

Scorei, R., Mitrut, P., Petrisor, I. et Scorei, I. (2011). A double-blind, placebo-controlled pilot study to evaluate the effect of calcium fructoborate on systemic inflammation and dyslipidemia markers for middle-aged people with primary osteoarthritis. *Biol. Trace Elem. Res.*, 144(1-3): 253-63.

Seal, B.S. et Weeth, H.J. (1980). Effect of boron in drinking water on the male laboratory rat. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 25(5): 782-789.

See, A.S., Salleh, A.B., Bakar, F.A., Yusof, N.A., Abdulamir, A.S. et Heng, L.Y. (2010). Risk and health effect of boric acid. *American journal of applied sciences*. *Am. J. Appl. Sci.*, 7(5): 620-627.

Stuttgen, G., Siebel, T. et Aggerbeck, B. (1982). Absorption of boric acid through human skin depending on the type of vehicle. *Arch Dermatol Res.*, 272(1-2): 21-29.

Sutherland, B., Strong, P. et King, J.C. (1998). Determining human dietary requirements of boron. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 193-204.

Tagliabue, M., Reverberia, A.P. et Bagatin, R. (2014). Boron removal from water: needs, challenges and perspectives. *Journal of cleaner production*, 77:56-64.

Toker, H., Ozdemir, H., Balci Yuce, H. et Goze, F. (2016). The effect of boron on alveolar bone loss in osteoporotic rats. *Journal of dental sciences*. *J. Dent. Sci.*, 11(3): 331-337.

Tomaszewka, B. et Bodzek, M. (2013). Desalination of geothermal water using a hybrid UF-RO process. Part 1: Boron removal in pilot-scale tests. *Desal.*, 319: 99-106

Treinen, K.A. et Chapin, R.E. (1991). Development of testicular lesions in F344 rats after treatment with boric acid. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 107(2): 325-35.

Tu, K.L., Nghiem, L.D. et Chivas, A.R. (2010). Boron removal by reverse osmosis membranes in seawater desalination applications. *Separation and Purification Technology*, 75:87-101.

Tüccar, E., Elhan, A.H., Yavuz, Y. et Sayli, B.S. (1998). Comparison of infertility rates in communities from boron-rich and boron-poor territories. *Biol. Trace Elem. Res.*, 66(1-3): 401-7.

U.S. EPA (1994). Method 200.7 revision 4.4. Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Environmental Monitoring Systems Laboratories. Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (2003). Method 200.5 revision 4.2. Determination of trace elements in drinking water by axially viewed inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry. National Exposure Research Laboratory. Office of Research and Development, EPA 600-R-06-115, Cincinnati, OhioAPHA, 2017

U.S. EPA (2008). Health Effects Support Document for Boron. EPA document number EPA-822-R-08-002.

Vanderpool, R.A., Hoff, D. et Johnson, P.E. (1994). Use of inductively coupled plasma-mass spectrometry in boron-10 stable isotope experiments with plants, rats, and humans. *Environ. Health Perspect.*, 102(SUPPL. 7): 13-20.

Vaziri, N.D., Oveis, F., Culver, B.D., Pahl, M.V., Andersen, M.E., Strong, P.L. et Murray, F.J. (2001). The effect of pregnancy on renal clearance of boron in rats given boric acid orally. *Toxicol. Sci.*, 60(2): 257-63.

Viatcheslav, F., Shemer, H., Sagiv, A. et Semiat, R. (2015). Boron removal using membranes. In: Boron separation processes. N. Kabay, M. Bryjak, and N. Hilal (eds.). Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, p. 199-217.

Wang, B., Guo, X. et Bai, P. (2014). Removal technology for boron dissolved in aqueous solutions – a review. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 444: 338-344.

Weir Jr., R.J. et Fisher, R.S. (1972). Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicology and applied pharmacology. Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 23(3): 351-364.

WHO (2009). Boron in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Genève.

Whorton MD, Haas J, Trent L. (1994a). Reproductive effects of inorganic borates on male employees: birth rate assessment. *Environ. Health Perspect.*, 102(Suppl 7): 129-131.

Whorton MD, Haas JL, Trent L, Wong O. (1994b). Reproductive effects of sodium borates on male employees: birth rate assessment. *Occup. Environ. Med.*, 51: 761-767.

Wilding, J.L., Smith, W.J., Yevich, P., Sicks, M.E., Ryan, S.G. et Punte, C.L. (1959). The toxicity of boron oxide. *Am Ind Hyg Assoc J*, 20: 284-289.

Wolska, J. et Bryjak, M. (2013). Methods for boron removal from aqueous solutions – a review. *Desal.*, 310: 18-24.

Yan, C.Y., Yi, W.T., Ma, P.H., Deng, X.C. and Li, F.Q. (2008). Removal of boron from refined brine by using selective ion exchange resin. *J. Hazard. Mater.*, 154: 564-571.

Yoshizuka, K. et Nishihama, S. (2015). Separation and Recovery of boron from various resources using chelate adsorbents. In: Boron separation processes. N. Kabay, M. Bryjak, et N. Hilal (éd.). Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas, p. 131-146.

Zhao, Z. et Liu, C. (2010). Anthropogenic inputs of boron into urban atmosphere: Evidence from boron isotopes of precipitations in Guiyang City, China. *Atmospheric environment. Atmos. Environ.*, 44(34): 4165-4171.

Annexe A : Liste des acronymes

ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
ADN	Acide désoxyribonucléique
APS	antigène prostatique spécifique
AQT	apport quotidien tolérable
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
AVICP-AES	Spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence à visée axiale
B	bore
BMD	dose de référence
BMDL	limite inférieure de l'intervalle de confiance
BWRO	dessalement des eaux saumâtres par osmose inverse
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMA	concentration maximale acceptable
DFG	débit de filtration glomérulaire
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
ECETOC	Centre européen d'écotoxicologie et toxicologie des produits chimiques
ECHA	Agence européenne des produits chimiques
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
ENEP	Enquête nationale sur l'eau potable
FSH	hormone folliculostimulante
ICP-AES	spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence
ICP-MS	Spectrométrie de masse à couplage inductif
IOM	Institute of Medicine
JG	jour de gestation
JPN	jour postnatal
K _{oe}	coefficient de partage octanol-eau
LDM	limite de détection de la méthode
LH	hormone lutéinisante
LOAEL	dose minimale avec effet nocif observé
MDT	matières dissoutes totales
NHMRC	National Health and Medical Research Council – Australia
NMDG	N-méthyl-D-glucamine
NOAEL	dose sans effet nocif observé
NTP	National Toxicology Program
OI	osmose inverse
OMS	Organisation mondiale de la Santé
p. c.	poids corporel
p/p	poids par poids
p/v	poids par volume
SC	Santé Canada
SMNR	seuils minimaux de niveaux à rapporter
SWRO	dessalement de l'eau de mer par osmose inverse
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency

VBS valeur basée sur la santé

Annexe B : Impacts provinciaux et territoriaux prévus

Veuillez noter que ces renseignements ne sont pas disponibles dans les deux langues officielles parce que la source de renseignements n'est pas assujettie à la Loi sur les langues officielles.

Alberta

Based on the Alberta Environmental Public Health Information Network (AEPHIN) data set, it would appear that there is only 1 exceedance (1 out of 1791 samples; <0.01%) near the town of Taber.

This lower MAC value is not expected to impact Alberta's Domestic Well Water Quality (DWWQ) program based on the 2001-2015 dataset. The 2016-2018 AEPHIN data set is not yet available, so it is possible there could be more exceedances but likely at a very low percentage (<1%). For non-municipal drinking water systems, Alberta Health has started as of 2019 a program to collect information on the ground water chemistry from these small systems (anticipated to become available in 2020 to provide more information on boron in source water).

There may be an impact on management of contaminated sites in Alberta, which would impact the remediation requirements of boron for such-sites in the province Chapters 7 and 12 in a 2016 publication from Alberta on soil remediation guidelines for boron called "Soil Remediation Guidelines for Boron: Environmental and Human Health" would both likely be impacted by a new MAC for boron.

British Columbia

No information submitted.

Manitoba

The data set provided in connection with the boron guideline review process indicates that a limited number of water systems in Manitoba, including seven very small (serving less than 500 people) and another two systems (serving less than 1,000 people) exceed the proposed 2 mg/L maximum acceptable concentration (MAC) for boron in drinking water. Large and mid-sized public water systems serving the overwhelming majority of Manitoba's population had boron concentrations below the method detection limit (0.01 mg/L).

New Brunswick

The lowering of the MAC for Boron from 5 mg/L to 2 mg/L is not expected to have a significant impact to regulated drinking water systems in New Brunswick.

Newfoundland and Labrador

The Province of Newfoundland and Labrador is responsible for extensive monitoring for inorganic parameters including boron in the province. Boron monitoring is conducted semi-

annually for all surface public water supplies, annually for groundwater public water supplies, and quarterly for populations larger than 5,000.

Of the 300 surface water sources in the province, 261 (87%) are protected under the *Water Resources Act*. Of the 179 groundwater sources in the province, 61 (34%) are protected under the *Water Resources Act*. This provides for an extensive source water protection program that reduces the risk of contamination for drinking water sources.

There are no drinking water systems in the province that have boron concentrations that exceed the proposed guidelines. There is no immediate cost to the implementation of this guideline.

Northwest Territories

No information submitted.

Nova Scotia

Health Canada is proposing to reduce the maximum acceptable concentration (MAC) for total boron in drinking water from 5 mg/L to 2 mg/L.

Approximately 58% of Nova Scotians obtain their domestic water from a public system, whereas 42% rely on a private water supply. Public systems include municipal and registered facilities. Nova Scotia Environment (NSE) requires public drinking water supplies to comply with the MAC for parameters listed in the Guidelines for Canadian Drinking Water Quality.

Raw and treated water samples of boron collected between 2005 and 2017 were reviewed for 36 municipal surface water supplies and 37 groundwater supplies. For the surface water supplies, 10 of the 36 available raw water samples had detectable boron concentrations. Both the mean and median of the detectable concentrations was 0.006 mg/L and the maximum concentration was 0.009 mg/L. Fifteen of the 35 available treated water samples from municipal surface water supplies had detectable boron concentrations with a mean of 0.007 mg/L, median of 0.006 mg/L and maximum concentration of 0.014 mg/L. For the groundwater supplies, 16 of the 36 raw water samples had detectable boron concentrations. The mean of the detectable concentrations was 0.033 mg/L, the median was 0.019 mg/L and the maximum concentration was 0.152 mg/L. Of the 37 treated groundwater samples, 18 had detectable boron concentrations, and the mean of the detectable concentrations was 0.032 mg/L, the median was 0.021 mg/L and the maximum concentration was 0.130 mg/L. Based on these data, no raw or treated water samples collected from municipal systems exceed the proposed MAC of 2 mg/L.

Of the approximately 1700 registered drinking water supplies, boron data was available for 436 facilities. Based on available data, no registered systems will exceed the proposed MAC.

While NSE does not regulate water quality at private water supplies, 2447 samples collected between 1970 and 2019 representing ambient groundwater chemistry were reviewed. Of the 2447 samples, 1579 had detectable boron concentrations. The mean and median of the detectable concentrations was 0.093 mg/L, and 0.025 mg/L, respectively, and the maximum concentration was 3.73 mg/L. Based on these data approximately 0.2% of private water supplies would exceed the proposed MAC, which represents less than 500 of the province's private wells.

Recommended treatment for boron at a residential level includes point of use reverse osmosis with an approximate capital cost of \$500 to \$1000 plus additional costs for pre-treatment, on-going sampling and maintenance.

Based on the evaluation of available water quality data for boron, the proposed MAC will have a negligible impact for Nova Scotia.

Nunavut

No addition to add.

Ontario

The proposed Canadian Drinking Water Quality Guideline of 2 mg/L for Boron will have an economic impact at a few smaller groundwater-based drinking water systems in Ontario. Ontario supports the consultation of the revised boron guideline noting that it is conservative.

Prince Edward Island

Observed boron concentrations in PEI drinking water are orders of magnitude below the proposed guideline, thus no impact on drinking water supplies is expected.

Quebec

Au Québec, d'avril 2013 à mars 2018, 12 846 analyses du bore ont été réalisées dans le cadre du Règlement sur la qualité de l'eau potable, dans un total de 2782 réseaux de distribution. Tous les réseaux assujettis au Règlement doivent réaliser annuellement le contrôle du bore dans l'eau qu'ils distribuent.

Sur la période d'avril 2013 à mars 2018, aucune des analyses réalisées n'a présenté un résultat supérieur à la norme actuelle de 5 mg/L. La concentration maximale mesurée a atteint 1,8 mg/L, tandis que la médiane des résultats détectés était de 0,002 mg/L. Ainsi, aucun de ces résultats d'analyse de bore n'a dépassé la recommandation canadienne proposée de 2 mg/L durant cette période.

Sur la base de ces résultats, les impacts attendus d'une éventuelle réduction de la norme de bore dans la réglementation québécoise en fonction de la révision de la recommandation proposée seraient faibles.

Saskatchewan

The Water Security Agency (WSA) has reviewed the proposed guideline technical document for boron in drinking water and agrees with the proposed MAC of 2 mg/L for boron in drinking water. A review of the provincial water quality database showed that 1386 treated water samples have been submitted for boron analysis over the 2009 to 2019 time period from the WSA regulated water treatment systems. Analysis of these results showed that boron levels for > 99% of these treated water samples are well below the proposed MAC of 2 mg/L. Only 9 out of 1386

samples exceeded the proposed MAC and that the mean boron value of the 1386 samples is 0.21 mg/L. It may be expected that Saskatchewan residents may be exposed to very low levels of boron in drinking water in addition to their exposure to boron through their diet.

In terms of drinking water treatment, literature shows that higher pressure membrane systems such as Reverse Osmosis (RO) and Ion-exchange systems containing selective boron exchange resins can effectively remove boron from drinking water. Water treatment plants (WTPs) in Saskatchewan regulated by the WSA continue to adopt Best Available Technologies including the use of membrane systems for treating and supplying drinking water to consumers. Based on available water quality data and the current/evolving water treatment processes in use in the province, WSA believes that the new MAC for boron if eventually adopted as a drinking water standard in the province may not pose a significant compliance challenge. Cost estimation for treatment plant upgrades, if any for the affected WSA regulated communities is not developed at this time. Before formal adoption of any drinking water standard for boron in Saskatchewan, the WSA will conduct further studies to determine the occurrence and level of exposure to boron by examining various water sources and treatment technologies in the province.

Yukon

It is not anticipated that the Guideline Technical Document for Boron will have a significant impact on Yukon large public drinking water systems at this point in time.

Annexe C : Données sur la qualité des eaux au Canada

Tableau C-1. Concentrations de bore total pour certains bassins versants au Canada, tirées des données de surveillance de longue durée d'Environnement et Changement climatique Canada (2000–2015).

Région	Bassin versant	Nombre d'échantillons	Nombre de détections ^a	Médiane (mg/L)	Moyenne (mg/L)	90 ^e centile (mg/L)	Maximale (mg/L)
Est	Littoral des Maritimes	574	80	0,012	0,014	0,020	0,058
	Terre-Neuve-et-Labrador	1 005	972	0,003	0,004	0,008	0,014
	Côte-Nord – Gaspé	37	34	0,001	0,001	0,002	0,002
	Saint John	89	0				
Centre	Winnipeg	44	44	0,007	0,010	0,008	0,124
Prairies	Assiniboine	743	742	0,120	0,014	0,240	2,08
	Churchill	245	245	0,030	0,030	0,060	0,130
	Bas Saskatchewan–Nelson	328	328	0,042	0,051	0,087	0,261
	Missouri	94	94	0,034	0,044	0,080	0,132
	Saskatchewan Nord	417	416	0,017	0,080	0,244	0,417
	Saskatchewan Sud	644	633	0,006	0,014	0,029	0,082
Pacifique	Columbia	3 540	3 273	0,002	0,003	0,007	0,018
	Fraser	3 194	3 124	0,004	0,008	0,025	0,060
	Okanagan–Similkameen	906	902	0,006	0,007	0,012	0,016
	Côte du Pacifique	2 421	2 338	0,008	0,009	0,018	0,043
	Paix–Athabasca	320	314	0,003	0,004	0,007	0,059
Arctique	Côte de l'Arctique	133	112	0,003	0,004	0,006	0,056
	Keewatin	34	34	0,003	0,002	0,004	0,004
	Bas Mackenzie	839	817	0,008	0,009	0,015	0,057
	Yukon	596	586	0,002	0,003	0,005	0,013

Source : Environnement et Changement climatique Canada, 2017

^a Limite de détection de la méthode = 0,0005 à 0,010 mg/L