



Santé
Canada Health
Canada

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

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

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Document technique

L'aluminium



Canada

Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique –
L'aluminium

est disponible sur l'internet à l'adresse suivante :

www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html

Also available in English under the title:

Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document –
Aluminum

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada
Indice de l'adresse 0900C2
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-957-2991
Sans frais : 1-866-225-0709
Télééc. : 613-941-5366
ATS : 1-800-465-7735
Courriel : hc.publications-publications.sc@canada.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2021

Publié: Mars 2021

La présente publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

Cat: H144-13/18-2021E-PDF
ISBN: 978-0-660-37116-0
Pub: 200348

L'aluminium dans l'eau potable

Document technique

Recommandation

La concentration maximale acceptable (CMA) d'aluminium total dans l'eau potable est de 2,9 mg/L (2 900 µg/L) et se base sur une moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage du réseau de distribution faisant l'objet d'un prélèvement au moins une fois par trimestre.

La valeur opérationnelle recommandée (VOR) pour l'aluminium total dans l'eau potable est de 0,100 mg/L (100 µg/L), afin d'optimiser le traitement de l'eau et l'exploitation des réseaux de distribution. Cette valeur est basée sur une moyenne mobile annuelle par site. La fréquence d'échantillonnage nécessaire pour le calcul de la moyenne mobile annuelle par site variera selon le type d'installation de traitement et le site d'échantillonnage.

Autres considérations

Un contrôle rigoureux du pH et un dosage adéquat du coagulant sont nécessaires pour optimiser la coagulation et réduire au minimum les concentrations résiduelles d'aluminium. Un sous-dosage de coagulant réduit fortement la capacité d'élimination des agents pathogènes et entraîne une augmentation des concentrations résiduelles d'aluminium. Toute stratégie visant à réduire au minimum les concentrations résiduelles d'aluminium ne doit pas compromettre l'élimination des agents pathogènes ou des précurseurs des sous-produits de désinfection.

Résumé

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 existants sur l'aluminium.

Exposition

L'aluminium est un métal largement répandu dans la nature. Il peut être présent dans l'eau de sources naturelles ou à la suite d'activités humaines. Ce métal est utilisé à de nombreuses fins : la production de matériaux de construction, de véhicules, d'avions et d'appareils électroniques; dans les produits pharmaceutiques et de soins personnels; ainsi que comme additif alimentaire; et composant de matériaux d'emballage d'aliments. Des sels d'aluminium sont couramment ajoutés comme coagulants pendant le traitement de l'eau pour éliminer la turbidité, la matière organique et les microorganismes. L'aluminium est également une impureté présente dans d'autres produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau et de l'aluminium provenant de matériaux composés de ciment peut s'infiltrer dans l'eau potable. Par ailleurs, de l'aluminium peut se trouver dans l'eau potable à la suite d'un traitement à base d'alumine activée servant à éliminer d'autres contaminants (p. ex. l'arsenic et les fluorures).

La population canadienne est exposée à l'aluminium en raison de sa présence dans l'environnement et de divers produits et procédés. Les principales sources d'exposition des Canadiens sont, dans l'ordre, les aliments, le sol, l'eau potable et l'air. Les concentrations d'aluminium dans l'eau varient au Canada; les eaux de surface présentent généralement des concentrations plus élevées que les eaux souterraines. L'aluminium provenant de l'eau potable ne devrait pas être absorbé par contact cutané ni par inhalation.

Effets sur la santé

L'aluminium n'est pas un élément essentiel. Des études chez les humains ont mis en évidence des liens possibles entre l'ingestion d'aluminium et des maladies du système nerveux.

Cependant, ces études présentaient un certain nombre de contraintes de conception et ne fournissent pas de preuves solides que l'aluminium peut causer ces maladies. Les études sur les animaux ont révélé systématiquement des effets neurologiques indésirables par suite d'une ingestion de fortes concentrations d'aluminium, ce qui confirme les effets observés dans les études chez l'humain. La CMA de 2,9 mg/L repose sur les effets neurologiques observés chez le rat.

Considérations opérationnelles et esthétiques

L'aluminium peut agir comme un puits d'accumulation pour d'autres contaminants tels que l'arsenic, le chrome, le manganèse et le nickel. Il peut également influencer sur les concentrations de plomb et de cuivre. La VOR de 0,100 mg/L s'applique au point d'entrée du réseau de distribution et dans ce dernier, afin de réduire au minimum le risque d'accumulation et de rejet d'aluminium et de contaminants concomitants. De l'aluminium peut aussi se déposer sur les parois internes des conduites et des conduites de service et à l'intérieur des compteurs d'eau, ce qui se traduit par des chutes de pression, des dysfonctionnements des compteurs et la présence d'eau turbide ou colorée. La VOR de 0,100 mg/L devrait également permettre d'éviter ces problèmes.

Considérations liées à l'analyse et au traitement

Plusieurs méthodes existent pour analyser l'aluminium total dans l'eau potable à des concentrations bien inférieures à la CMA et la VOR. Les analyseurs colorimétriques en ligne ou portables sont d'une grande utilité pour obtenir une indication rapide des variations de la concentration d'aluminium. Ces mesures peuvent être utilisées pour effectuer des ajustements rapides du traitement, qui sont essentiels au bon fonctionnement de l'installation. Les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient vérifier auprès de l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné si les résultats de ces méthodes peuvent être utilisés pour produire des rapports de conformité.

Les stratégies de traitement de l'eau devraient réduire au minimum la concentration d'aluminium entrant dans le réseau de distribution à partir de la station de traitement. Dans les stations de traitement des eaux utilisant des coagulants à base d'aluminium, l'aluminium résiduel est un paramètre important (comme le pH, la température, la turbidité et d'autres mesures) en vue d'une coagulation optimale.

Des mesures devraient également être mises en place pour évaluer et réduire au minimum la quantité d'aluminium provenant d'autres produits chimiques ou procédés de traitement de l'eau.

Concernant la présence naturelle d'aluminium dans les sources d'approvisionnement en eau, la seule technologie de traitement efficace connue est la coagulation, qui n'est généralement pas utilisée dans les petits systèmes ni dans les réseaux privés. Dans les situations où il est nécessaire d'enlever l'aluminium et où la coagulation n'est pas possible, il faudrait communiquer avec l'autorité compétente responsable de l'eau potable pour discuter des options possibles.

Réseau de distribution

Il est recommandé aux responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable d'élaborer un plan de gestion du réseau de distribution afin de réduire au minimum l'accumulation et le relargage d'aluminium et de contaminants concomitants. Cela nécessite généralement de réduire au minimum la concentration d'aluminium entrant dans le réseau de distribution et de mettre en œuvre des pratiques exemplaires afin de maintenir la stabilité des

conditions offrant une qualité chimique et biologique de l'eau dans tout le réseau, ainsi que pour réduire au minimum les perturbations physiques et hydrauliques.

Application de la recommandation

Remarque : Les conseils spécifiques concernant l'application des recommandations pour l'eau potable devraient être obtenus auprès de l'autorité compétente responsable de l'eau potable.

En raison de l'effet du pH, de la température et de la matière organique naturelle (MON) sur les concentrations d'aluminium, les tendances saisonnières peuvent être très pertinentes, même pour les réseaux qui n'ajoutent pas de coagulants. Les modifications de traitement et d'autres pratiques opérationnelles peuvent également avoir une incidence sur les concentrations d'aluminium. Ainsi, les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient surveiller attentivement les concentrations d'aluminium total, de la source au réseau de distribution, car ces concentrations peuvent varier. Des plans de surveillance propres aux systèmes devraient être élaborés et permettre de comprendre un certain nombre de problèmes (non triés selon un ordre particulier) : 1) l'augmentation ou la diminution des concentrations résiduelles d'aluminium entre la source et le robinet en raison de l'utilisation de produits chimiques quelconques durant le traitement (p. ex. à des fins d'ajustement du pH, de coagulation, de contrôle de la corrosion et de chloramination); 2) le devenir et le transport de l'aluminium dans les réseaux de distribution et ses effets; et 3) l'optimisation ou non du processus de coagulation, dans le cas des installations utilisant des coagulants à base d'aluminium. Les plans de surveillance devraient permettre d'observer l'ensemble des conditions influençant la qualité de l'eau selon la saison et de les comparer avec la VOR de 0,100 mg/L. Des échantillons devraient être prélevés au point d'entrée du réseau de distribution et aux points essentiels situés à l'intérieur du réseau de distribution. Les sites de prélèvement devraient être en nombre suffisant pour représenter la population desservie et les zones hydrauliques constituant le réseau de distribution. Les secteurs à turbidité (p. ex. particules solides dans l'eau) ou conductivité variables (p. ex. solides dissous dans l'eau) devraient être surveillés. La turbidité et la conductivité sont des paramètres généraux de la qualité de l'eau indiquant des variations dans l'accumulation ou le relargage des dépôts dans les réseaux de distribution. En l'absence de données de turbidité et de conductivité, il est possible d'utiliser provisoirement les sites où des échantillons d'indicateurs bactériologiques sont prélevés. Les sites d'échantillonnage peuvent être plus précisément définis à mesure que les données sur la qualité de l'eau sont recueillies et les tendances évaluées. Il est aussi recommandé de surveiller l'entrée et la sortie des réservoirs en béton pour s'assurer que la qualité des caractéristiques de l'eau ne nuit pas à ces installations, c'est-à-dire que de l'aluminium n'est pas relargué s'infiltrer pas dans le réseau distribution.

L'aluminium total dans l'eau potable, basé sur une moyenne mobile annuelle¹ par site d'échantillonnage dans le réseau de distribution faisant l'objet d'un prélèvement au moins une fois par trimestre, devrait être calculé et être comparé à la CMA de 2,9 mg/L. Cependant, comme pour toute recommandation, tout dépassement devrait donner lieu à une évaluation de la situation, à la prise de mesures correctives et à la consultation de l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné. Celle-ci peut exiger qu'un plan soit élaboré et mis en œuvre pour remédier à la situation.

¹ Par « moyenne mobile annuelle par site », on entend « concentration moyenne des échantillons prélevés à un site précis et à la fréquence prescrite pendant les 12 derniers mois ».

Considérations internationales

D'autres organisations nationales et internationales utilisent des lignes directrices, des normes et des valeurs recommandées pour l'aluminium dans l'eau potable. Les valeurs varient en fonction de la date à laquelle remonte l'évaluation sur laquelle elles sont fondées, et en fonction des différences relatives aux politiques et aux méthodes appliquées, notamment le choix de l'étude principale ou les taux de consommation, les poids corporels et les facteurs d'attribution différents.

L'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA), l'Union européenne et le National Health and Medical Research Council de l'Australie n'ont pas fixé de limites réglementaires fondées sur la santé pour l'aluminium dans l'eau potable. Ces organismes et d'autres organismes internationaux ont plutôt fixé des valeurs recommandées allant de 0,050 mg/L à 0,20 mg/L, en fonction de considérations esthétiques ou opérationnelles. Dans son évaluation de l'aluminium dans l'eau potable de 2010, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a calculé une valeur non réglementaire basée sur la santé de 0,9 mg/L, mais a souligné qu'il était important de ne pas dépasser les concentrations réalisables de 0,1 mg/L à 0,2 mg/L. La recommandation du Canada est différente de la valeur basée sur la santé de l'OMS parce que le Canada a pris en compte des progrès scientifiques survenus depuis 2010. L'évaluation de l'OMS est basée sur la dose hebdomadaire tolérable provisoire d'aluminium de 1 mg/kg de poids corporel par jour du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA, 2007). Le JECFA a depuis révisé sa dose hebdomadaire tolérable provisoire d'aluminium à 2 mg/kg de poids corporel par jour (JECFA, 2012), basée sur l'étude principale de premier plan qu'est Poirier et coll. (2011), qui a aussi servi à émettre la recommandation canadienne.

Table des matières

1. Examen des aspects liés à l'exposition.....	1
1.1 Sources et utilisations	1
1.2 Identité de la substance.....	1
1.3 Exposition.....	1
2. Considérations relatives à la santé.....	5
2.1 Cinétique.....	5
2.2 Effets sur la santé.....	7
2.3 Effets chez les humains	7
2.4 Effets chez les animaux	9
2.5 Génotoxicité et cancérogénicité	16
2.6 Mode d'action.....	16
2.7 Études retenues	17
3. Calcul de la valeur basée sur la santé	19
4. Considérations liées à l'analyse et au traitement.....	21
4.1 Méthodes d'analyse utilisées pour déceler l'aluminium	21
4.1.1 Méthodes normalisées	21
4.1.2 Analyseurs colorimétriques en ligne et portatifs.....	21
4.1.3 Conservation et préparation des échantillons	22
4.2 Considérations relatives au traitement.....	23
4.2.1 Traitement à l'échelle municipale	27
4.2.2 Traitement à l'échelle résidentielle	35
4.3 Considérations relatives au réseau de distribution	35
4.3.1 Dépôt et accumulation d'aluminium	35
4.3.2 Lessivage de l'aluminium à partir de matériaux à base de ciment.....	38
4.4 Gestion des résidus	39
5. Stratégies de gestion	39
5.1 Stratégies de contrôle	39
5.1.1 Traitement	40
5.1.2 Réseau de distribution	41
5.1.3 Plomberie des bâtiments.....	43
5.2 Surveillance	43
5.2.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau	44
5.2.2 Surveillance opérationnelle	44
5.2.3 Surveillance du réseau de distribution.....	45
5.2.4 Surveillance de la conformité.....	47
5.2.5 Caractérisation et inventaire des dépôts	47
6. Considérations internationales.....	48
7. Justification.....	48

8. Références	51
Annexe A : Liste d'abréviations.....	71
Annexe B : Données sur la qualité des eaux au Canada.....	72

1. Examen des aspects liés à l'exposition

1.1 Sources et utilisations

L'aluminium est le troisième métal en abondance dans la croûte terrestre. L'extraction et l'altération des minéraux entraînent la libération d'aluminium; par conséquent, cet élément se retrouve naturellement dans les sols, les eaux souterraines, les eaux de surface et les produits agricoles tels que les légumes, les céréales et la viande. Le Canada est le troisième producteur mondial d'aluminium. Ce métal est largement utilisé dans les matériaux de construction (p. ex. pour les bâtiments et les infrastructures), les véhicules, les avions, le matériel électronique et les matériaux d'emballage (RNCAN, 2018). Des composés à base d'aluminium sont également utilisés par l'industrie pharmaceutique, dans les produits de soins personnels, dans les emballages alimentaires et comme additif dans les aliments. De plus, l'aluminium est largement employé dans les stations de traitement de l'eau potable, des eaux usées et de l'eau industrielle. Dans le traitement de l'eau potable, les sels d'aluminium sont utilisés pour éliminer la turbidité, les matières organiques et les microorganismes. Selon Statistique Canada (2013), les coagulants à base d'aluminium sont utilisés dans les procédés de traitement de 69,2 % des eaux de surface et de 6,7 % des eaux souterraines/eau souterraine sous l'influence directe d'eau de surface. On a constaté que de l'aluminium peut provenir de matériaux composés de ciment en raison du lessivage (Leroy et coll., 1996) et qu'il était également présent sous forme d'impureté dans d'autres produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau (p. ex. pour ajuster le pH) (NSF, 2018). Par ailleurs, de l'aluminium peut se retrouver dans l'eau potable en raison de l'utilisation d'alumine activée servant à éliminer d'autres contaminants (p. ex. l'arsenic et les fluorures).

1.2 Identité de la substance

L'aluminium (numéro de registre 7429-90-5 du Chemical Abstracts Service) est un métal ductile ayant un poids moléculaire de 26,98 et une pression de vapeur de 1 mm Hg à 1 284 °C (ATSDR, 2008). Les effets des propriétés chimiques de l'aluminium présent dans les milieux aquatiques sont complexes. La spéciation, la mobilité et la migration de l'aluminium sont influencées par de nombreuses caractéristiques environnementales, notamment la température, la présence ou le type de divers ligands et le pH (ATSDR, 2008). En raison de sa nature réactive, l'aluminium dissous n'existe pas à l'état élémentaire, mais se lie plutôt à des ligands inorganiques (p. ex. hydroxyde, fluorure, sulfate) ou organiques (p. ex. matière organique naturelle [MON]) pour former de nombreux types de complexes. À faible pH, le cation complexe d'aluminium hydraté $[Al(H_2O)_6]^{3+}$, communément appelé « aluminium libre » et abrégé Al^{3+} , est la forme la plus soluble d'aluminium (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). À pH élevé, l'anion complexe $[Al(OH)_4]^{-1}$ est le plus répandu et est très soluble. Voir la section 4.2 pour de plus amples renseignements sur les effets du pH.

1.3 Exposition

Comme indiqué dans un rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaire (Environnement Canada et Santé Canada, 2010), les principales sources d'exposition des Canadiens à l'aluminium sont, dans l'ordre, les aliments, le sol, l'eau potable et l'air (tableau 1). L'exposition par l'eau potable constitue moins de 5 % de la dose journalière moyenne d'aluminium. Plus spécifiquement, l'apport d'aluminium total en pourcentage provenant de cette source d'exposition dans les sept groupes d'âge étudiés dans le cadre de cette évaluation varie entre 0 et 4,4 %. Les deux valeurs limites de cet intervalle sont celles observées

pour le groupe d'âge des nourrissons (0 à 6 mois) et varient selon que ceux-ci sont allaités ou non. L'exposition pour toutes les autres classes d'âge varie entre 0,8 et 1,8 %.

Tableau 1. Dose journalière moyenne estimée d'aluminium total fondée sur des données canadiennes

Source d'exposition	Dose journalière moyenne estimée d'aluminium total (µg/kg p.c./jour)						
	Nourrissons (0-6 mois)		Tout-petits (0,5-4 ans)	Enfants (5-11 ans)	Adolescents (12-19 ans)	Adultes (20 - 59 ans)	Personnes âgées (> 60 ans)
	Allaités (exclusivement)	Non allaités					
Eau potable ^a	0 ^b	11,84	5,01	3,94	2,24	2,35	2,47
Aliments et boissons	12,2	85,0	268	341	270	143	113
Air ambiant	0,05		0,10	0,08	0,05	0,04	0,03
Air intérieur	0,37		0,78	0,61	0,35	0,30	0,26
Sol	166		268	87	21	18	17
TOTAL	179	268	544	434	295	165	134

Remarque : Adapté de Environnement Canada et Santé Canada, 2010

^a Selon la concentration moyenne d'aluminium total observée dans les eaux de surface canadiennes et mesurée dans les réseaux de distribution, estimée à 111 µg/L (voir tableau 2). Cette valeur a été choisie comme estimation prudente de l'exposition, étant donné que la concentration moyenne d'aluminium dans les eaux souterraines était inférieure. Les valeurs par défaut pour le poids corporel et les doses étaient les mêmes que celles utilisées par Environnement Canada et Santé Canada (2010).

^b Cette valeur représente la quantité d'aluminium qui serait directement ingérée par l'eau potable. Elle ne tient pas compte de la quantité d'aluminium qui serait transmise au nourrisson par l'intermédiaire du lait maternel.

Les données de surveillance soumises par les provinces et territoires ont été analysées en vue de la détermination des concentrations médiane, moyenne, au 90^e centile et maximale dans les sources municipales ou non. Les résultats non détectables ont été intégrés à l'analyse statistique avec une valeur égale à la moitié de la valeur limite signalée. Les données provinciales et territoriales (sources municipales et non municipales; tableau 2), de surveillance de l'eau tirées de l'Enquête nationale sur l'eau potable (Santé Canada, 2017) (Annexe B) et fournies par Environnement et Changement climatique Canada (2017) (Annexe B) montrent que :

- la quantité d'aluminium total est décelée dans tous les types d'eaux, mais qu'elle varie d'une région à l'autre du Canada;
- les concentrations sont généralement plus élevées dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines;
- les concentrations sont plus élevées dans les rivières, probablement en raison de la teneur élevée de matière particulaire totale;
- les concentrations sont généralement faibles pour l'eau brute, traitée et distribuée, mais les teneurs moyennes et du 90^e centile d'aluminium total dans les eaux de surface municipales (traitées et distribuées) peuvent dépasser 0,100 mg/L;
- les concentrations au 90^e centile sont plus faibles dans le réseau de distribution que dans l'eau traitée pour les trois provinces qui ont fourni des données sur l'eau de surface traitée et distribuée (soit la Nouvelle-Écosse, le Manitoba et l'Alberta), ce qui semble indiquer que l'aluminium peut précipiter dans le réseau de distribution;

- les concentrations au 90^e centile dans les sources non municipales (eaux souterraines généralement non traitées) tendent à être supérieures aux concentrations dans les eaux souterraines brutes municipales dans le même secteur de compétence;
- la concentration maximale dans les sources non municipales (habituellement de l'eau souterraine non traitée) et les eaux municipales de surface (traitées et distribuées) peut dépasser la concentration maximale acceptable (CMA).

Tableau 2. Présence d'aluminium total dans l'eau au Canada (2012-2017)

Administration (LDM mg/L)	Type d'eau (non municipale : souterraine/non spécifié ^a et municipale : souterraine/surface-brute, traitée, distribuée ^b)	Nombre de détections/é chantillons	Concentration (mg/L)			
			Médiane	Moyenne	90 ^e cen tile	Max
Terre-Neuve ¹ (0,005-0,01)	Municipale :					
	Souterraine - brute	42/102	0,005	0,021	0,030	0,280
	Souterraine - distribution	629/1 686	0,005	0,019	0,030	1,000
	Surface - brute	600/646	0,070	0,102	0,240	0,800
	Surface - distribution	2 820/3 178	0,070	0,129	0,280	6,600
Nouvelle-Écosse ² (0,005-0,010)	Non municipale : souterraine	574/574	0,005	0,039	0,057	3,400
	Municipal :					
	Souterraine - brute	77/133	0,006	0,007	0,012	0,032
	Souterraine - traitée	29/50	0,008	0,012	0,015	0,089
	Souterraine - distribution	35/52	0,009	0,011	0,022	0,060
	Surface - brute	88/88	0,082	0,101	0,212	0,501
	Surface - traitée	180/187	0,048	0,086	0,177	0,724
Nouveau- Brunswick ³ (0,001-0,025)	Non municipale : souterraine	90/443	0,013	0,014	0,013	0,580
	Municipale :					
	Souterraine - brute	289/924	0,013	0,009	0,013	0,120
	Souterraine - distribution	225/550	0,013	0,012	0,017	0,270
	Surface - brute	104/139	0,029	0,039	0,085	0,228
Québec ⁴ (0,005-0,025)	Surface - distribution	338/391	0,018	0,027	0,052	0,300
	Municipale :					
	Souterraine - brute	77/147	0,006	0,013	0,023	0,160
	Souterraine - traitée	1/2	0,020	0,020	0,034	0,037
	Souterraine - distribution	32/67	0,005	0,010	0,015	0,110
Ontario ⁵ (0,001)	Surface - brute	6/6	0,275	0,244	0,330	0,330
	Surface - traitée	6/6	0,029	0,084	0,200	0,360
	Municipale :					
	Souterraine et surface - traitée	1 316/1 438	0,023	0,047	0,096	1,500
	Souterraine et surface - distribuée	1 212/1 387	0,024	0,042	0,109	1,340
Manitoba ⁶ (0,0002-0,409)	Non municipale : souterraine	51/144	0,002	0,010	0,014	0,266
	Municipale :					
	Souterraine - brute	309/877	0,003	0,010	0,009	2,490
	Souterraine - traitée	194/606	0,003	0,008	0,007	0,381
	Souterraine - distribution	72/96	0,002	0,007	0,006	0,392
	Surface - brute	392/413	0,133	0,407	0,664	32,400
	Surface - traitée	396/443	0,035	0,169	0,330	7,970
Saskatchewan ⁷ (0,0005-0,025/	Surface - distribution	71/72	0,022	0,150	0,284	3,900
	Non municipale : souterraine	1 983/4 128	0,003	0,023	0,011	14,000
	Municipale :					

Administration (LDM mg/L)	Type d'eau (non municipale : souterraine/non spécifié ^a et municipale : souterraine/surface-brute, traitée, distribuée ^b)	Nombre de détections/é chantillons	Concentration (mg/L)			
			Médiane	Moyenne	90 ^e cen tile	Max
0,005-0,101, eaux non municipales)	Souterraine - brute	187/216	0,001	0,010	0,008	0,740
	Souterraine et surface - traitée	288/293	0,011	0,106	0,272	2,030
	Souterraine et surface - distribution	1 943/2 102	0,003	0,022	0,051	1,420
	Surface - brute	147/148	0,040	0,139	0,203	3,173
Alberta ⁸ (0,003-0,020)	Non municipale : souterraine	1 355/1 686	0,003	0,026	0,020	5,100
	Municipale :					
	Surface - brute	147/148	0,180	0,626	1,732	6,200
	Surface - traitée	278/286	0,059	0,072	0,130	0,301
Colombie Britann ique ⁹ (0,005- 0,050)	Surface - distribution	462/474	0,060	0,067	0,119	0,304
	Non municipale : non spécifié	313/352	0,020	0,059	0,050	3,000
Yukon ¹⁰ (0,001-0,050)	Municipale :					
	Souterraine - brute	48/219	0,003	0,005	0,007	0,061
	Souterraine - traitée	11/68	0,005	0,005	0,005	0,025
Canada ^c	Surface - traitée	0/10	0,005	0,009	0,025	0,025
	Municipale :					
	Souterraine - traitée	Pas calculé	Pas calculé	0,008	Pas calculé	Pas calculé
	Souterraine - distribution	Pas calculé	Pas calculé	0,015	Pas calculé	Pas calculé
	Surface - traitée	Pas calculé	Pas calculé	0,120	Pas calculé	Pas calculé
Surface - distribution	Pas calculé	Pas calculé	0,111	Pas calculé	Pas calculé	

LDM = limite de détection de la méthode

^a Les sources d'approvisionnement non municipales ont tendance à être des eaux souterraines non traitées (p. ex. eau souterraine brute); par conséquent, les résultats de qualité de l'eau ne sont pas sous-catégorisés. Certains de ces échantillons ont été prélevés au robinet, mais on ne sait pas si les canalisations des lieux ont été vidangées avant l'échantillonnage et, le cas échéant, pendant combien de temps. Au Manitoba, des échantillons ont été prélevés dans des puits de surveillance des eaux souterraines. En Saskatchewan, ces sources ne sont pas réglementées.

^b Au Manitoba, les sources semi-publiques sont comprises dans les données municipales; en Ontario et en Saskatchewan, les résultats de traitement et de distribution n'ont pas été sous-catégorisés par type d'eau.

^c Les valeurs canadiennes ont été calculées comme étant la moyenne pondérée des concentrations d'aluminium des provinces et territoires (PTs) ci-dessus [somme de (nombre d'échantillons PTs) × (concentration moyenne d'Al PTs)]/nombre total d'échantillons.

Références :

¹ Ministère des Affaires municipales et Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador (2017)

² Nova Scotia Environment (2018)

³ Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (2018)

⁴ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2017)

⁵ Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario (2017)

⁶ Développement durable Manitoba (2017)

⁷ Saskatchewan Water Security Agency (2017)

⁸ Alberta Environment and Parks (2017)

⁹ British Columbia Ministry of Health (2017)

¹⁰ Yukon Health and Social Services (2017)

L'aluminium est naturellement présent dans de nombreux aliments; certaines substances contenant de l'aluminium peuvent également être utilisées comme additifs alimentaires. Les concentrations les plus élevées d'aluminium ($>10 \mu\text{g/g}$) parmi les échantillons d'aliments composites analysés dans le cadre de l'Étude sur l'alimentation totale des Canadiens, entre 2008 et 2012, ont été observées dans les herbes et épices, la poudre à pâte, divers produits de boulangerie, les produits de poulet transformés et la gomme à mâcher (Santé Canada, 2016). L'analyse de l'aluminium dans les préparations pour nourrissons a révélé la présence de $0,040 \mu\text{g/g}$ à $0,171 \mu\text{g/g}$ dans les préparations à base de lait et de $0,258\text{-}0,476 \mu\text{g/g}$ dans celles à base de soja (Santé Canada, 2016). Des résultats comparables ont été rapportés dans le projet sur les aliments pour enfants de l'Agence canadienne d'inspection des aliments et dans d'autres enquêtes ciblées (ACIA, 2018).

Les Canadiens sont également exposés à l'aluminium présent dans des produits de consommation (p. ex. déodorants, crèmes, maquillage et produits pour les cheveux ou les ongles) et des médicaments (p. ex. traitements antiulcéreux, antidiarrhéiques, antisudorifiques pour traiter l'hyperhidrose). Fait notable, l'aluminium est présent dans les antiacides ($\sim 300\text{-}600 \text{ mg}$ d'hydroxyde d'aluminium par comprimé) et représente une source importante d'exposition chez les personnes qui prennent régulièrement des antiacides (ATSDR, 2008).

Les concentrations d'aluminium dans les sols canadiens varient selon le lieu d'échantillonnage; les valeurs moyennes varient de $12\ 000 \text{ mg/kg}$ en Nouvelle-Écosse à $87\ 633 \text{ mg/kg}$ en Colombie-Britannique. La concentration moyenne d'aluminium total dans les sols canadiens, calculée d'après plus de 40 études couvrant 10 provinces, était d'environ $41\ 000 \text{ mg/kg}$ (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

Les concentrations d'aluminium dans l'air ambiant canadien varient également. Les concentrations vont de la limite de détection ($\sim 0,001 \mu\text{g/m}^3$) à $24,94 \mu\text{g/m}^3$; la concentration moyenne d'aluminium total dans la matière particulaire de 10 micromètres et moins (PM_{10}) est de $0,17 \mu\text{g/m}^3$ (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). On s'attend à ce que les concentrations d'aluminium dans l'air intérieur soient plus élevées que dans l'air extérieur. Toutefois, ces concentrations ne constituent néanmoins pas une grande source d'exposition (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

2. Considérations relatives à la santé

2.1 Cinétique

Absorption : L'aluminium ingéré est très peu absorbé par le tube digestif. Le milieu acide de l'estomac favorise la formation de l'ion aluminium le plus soluble $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, mais le pH plus neutre de l'intestin entraîne la formation de complexes insolubles d'hydroxyde d'aluminium, qui sont ensuite généralement excrétés dans les selles. Cependant, de petites quantités d'aluminium qui se sont associées à des molécules organiques dans l'estomac pour former des complexes resteront solubles à un pH plus élevé dans l'intestin grêle. L'absorption est généralement accrue lorsque les composés d'aluminium sont plus solubles. Cependant, l'absorption de l'aluminium par l'estomac ou les intestins varie et dépend fortement de la présence de constituants chimiques de l'alimentation et des types de complexes que l'aluminium forme avec les ligands alimentaires (Zhou et Yokel, 2005). L'absorption intestinale de l'aluminium peut augmenter en présence d'anions, de carboxylates (y compris le citrate et le lactate), de fluorure et de suppléments de vitamine D. Le citrate (base conjuguée de l'acide citrique) est un des agents de formation de complexes les plus influents dans l'absorption

d'aluminium chez les humains. L'apport d'acide citrique peut contribuer à augmenter fortement les concentrations d'aluminium dans le sang et les tissus, sans augmentation de l'apport d'aluminium proprement dit. Inversement, l'absorption d'aluminium peut diminuer en raison de la présence de phosphates, de silicones, de polyphénols et de suppléments d'acide folique (ATSDR, 2008). La biodisponibilité de l'aluminium dans l'eau potable a été mesurée dans des études chez l'humain et chez les animaux. Chez l'humain, l'absorption de l'aluminium contenu dans des complexes de citrate, de chlorure, d'hydroxyde ou de lactate se situe entre 0,01 % et 0,65 %. Chez les animaux de laboratoire, les valeurs signalées varient entre 0,01 % et 5,1 % (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). La biodisponibilité de l'aluminium chez les humains et les animaux est estimée avec prudence à 0,3 %, d'après les études sur les humains menées par Stauber et coll. (1999) et une revue critique des données chez les animaux réalisée par Krewski et coll. (2007).

Distribution : L'aluminium se lie principalement à la transferrine; il est absorbé lentement par les tissus et les organes et s'accumule essentiellement dans les os. Dans une moindre mesure, l'aluminium peut s'accumuler dans le cerveau en traversant soit la barrière hématoencéphalique, soit le plexus choroïde dans le liquide céphalorachidien des ventricules cérébraux. L'aluminium est également décelé dans les poumons, la peau, le tractus gastro-intestinal inférieur, les nœuds lymphatiques, les surrénales, les glandes parathyroïdes et la plupart des organes de tissus mous (AESA, 2008 ; Environnement Canada et Santé Canada, 2010). L'aluminium peut également se trouver dans le placenta, le fœtus et le lait maternel (ATSDR, 2008). La distribution de l'aluminium peut être influencée par d'autres métaux, notamment le fer (en corrélation négative avec l'accumulation d'aluminium dans les tissus), le calcium et le magnésium (une carence peut contribuer à l'accumulation d'aluminium dans le cerveau et les os) (ASEA, 2008).

Métabolisme : La forme libre de l'aluminium (Al^{3+}) se lie facilement à de nombreuses substances. Par conséquent, c'est l'affinité avec le ligand et le devenir métabolique du complexe qui détermine la métabolisation de l'aluminium. L'aluminium peut former des complexes de faible poids moléculaire en se combinant à des acides organiques, des acides aminés, des nucléotides, des phosphates et des glucides assez stables. L'aluminium peut également former des complexes macromoléculaires stables en combinaison avec des protéines, des polynucléotides et des glycosaminoglycanes. Certains complexes sont si stables que le cation aluminium ne peut être échangé contre un autre cation. Comme l'aluminium a une grande affinité avec ces ligands organiques, une grande partie de l'aluminium présent dans l'organisme existe sous forme de complexes macromoléculaires (ATSDR, 2008).

Élimination : Chez les humains, plus de 95 % de l'aluminium soluble absorbé par l'organisme est éliminé par les reins (Krewski et coll., 2007). Les personnes dont la fonction rénale est affaiblie présentent donc un risque accru de toxicité liée à l'aluminium (Willhite et coll., 2014). La majeure partie de la portion restante est éliminée par excrétion biliaire dans les selles. Dans une moindre mesure, l'aluminium peut également être évacué avec la sueur, la salive et le liquide séminal (Krewski et coll., 2007). L'absorption et l'élimination de l'aluminium du corps entier ont été étudiées chez des sujets qui avaient reçu une injection de radioisotope ^{26}Al (Priest et coll., 1995; Talbot et coll., 1995; Priest, 2004). La majorité de l'aluminium (environ 75 %) a été éliminé dans l'urine durant les cinq premiers jours. Cependant, une étude de suivi sur un volontaire a montré que 4 % de l'aluminium injecté subsistait au bout de trois ans. Le taux d'élimination est influencé par un certain nombre de facteurs, dont la présence de complexes chimiques dans le sang (p. ex. les complexes de citrate d'aluminium sont plus facilement

éliminés que l'aluminium lié à la transferrine) (ATSDR, 2008). De plus, une élimination plus lente et une exposition accrue avec l'âge contribuent à l'accumulation d'aluminium dans l'organisme (NSCFS, 2013). Dans les études sur des animaux, on a observé que chez le rat l'aluminium était éliminé plus rapidement dans les tissus bien irrigués (comme les reins et les poumons) que dans les tissus peu irrigués (comme les os et la rate), la demi-vie allant de 2,3 à 113 jours (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Cependant, l'aluminium du cerveau avait une vitesse d'élimination plus lente, bien qu'il s'agisse d'un organe bien irrigué, la demi-vie s'étendant de 13 à 1 635 jours (Krewski et coll., 2007). Il n'existait pas de renseignements sur l'allométrie des taux d'élimination de l'aluminium permettant d'extrapoler ces résultats des rats aux humains (Krewski et coll., 2007).

Modélisation pharmacocinétique physiologique : Aucun modèle applicable à l'évaluation actuelle des risques n'a été recensé.

2.2 Effets sur la santé

La base de données sur la toxicité orale de l'aluminium est vaste et couvre de nombreux paramètres (p. ex. effets sur les os, les reins, le système nerveux et le système immunitaire) et divers types d'exposition chez les animaux et les humains (voir Krewski et coll. (2007), ATSDR (2008) et Willhite et coll. (2014) pour un examen plus approfondi). Les publications portent toutefois surtout sur la neurotoxicité et la toxicité pour la reproduction et le développement. L'intérêt centré sur ces paramètres est probablement attribuable aux résultats des études de cas chez l'humain (c.-à-d. encéphalopathie chez les patients ayant des troubles rénaux exposés à l'aluminium présent dans des liants phosphate d'aluminium et dialysat; déficience cognitive des prématurés exposés à l'aluminium en solution nutritionnelle parentérale). Une évaluation de l'ensemble de la base de données indique clairement que le système nerveux est la cible la plus sensible à la toxicité de l'aluminium (ATSDR, 2008). Les autres examens des publications appuient également cette conclusion (ASEA, 2008; Environnement Canada et Santé Canada, 2010; JECFA, 2012). Par conséquent, les études portant sur les paramètres neurologiques sont abordées dans les sections suivantes du présent document. En outre, les auteurs s'intéressent en particulier aux études orales, qui sont les plus pertinentes pour l'évaluation des risques liés à l'eau potable. La revue sur l'aluminium effectuée précédemment par Environnement Canada et Santé Canada (2010) couvre les publications scientifiques jusqu'en 2008. Toutes les données antérieures sont prises en compte dans l'évaluation actuelle de la présence d'aluminium dans l'eau potable, mais les renseignements figurant dans le présent document portent sur les données publiées entre 2009 et 2017.

2.3 Effets chez les humains

Malgré l'abondance d'aluminium dans l'environnement, il est généralement admis que cet élément n'est pas nécessaire aux organismes biologiques et ne contribue à aucun processus biologique essentiel (Exley, 2013). En ce qui concerne les expositions aiguës, on a signalé des cas de nausées, de vomissements, de diarrhées, d'aphtes, d'ulcères cutanés, d'éruptions cutanées et de douleur arthritique de courte durée chez 20 000 personnes, au plus, ayant été exposées à des concentrations d'aluminium de 500 à 3 000 fois la valeur basée sur des considérations esthétiques établie par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) (0,2 mg/L) lors d'une contamination accidentelle de sources d'approvisionnement en eau à Camelford, au Royaume-Uni (Lowermoor Incident Health Advisory Group, 1989). Après cette exposition aiguë, plusieurs études de suivi ont été menées, mais aucune n'a permis d'établir de façon concluante des effets à

long terme (McMillan et coll., 1993a, 1993b; Altmann et coll., 1999; Exley, 2006; UK Committee on Toxicology, 2013).

En ce qui concerne les expositions à plus long terme, un nombre limité d'études ont porté sur les effets de l'aluminium sur des populations saines (voir les études de Krewski et coll. (2007), ATSDR (2008), et d'Environnement Canada et de Santé Canada (2010)). Plusieurs études transversales et écologiques publiées après 2009 ont porté sur les associations entre l'aluminium et les effets sur les os (Dahl et coll., 2014; Callan et coll., 2015), les reins (Callan et coll., 2015; Panhwar et coll., 2016), la reproduction et le développement (Huang et coll., 2011; Giaccio et coll., 2012; Karakis et coll., 2014), la composition corporelle (Skalnaya et coll., 2014 ; Cetin et coll., 2017) et d'autres paramètres chez l'humain (Lindquist et coll., 2011; Lv et coll., 2011; Lind et coll., 2012; Guo et coll., 2013; Vandenplas et coll., 2014).

Il existe une solide documentation sur la neurotoxicité de l'aluminium dans les études chez les humains, mais bon nombre de ces études se rapportaient à des cas de traitement médical de maladies précises (p. ex. patients atteints d'insuffisance rénale). Le lien entre l'exposition à l'aluminium et des effets neurotoxiques chez des personnes par ailleurs en bonne santé est moins concluant. Un tel lien, particulièrement dans le cas de la maladie d'Alzheimer (MA), fait l'objet de nombreuses recherches et débats (Lidsky, 2014; Walton, 2014). Les études examinant le lien entre l'aluminium et la MA ont porté sur un certain nombre de domaines, notamment les concentrations d'aluminium dans l'organisme en rapport avec la MA. Par le passé, les résultats de ces études étaient généralement mixtes : des liens positifs ont été notés dans certaines études, mais pas dans d'autres, et cela demeure vrai dans les études plus récentes (Baum et coll., 2010; Akatsu et coll., 2011; Rusina et coll., 2011; Bhattacharjee et coll., 2013; Virk et Eslick, 2015; Mirza et coll., 2017; Xu et coll., 2018). D'autres études portant sur la concentration d'aluminium dans le cerveau en relation avec la présence de plaques bêta-amyloïdes et d'enchevêtrements neurofibrillaires (caractéristiques primaires de la pathogenèse de la MA) ont également donné des résultats mitigés (Strozyk et coll., 2009; Walton, 2010; Exley et coll., 2012).

D'autres études récentes ont porté sur les liens entre la présence d'aluminium et l'apparition de diverses maladies ou troubles neurologiques autres que la MA, dont la sclérose latérale amyotrophique (Garzillo et coll., 2014), la sclérose en plaques (Arain et coll., 2015; Tamburo et coll., 2015), le trouble du déficit de l'attention avec hyperactivité (Nicolescu et coll., 2010), les troubles du spectre de l'autisme (Albizzati et coll., 2012), les difficultés d'apprentissage (do Nascimento et coll., 2014) et la dysfonction cognitive (Bakar et coll., 2010). La plupart de ces études n'ont pas trouvé de lien positif significatif entre les concentrations d'aluminium dans l'organisme et l'effet neurologique correspondant. Malheureusement, bon nombre de ces études étaient de petite taille, ne tenaient pas compte des facteurs de confusion et ne comportaient pas de populations témoins adéquates.

Une revue des publications a mis en évidence plusieurs études épidémiologiques et a permis d'examiner le lien entre l'exposition à l'aluminium dans l'eau potable et le développement de la MA et d'autres troubles neurodégénératifs (JECFA, 2012). Une vaste étude prospective menée par Rondeau et coll. (2009) a révélé un lien significatif entre les fortes expositions à l'aluminium dans l'eau potable (>0,1 mg/j) et les risques de déclin cognitif, de démence et de MA. Cependant, la puissance statistique de cette étude était faible et 13 sujets (6 cas) seulement avaient été exposés à $\geq 0,1$ mg/jour. De plus, elle manquait d'information sur l'exposition à l'aluminium par l'alimentation, qui était considérée comme la cause de 95 % de l'exposition orale totale. Une métaanalyse récente d'études de cohortes et d'études cas-témoins (y compris l'étude de Rondeau et coll., 2009) a révélé que l'exposition chronique à l'aluminium

menait à un risque accru de MA de l'ordre de 71 % (Wang et coll., 2016). Cependant, seulement huit études ont été prises en compte et la moitié de ces études ont évalué l'exposition professionnelle plutôt que l'exposition à l'eau potable.

Dans l'ensemble, la base de données épidémiologiques ne fournit que des indications incertaines de lien entre l'exposition à l'aluminium et les maladies neurologiques, dont la MA. Bien que des examens récents et des évaluations internationales concluent invariablement à un manque de données probantes pour établir un lien de causalité entre l'exposition à l'aluminium et la MA, on s'entend également pour dire que cette hypothèse ne devrait pas être écartée (ATSDR, 2008; EFSA, 2008; Environnement Canada et Santé Canada, 2010; JECFA, 2012; Willhite et coll., 2014). En plus de l'absence d'un point de départ clair nécessaire pour l'analyse de la dose-réponse, les limites des études épidémiologiques comprennent le manque de données sur l'exposition individuelle, la faible taille des échantillons, la mauvaise évaluation de la maladie et le manque de maîtrise des facteurs confusionnels. En raison de ces limites, il est impossible d'utiliser les résultats des études dans une évaluation quantitative des risques. Toutefois, ces résultats peuvent être utilisés qualitativement pour étayer le choix du principal paramètre utilisé pour effectuer l'évaluation quantitative chez les animaux.

2.4 Effets chez les animaux

Il est bien connu que l'exposition à l'aluminium provoque un certain nombre d'effets sur la santé dans les modèles animaux. Des revues de ces études sont publiées dans Krewski et coll. (2007), ATSDR (2008) et Willhite et coll. (2014). L'exposition orale aiguë de rats et de souris à divers composés d'aluminium a donné lieu à des doses létales médianes (DL_{50}) de 222 à 980 mg Al/kg (Ondreicka et coll., 1966; Yokel et McNamara, 1985; Llobet et coll., 1987; Vucetic-Arsic et coll., 2013; Yu et coll., 2016). Dans d'autres études, publiées après 2009, on a rapporté des effets dans les os à des doses de chlorure d'aluminium ($AlCl_3$) >100 mg/L (Li et coll., 2011a, 2011b, 2015; Sun et coll., 2015, 2016, 2017), dans le foie à des doses de $AlCl_3 >34$ mg/kg poids corporel (p.c.) par jour (Turkez et coll., 2010; Bhasin et coll., 2012; Abdel Moneim et coll., 2013; Belaid-Nouira et coll., 2013b; Zhu et coll., 2013; She et coll., 2015; Ghorbel et coll., 2016a) et dans les reins à des doses de $AlCl_3 > 34$ mg/kg p.c. par jour (Abdel Moneim et coll., 2013; Belaid-Nouira et coll., 2013a; Wasana et coll., 2015; Ghorbel et coll., 2016b; Liu et coll., 2016).

La grande majorité des études sur les animaux ont porté sur la possibilité que l'aluminium ait des effets neurotoxiques, neurocomportementaux, ainsi que des effets sur la reproduction et le développement (y compris la toxicité pour le développement neurologique). Bon nombre de ces expériences visaient à étudier le rôle de l'aluminium dans le développement des maladies neurodégénératives (y compris les études mécanistes), des marqueurs périphériques de la neurotoxicité de l'aluminium et des propriétés protectrices de divers agents contre la toxicité de l'aluminium. Le tableau 3 comporte un résumé des études les plus pertinentes publiées après 2019. Ce tableau inclut des études d'une durée d'exposition supérieure à 30 jours dans lesquelles l'aluminium a été administré par l'eau potable (soit le mode d'exposition le plus plausible). Les études portant sur l'exposition par gavage ou par voie alimentaire ont été incluses uniquement si elles portaient sur des doses multiples. Ces études ont permis d'obtenir des renseignements sur une relation dose-réponse et un point de départ, qui pourraient éventuellement permettre de définir une valeur basée sur la santé. Dans le tableau 3, ainsi que dans l'ensemble du présent document, lorsque des données suffisantes ont été fournies, les doses du composé de l'aluminium ont été exprimées en mg d'aluminium, afin de faciliter les

comparaisons entre études. Il convient de noter que, dans de nombreuses études, il n'était pas clair si la dose déclarée portait sur l'ion aluminium ou le composé de l'aluminium (p. ex. $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Par conséquent, la dose telle que fournie par les auteurs de l'étude est indiquée dans le tableau, sauf indication contraire.

Neurotoxicité : Les paramètres pris en compte dans les études de neurotoxicité énumérées au tableau 3 comprennent les effets histopathologiques (dégénérescence neuronale, vacuolisation autour du neurone, congestion des vaisseaux sanguins) et les effets biochimiques (p. ex. réactions de stress oxydatif, déséquilibres des ions métalliques, fonction altérée des neurotransmetteurs). Dans ces études, des rats, des souris et des lapins ont été exposés à l'aluminium pendant des périodes de 30 jours à 18 mois. Les composés d'aluminium étudiés comprennent le chlorure d'aluminium, le sulfate d'aluminium et le maltolate d'aluminium. La plupart des études utilisaient des doses d'aluminium significativement supérieures à celles d'une exposition humaine dans des conditions normales. La dose la plus faible à laquelle des effets neurotoxiques indésirables ont été observés était de 10 mg/kg p.c. par jour d' AlCl_3 (≈ 2 mg Al/kg p.c. par jour) (Rui et Yongjian, 2010). On n'a trouvé aucune donnée sur la réversibilité des effets neurotoxiques après l'arrêt de l'exposition.

Neurocomportemental : Les critères d'évaluation pris en compte dans les études neurocomportementales comprennent les modifications des réflexes, de l'activité motrice, de l'apprentissage, de la mémoire et des paramètres sensoriels. Au cours de ces études, des rats et des souris ont été exposés à du chlorure d'aluminium pendant des périodes de 42 jours à 14 mois. Le traitement avec 100 mg/kg p.c. de chlorure d'aluminium par jour pendant 42 jours (6 semaines) est un modèle bien connu pour induire la démence (perte de mémoire spatiale) chez les animaux. La dose la plus faible à laquelle des effets neurocomportementaux nocifs ont été observés dans toutes les études (c.-à-d. la LOAEL la plus faible ou dose minimale avec effet nocif observé) est de 1,5 mg Al/kg p.c. par jour, ce qui est considéré équivalent doses d'exposition à l'aluminium par voie alimentaire chez les humains (Martinez et coll., 2017a).

Toxicité pour la reproduction/le développement (y compris toxicité neurodéveloppementale) : Dans les études sur la reproduction et le développement présentées au tableau 3, des rats, des souris et des cochons d'Inde ont été exposés à diverses concentrations de chlorure d'aluminium, de citrate d'aluminium, de sulfate d'aluminium et de sulfate d'aluminium et d'ammonium. Ces études montrent que l'aluminium peut avoir des effets sur les paramètres de reproduction, notamment les concentrations d'hormones de reproduction, la numération, la motilité et la morphologie des spermatozoïdes et l'histologie du testicule. De plus, l'exposition à l'aluminium pendant la gestation ou l'allaitement peut avoir des effets sur le développement, notamment une diminution du poids des petits (souvent en concomitance avec des effets maternels), un retard de maturation, une altération du comportement neurologique et des modifications de la biochimie du cerveau. Les doses les plus faibles auxquelles aucun effet indésirable n'a été observé sont de 8 à 14 mg Al/kg p.c. par jour de sulfate d'aluminium (Hirata-Koizumi, 2011a) et de 5 à 9 mg Al/kg p.c. par jour de sulfate d'aluminium et d'ammonium (Hirata-Koizumi, 2011b). Ces doses sans effet nocif observé (NOAEL) étaient fondées sur une diminution du gain pondéral et un retard léger, mais significatif de l'ouverture du vagin à la dose la plus élevée dans les deux études. L'interprétation des résultats de l'étude a été faussée par les réductions de la consommation d'aliments et de liquides liées au traitement (probablement en raison du goût astringent et de la palatabilité réduite de l'eau traitée à l'aluminium). Les auteurs ont déclaré qu'ils ne pouvaient pas dissocier les effets de la diminution de la consommation d'eau des effets associés au traitement à l'aluminium. De plus, comme d'autres événements

hormono-dépendants, p. ex. ceux qui régissent le cycle œstral et la distance anogénitale postnatale, n'ont pas été touchés chez les groupes traités à l'aluminium, les auteurs ont indiqué qu'il était peu probable que l'aluminium ait un net impact sur la transmission des signaux hormonaux pendant le développement. Par conséquent, si ces résultats n'ont pas été pris en compte, la NOAEL suivante serait de 30 mg Al/kg p.c. par jour de citrate d'aluminium (Poirier et coll., 2011). De plus, la LOAEL établie d'après les effets sur la reproduction est de 1,5 mg Al/kg p.c. par jour (Martinez et coll., 2017b).

Tableau 3. Résumé des études pertinentes sur la neurotoxicité, le comportement neurologique et la toxicité pour la reproduction et le développement publiées entre 2009 et 2017, dans lesquelles des animaux ont été exposés à l'aluminium principalement par l'eau potable^b pendant ≥ 30 jours

NOAEL/LOAEL (mg Al/kg-jour) ^a	Espèce, sexe, nombre	Durée de l'exposition	Composé et dose(s) ^b	Effet(s) critique(s)	Principales force et faiblesse ^c	Réf.
N/2	Souris, ICR, (15/groupe)	100 jours	AlCl ₃ ; 0, 10, 50, 300 mg/kg p.c. par jour dans l'alimentation	Neurotoxicité : Augmentation de la peroxydation des lipides (MDA); diminution de la SOD; augmentation des dommages à l'ADN (test des comètes); augmentation des dommages oxydatifs de l'ADN mitochondrial (8-OHdG)	Critères limités	(Rui et Yongjian, 2010)
N/10	Souris, Balb-c, M (10/groupe)	5 semaines	AlCl ₃ ; 0, 50 mg/kg p.c. par jour	Neurotoxicité : Augmentation de la peroxydation lipidique (MDA); diminution de l'activité antioxydante (GSH); diminution de l'activité de l'AChE et de la butyrylcholinestérase; activation de la monoamine-oxydase du cerveau (MAO-A et MAO-B), mais inhibition du MAO-B cérébelleux	Dose unique	(Linardaki et coll., 2013)
N/20	Rats, Wistar, M (10/groupe)	6 semaines	AlCl ₃ ; 0, 100 mg/kg p.c. par jour	Neurotoxicité : Augmentation de l'AChE cérébral; diminution de l'acétylcholine, de la dopamine, de la noradrénaline, de l'adrénaline et de la SOD; augmentation de l'oxyde nitrique et du H ₂ O ₂ , du cortisol et des hormones corticotropes; formation de plaques amyloïdes et nécrose des neurones	Dose forte unique	(ElBaz et coll., 2017)
N/20	Rats, Sprague-Dawley, M (6-8/groupe)	8 semaines	AlCl ₃ ; 0, 100 mg/kg p.c. par jour	Neurotoxicité : Diminution des neurotransmetteurs, AchE; augmentation de la L-citrulline, de l'oxyde nitrique et de la monoamine-oxydase; augmentation de la tau, de la protéine précurseur amyloïde, de la protéine acide fibrillaire gliale, de l'ubiquitine, de α -synuclein et Hsp 70; modifications dans la neurohistoarchitecture (perte des cellules de Purkinje et pyramidales)	Dose forte unique	(Singla et Dhawan, 2017)
100/N	Souris, Tg2576 et Tg2576/tau, F (6/groupe)	4 ou 10 mois	AlCl ₃ ; 0, 100 mg/kg p.c. par jour (exprimé en Al)	Neurotoxicité : La dose à long terme d'Al n'a pas accéléré l'accumulation de A β chez les souris Tg2576 ni l'accumulation de A β et de tau chez les souris Tg2576/tau.	Dose forte unique	(Akiyama et coll., 2011)
N/101	Rats, Wistar, M	30 jours	AlCl ₃ ; 0, 500 mg/kg p.c. par jour	Neurotoxicité : Réduction des taux de catalase et de GSH; légères modifications dégénératives du cortex préfrontal; aucun signe de dépôts amyloïdes.	Dose forte unique	(Akinola et coll., 2015)

NOAEL/ LOAEL (mg Al/kg- jour) ^a	Espèce, sexe, nombre	Durée de l'exposition	Composé et dose(s) ^b	Effet(s) critique(s)	Principales force et faiblesse ^c	Réf.
N/?	Rats, Wistar, F (10/groupe)	5 mois	AlCl ₃ ; 0, 500 mg/kg p.c. par jour, i.g., pendant un mois, puis 1 600 ppm dans de l'eau potable pendant 4 mois	Neurotoxicité : Augmentation de la peroxydation des lipides dans le cerveau postérieur; modification du métabolisme des lipides	Dose forte unique	(Belaid- Nouira et coll., 2012)
N/?	Rats, Wistar, F (10/groupe)	5 mois	AlCl ₃ ; 0, 500 mg/kg p.c. par jour, i.g., pendant un mois, puis 1 600 ppm dans de l'eau potable pendant 4 mois	Neurotoxicité : Production réduite d'interleukine-6 (marqueur de l'inflammation) dans le cerveau postérieur; immunoréactivité réduite au GFAP (marqueur de l'activation des astroglies) dans l'hippocampe et le cortex cérébral; nombre réduit de cellules GFAP positives	Dose forte unique	(Belaid- Nouira et coll., 2013c)
N/?	Rats, Wistar, M (5/groupe)	6, 12 ou 18 mois	AlCl ₃ ; 0,18, 0,72, 3,6 g/L	Neurotoxicité : L'accumulation d'aluminium dans le cerveau variait en fonction des doses et de la durée d'exposition. Altérations histopathologiques dans le gyrus denté : effet destructeur sur la couche sous-granulaire et la couche granulaire	Aucune donnée sur la consommation d'eau pour calculer les doses	(Hichem et coll., 2014)
N/35	Rats, Sprague- Dawley, M (10/groupe)	12 semaines	AlCl ₃ ; 0, 2 000 mg/L	Neurotoxicité : Augmentation de A β dans l'hippocampe et le cortex cérébral; indices histologiques de neurones rétrécis et hypertrophiés; densité réduite des neurones normaux	Dose unique	(Zhang et coll., 2013a)
N/71	Rats, Wistar (10/groupe)	3 mois	AlCl ₃ ; 0, 0,2 %, 0,4 %, 0,6 %	Neurotoxicité : Diminution de l'activité de la protéine kinase C et de la protéine kinase activée par les mitogènes; expression réduite des kinases régulées par le signal extracellulaire (ERK1/2) et de la protéine kinase II dépendante de la calmoduline Ca ²⁺ (CaMKII) dans l'hippocampe; atténuation de l'amplitude des pics de population quant à l'amplitude de potentialisation à long terme (indicateur de plasticité synaptique) de la région hippocampique CA1	Doses quotidiennes réelles d'Al non rapportées	(Wang et coll., 2010)
N/72	Rats, Wistar (20/groupe)	3 mois	AlCl ₃ ; 0, 0,2 %, 0,4 %, 0,6 %	Neurotoxicité : Impact sur le mécanisme de signal Ras/ERK : augmentation de l'expression de Ras par les protéines et l'ARNm; diminution de l'expression de Raf1 et ERK2 dans les hippocampes	Doses quotidiennes réelles d'Al non rapportées	(Cui et coll., 2012)
N/?	Rats, Wistar, M (5/groupe)	30 jours	AlCl ₃ ; 0, 10, 100 ppm	Neurotoxicité : Induction du stress oxydatif (augmentation du MDA, diminution des niveaux de SOD); activation de l'astrogliose, de la microglie et de l'infiltration des cellules B dans le cortex préfrontal; certaines preuves de la relation dose- réaction	Étude à court terme	(Akinrinade et coll., 2015)

NOAEL/ LOAEL (mg Al/kg- jour) ^a	Espèce, sexe, nombre	Durée de l'exposition	Composé et dose(s) ^b	Effet(s) critique(s)	Principales force et faiblesse ^c	Réf.
N/N	Lapins, Nouvelle- Zélande, M (5/groupe)	10 semaines	Sulfate d'Al; 0, 0,36 ppm (exprimé en Al)	Neurotoxicité : Aucune augmentation du nombre de neurones réactifs bêta-amyloïdes, mais augmentation du nombre de neurones immunopositifs ABCA1, chez des lapins traités à l'Al ayant reçu une alimentation à 2 % de cholestérol	Dose unique	(Schreurs et Sparks, 2016)
N/?	Souris, T 44 tau Tg et de type sauvage (5- 13/groupe)	3, 6, 9 et 12 mois	Maltolate d'aluminium; 0,2 mM	Neurotoxicité : Agrégation tau accélérée, apoptose et dysfonctionnement neurologique dans un modèle murin avec accumulation tau progressive lente	Dose unique	(Oshima et coll., 2013)
N/1,5	Rats, Wistar, M (6/groupe)	60 jours, 42 jours	AlCl ₃ · 6H ₂ O 1,5, 8,3, 100 mg/kg p.c. par jour (exprimé en Al)	Comportement neurologique : Mémoire de reconnaissance altérée (test de mémoire de reconnaissance d'objet)	Étude bien menée	(Martinez et coll., 2017a)
N/10	Souris, Balb-c, M (10/groupe)	5 semaines	AlCl ₃ ; 0, 50 mg/kg p.c. par jour	Comportement neurologique : Troubles de la mémoire à long terme (tâche d'évitement passif)	Dose unique	(Linardaki et coll., 2013)
N/50	Souris, Balb-c, M (5- 9/groupe)	42 jours	AlCl ₃ ; 0, 250 mg/kg p.c. par jour	Comportement neurologique : Déficits d'apprentissage et anxiété accrue (extinction de la peur et tests en espace ouvert)	Dose forte unique	(Farhat et coll., 2017a)
N/50	Souris, Balb-c, M (5- 9/groupe)	42 jours	AlCl ₃ ; 0, 250 mg/kg p.c. par jour	Comportement neurologique : Mémoire de reconnaissance altérée (test de reconnaissance d'objets nouveaux), sociabilité réduite (test de préférence de nouveauté sociale)	Dose forte unique	(Farhat et coll., 2017b)
N/71	Rats, Wistar (10/groupe)	3 mois	AlCl ₃ ; 0, 0,2 %, 0,4 %, 0,6 %	Comportement neurologique : Troubles de la mémoire (test dégressif)	Doses quotidiennes réelles d'Al non rapportées	(Wang et coll., 2010)
N/35	Rats, Sprague- Dawley, M (10/groupe)	12 semaines	AlCl ₃ ; 0, 2 000 mg/L	Comportement neurologique : Troubles de l'apprentissage spatial et de la mémoire (labyrinthe aquatique Morris)	Dose unique	(Zhang et coll., 2013a)
N/13	Rats, Wistar, M (10/groupe)	120 jours	AlCl ₃ ; 0, 64,18, 128,36, 256,72 mg/kg p.c. par jour	Reproduction : Suppression de la testostérone et de l'hormone lutéinisante; diminution de l'expression de la protéine du récepteur androgénique et de l'ARNm	Ne tenait pas compte de l'aluminium dans l'alimentation ni de l'eau consommée	(Sun et coll., 2011)
N/13	Rats, Wistar, F (10/groupe)	120 jours	AlCl ₃ ; 0, 64,18, 128,36 et 256,72 mg/kg p.c. par jour	Reproduction : Diminution des taux d'estrogènes, de progestatifs, d'hormone folliculostimulante et d'hormone lutéinisante dans le sérum	Ne tenait pas compte de l'aluminium dans l'alimentation ni de l'eau consommée	(Wang et coll., 2012)
N/13	Rats, Wistar, F (20/groupe)	120 jours	AlCl ₃ ; 0, 64, 128, 256 mg/kg p.c. par jour	Reproduction : Structure ovarienne endommagée; altération des taux de fer, de zinc et de cuivre; diminution de l'activité de la Na(+)-K(+)- ATPase, de la Mg(2+)-ATPase et de la Ca(2+)-ATPase dans l'ovaire; diminution de l'hormone folliculostimulante et expression des protéines de l'hormone lutéinisante	Ne tenait pas compte de l'Al dans l'alimentation	(Fu et coll., 2014)

NOAEL/ LOAEL (mg Al/kg- jour) ^a	Espèce, sexe, nombre	Durée de l'exposition	Composé et dose(s) ^b	Effet(s) critique(s)	Principales force et faiblesse ^c	Réf.
N/13	Rats, Wistar, M (10)	120 jours	AlCl ₃ ; 0, 64,18, 128,36, 256,72 mg/kg p.c. par jour	Reproduction : Diminution du nombre de spermatozoïdes; augmentation des malformations de spermatozoïdes; diminution des enzymes testiculaires; altération des taux de fer, de zinc et de cuivre	Ne tenait pas compte de l'aluminium dans l'alimentation ni de l'eau consommée	(Zhu et coll., 2014)
N/?	Rats, diabétiques et non- diabétiques, Wistar, M (10/groupe)	30 jours	AlCl ₃ ; 0, 250 ppm	Reproduction : Diminution du nombre et de la motilité des spermatozoïdes; diminution de l'hormone folliculo-stimulante; élévation des taux d'estradiol	Dose unique	(Akinola et coll., 2016)
N/?	Cochons d'Inde, M (13/groupe)	13 semaines	AlCl ₃ ; 0, 300 mg/L	Reproduction : Diminution du nombre de spermatozoïdes; augmentation des malformations de spermatozoïdes; diminution de la testostérone; expression réduite des gènes et des protéines StAR et P450 _{sc}	Dose unique	(Dong et coll., 2016)
N/1,5	Rats, Wistar, M (6/groupe)	60 jours, 42 jours	AlCl ₃ ·6H ₂ O; 1,5, 8,3, 100 mg/kg p.c. par jour	Reproduction : Diminution du nombre de spermatozoïdes, de la production quotidienne de spermatozoïdes, de motilité des spermatozoïdes et du nombre de spermatozoïdes morphologiquement normaux; histologie altérée des testicules; stress oxydatif accru dans les organes reproducteurs; inflammation des testicules	Étude bien menée	(Martínez et coll., 2017b)
N/?	Rats, Wistar, M (7- 10/groupe)	6 mois (3 générations)	Sulfate d'aluminium; 0, 200, 400, 1000 ppb	Reproduction : Baisse du taux de testostérone; diminution du nombre de spermatozoïdes; pourcentage accru de spermatozoïdes immobiles et anormaux; diminution du poids des testicules; altérations de l'histoarchitecture des testicules	Peu de détails de l'étude rapportés	(Muselin et coll., 2016)
8-14/31-56	Rats, Sprague- Dawley, M et F (24/sexe/gr oupe)	2 générations	Sulfate d'aluminium; 0, 120, 600, 3 000 ppm	Reproduction/Développement : Aucun effet indésirable sur les paramètres de reproduction et de fertilité; retard de l'ouverture vaginale	Effets confondants de la diminution de la consommation d'eau	(Hirata- Koizumi et coll., 2011a)
5-9/36-61	Rats, Sprague- Dawley, M et F (24/sexe/gr oupe)	2 générations	Sulfate d'aluminium; 0, 50, 500, 5 000 ppm	Reproduction/Développement : Aucun effet indésirable sur les paramètres de reproduction et de fertilité; retard de l'ouverture vaginale	Effets confondants de la diminution de la consommation d'eau	(Hirata- Koizumi et coll., 2011b)
N/N	Rats, Wistar, M et F (10/sexe/gr oupe)	M : 28 jours; F : 37-53 jours	AlCl ₃ ; 0, 3,6, 18, 90 mg/kg p.c. par jour (exprimé en Al); par gavage	Reproduction/Développement : Aucun effet sur la reproduction, l'accouplement ou le développement postnatal précoce	Étude BPL	(Beekhuijzen, 2007, tel que publié dans le JECFA, 2012)

NOAEL/ LOAEL (mg Al/kg- jour) ^a	Espèce, sexe, nombre	Durée de l'exposition	Composé et dose(s) ^b	Effet(s) critique(s)	Principales force et faiblesse ^c	Réf.
30/100	Rats, Sprague- Dawley, M et F (80/sexe/gr oupe)	Gestation, allaitement, jusqu'à l'âge d'un an	Citrate d'Al; 0, 30, 100, 300 mg/kg p.c. par jour (exprimé en Al)	Développement : Déficiences de la force de préhension des membres antérieurs et postérieurs et affaïssement du pied	Étude BPL	(Poirier et coll., 2011)
N/?	Rats, Wistar, M et F (5- 10/groupe)	Gestation, allaitement, puis exposition directe pendant 4 mois	AlCl ₃ ; 0, 0,3 %	Développement : Diminution de l'activité locomotrice; augmentation de l'anxiété; modifications du système glial; augmentation du marquage des protéines acides fibrillaires gliales et du nombre d'astrocytes dans le cerveau; diminution de l'activité locomotrice; effets sur les neurones dopaminergiques	Dose unique	(Erazi et coll., 2010; Erazi et coll., 2011)
N/60	Souris, Swiss Webster, M et F	Gestation et lactation (JPN 15)	AlCl ₃ ; 0, 300, 600 mg/kg p.c. par jour	Développement : Présevrage : Diminution proportionnelle à la dose du gain de poids corporel et retards dans l'ouverture des yeux et l'apparition du duvet de poils; suppression proportionnelle à la dose des réflexes de redressement, de rotation et d'évitement de la falaise postsevrage : Déficiences proportionnelles à la dose de l'activité et de l'apprentissage locomoteurs Différents points dans le temps : diminution proportionnelle à la dose des neurotransmetteurs dans le cerveau antérieur	Aucune donnée sur la consommation de liquides malgré une nette réduction de la consommation	(Abu-Taweel et coll., 2012)
N/231	Rats, Wistar, M et F (6- 10/groupe)	Lactation, puis exposition directe pendant 3 mois	AlCl ₃ ; 0, 0,2 %, 0,4 %, 0,6 %	Développement : Troubles de la mémoire spatiale; modifications des ultrastructures neuronales et synaptiques de l'hippocampe; altération électrophysiologique de la potentialisation à long terme en phase tardive	Étude bien conçue, mais LOAEL relativement élevée	(Zhang et coll., 2013b)
N/231	Rats, Wistar, M et F (6- 10/groupe)	Lactation, puis exposition directe pendant 3 mois	AlCl ₃ ; 0, 0,2 %, 0,4 %, 0,6 %	Développement : Dommages à la mémoire à long terme; modifications de l'ultrastructure neuronale et synaptique et répression de la voie de signalisation cAMP-PKA-CREB	Étude bien conçue, mais DMENO relativement élevée	(Zhang et coll., 2014)
N/10	Rats, Wistar, F (6/groupe)	Gestation et lactation (JPN 14)	AlCl ₃ ; 0, 50 mg/kg p.c. par jour	Développement : Diminution du poids corporel, diminution des niveaux d'antioxydants enzymatiques et non enzymatiques, diminution des activités AChE et augmentation des niveaux de malondialdéhyde et de protéine d'oxydation avancée	Dose unique	(Ghorbel et coll., 2016c)
N/?	Rats, Wistar, M et F (5/groupe)	Gestation, lactation, puis exposition directe pendant 4 mois	AlCl ₃ : 0,3 %	Développement : Effets sur la neurotransmission de la sérotonine dans le cerveau; diminution de la glycoprotéine RF (impliquée dans la détoxification du liquide céphalorachidien)	Dose unique	(Laabbar et coll., 2014)

Aβ : bêta-amyloïde; AChE : acétylcholinestérase; AlCl₃ : chlorure d'aluminium; BPL : bonnes pratiques de laboratoire; GSH : glutathion; i.g. : intragastrique; MDA : malondialdéhyde; JPN : jour postnatal; SOD : superoxyde dismutase

^a Sauf indication contraire dans l'étude, les valeurs de la NOAEL et de la LOAEL ont été calculées pour l'ion aluminium à partir des données fournies dans l'étude. N = L'étude ne comportait pas de NOAEL/LOAEL; ? = Données insuffisantes fournies dans l'étude pour calculer la NOAEL/LOAEL.

^b Sauf indication contraire, la source d'exposition était l'eau potable. Les études portant sur l'exposition par gavage ou par voie alimentaire ont été incluses uniquement si elles portaient sur des doses multiples.

^c Facteur clé pour déterminer si une étude peut ou non être considérée comme une étude clé potentielle.

Malgré l'abondance de recherches disponibles sur la toxicité de l'aluminium, de nombreuses études (dont plusieurs parmi celles énumérées au tableau 3) ont des limites courantes, comme l'incapacité de quantifier l'aluminium dans l'alimentation de base à l'étude. Des concentrations typiques de 250 et 350 ppm d'aluminium dans la nourriture des rongeurs pourraient entraîner une augmentation de 13 à 18 mg Al/kg p.c. par jour chez le rat et de 33 à 46 mg Al/kg p.c. par jour chez la souris (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Cela devient un problème sérieux lorsque la dose d'essai est inférieure à la dose de référence dans l'alimentation, et que la dose combinée n'a pas été quantifiée ou signalée. Les autres contraintes liées aux études comprennent l'emploi de doses uniques (ce qui empêche d'évaluer la relation dose-réponse et de déterminer un point de départ), le manque d'information détaillée sur les conditions d'exposition, le fait de ne pas tenir compte de l'acidité et de la palatabilité réduite des solutions d'aluminium dans l'eau potable, les concentrations d'exposition qui sont considérablement plus élevées que celles auxquelles sont exposés les humains, ainsi que les expositions de courte durée qui sont beaucoup plus brèves que la durée de la vie humaine.

2.5 Génotoxicité et cancérogénicité

Les composés de l'aluminium ne sont généralement pas considérés comme des mutagènes génétiques, mais semblent agir comme des clastogènes probablement selon des mécanismes d'action indirects. Tels qu'ils ont été résumés dans une étude menée par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA, 2008), les mécanismes d'action potentiels comprennent la réticulation de l'ADN avec les protéines chromosomiques, les interactions avec l'assemblage de microtubules et le fonctionnement du fuseau mitotique, l'induction de dommages oxydatifs et la destruction des membranes lysosomales par la libération de DNase. Malgré les dommages causés à l'ADN, le groupe scientifique de l'AESA a estimé que la génotoxicité de l'aluminium n'était probablement pas pertinente pour l'humain, étant donné le seuil présumé et les faibles expositions orales. Il n'existe aucune preuve de la cancérogénicité de l'aluminium dans les modèles animaux (Hackenberg, 1972; Schroeder et Mitchener, 1975a, 1975b; Oneda et coll., 1994). Le Centre international de recherche sur le cancer n'a pas examiné la cancérogénicité de l'aluminium.

2.6 Mode d'action

Bien que de nombreuses études aient tenté d'élucider le mode d'action de la toxicité de l'aluminium, aucun mécanisme n'a été identifié et il est probable que plusieurs processus entrent en jeu. Les mécanismes qui participent à la neurotoxicité de l'aluminium sont résumés dans plusieurs études (ATSDR, 2008; Environnement Canada et Santé Canada, 2010; Willhite et coll., 2014) et comprennent, entre autres, les dommages oxydatifs, les réponses inflammatoires, les changements dans les protéines cytosquelettiques neuronales (agrégats de neurofilaments), les modifications dans l'activité cholinergique, les effets sur les voies de transduction du signal, les effets des membranes et les déséquilibres en ions métalliques. Les études publiées à ce jour ne fournissent aucune indication d'une différence entre le mode d'action chez les animaux et celui chez les humains. Aucune analyse complète du mode d'action de la toxicité de l'aluminium n'a

été réalisée, car cette analyse n'est pas essentielle au calcul d'une valeur basée sur la santé (VBS) pour l'aluminium.

2.7 Études retenues

Deux études clés ont été prises en compte dans l'évaluation des risques liés à l'aluminium : une étude neurodéveloppementale chez le rat par Poirier et coll. (2011) et une étude reproductrice (qualité du sperme) chez le rat par Martinez et coll. (2017b). Dans ces deux études, l'exposition à l'aluminium s'est faite par l'eau potable (le mode d'exposition le plus plausible) et de multiples doses d'aluminium ont été utilisées, ce qui a permis d'évaluer la courbe dose-réponse et de déterminer le point de départ. L'étude de Martinez et coll. (2017b) a présenté le point de départ le plus bas, alors que l'étude de Poirier et coll. (2011) était une étude d'envergure menée à l'aveugle, spécifiquement destinée à combler des besoins en matière de recherche précédemment déterminés.

Dans l'étude de Poirier et coll. (2011), les effets du citrate d'aluminium chez le rat ont été examinés conformément aux bonnes pratiques de laboratoire (BPL) et à un plan d'étude fondé sur la ligne directrice 426 de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) : Étude de neurotoxicité pour le développement. Le citrate d'aluminium a été choisi intentionnellement, car il s'agit du composé d'aluminium le plus soluble et le plus fiable capable de passer dans le sang et de franchir ensuite la barrière hématoencéphalique. Dans cette étude à double insu, des rats Sprague-Dawley mâles et femelles ont été exposés à 30, 100 et 300 mg Al/kg p.c. par jour in utero, pendant la lactation, puis dans l'eau potable après le sevrage jusqu'à l'âge d'un an. De faibles concentrations d'aluminium (<10 µg/g) étaient ajoutées à l'alimentation. On a observé une morbidité et une mortalité importantes chez les petits mâles du groupe recevant la dose la plus élevée, de même qu'un trouble rénal associé au traitement à l'aluminium. En ce qui concerne les résultats sur le plan de la reproduction, aucun effet sur la durée de gestation ou sur le nombre de petits et de portées n'a été observé chez les groupes traités à l'aluminium comparativement aux témoins. Un retard du développement sexuel des jeunes mâles et femelles a été observé dans le groupe recevant la dose élevée de citrate d'aluminium. Cet effet a été considéré comme lié au traitement, mais comme le poids corporel était également diminué, les auteurs n'ont pu conclure avec certitude que les effets sur le développement étaient secondaires à une diminution du poids corporel. Sur le plan du développement neuromusculaire, les chercheurs ont noté un déficit de la force de préhension des membres antérieurs et postérieurs et, dans une moindre mesure, de l'étalement de la patte chez les groupes exposés aux doses moyenne et élevée. Dans la présente évaluation, des données neuromusculaires individuelles ont été reçues et examinées par Santé Canada. Une réévaluation des données a confirmé un dysfonctionnement significatif dans les trois effets neuromusculaires chez la rate et un manque de force dans la préhension des membres postérieurs chez le rat. Comme le citrate d'aluminium se trouvait dans l'eau potable, la dose d'aluminium variait selon la quantité d'eau consommée. En général, les doses étaient à la concentration cible (ou légèrement inférieures) pendant la gestation, supérieures à la concentration cible pendant la lactation et inférieures à la concentration cible pendant le reste de l'étude. Bien que la réduction de la consommation d'eau ait influé sur l'apport d'aluminium dans les dernières étapes de l'étude et ait pu avoir introduit une confusion dans les résultats, l'effet sur la force de préhension était encore important chez les jeunes animaux lorsque l'exposition à l'aluminium était principalement in utero ou pendant la lactation, lorsque les rates recevaient des doses appropriées ou supérieures à la cible. D'après les observations cliniques, les changements biochimiques

cliniques et les effets sur la physiopathologie rénale et la fonction neuromusculaire, les auteurs ont attribué une LOAEL de 100 mg Al/kg p.c. par jour (dose cible) et une NOAEL de 30 mg Al/kg p.c. par jour (dose cible).

Dans le cadre de l'étude de Martinez et coll. (2017b), les effets de faibles doses de chlorure d'aluminium sur la reproduction ont été étudiés chez des rats mâles. Dans cette étude non conforme aux lignes directrices de l'OCDE, les rats étaient répartis en deux groupes. Le premier groupe de rats était exposé pendant 60 jours à 1,5 et 8,3 mg Al/kg p.c. par jour sous forme d' $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dans l'eau potable (équivalent aux niveaux concentrations par l'alimentation chez l'humain), tandis que le second groupe était exposé pendant 42 jours à 100 mg Al/kg p.c. par jour sous forme de $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ par gavage (un modèle de neurotoxicité reconnu). Quant aux effets sur la reproduction, l'exposition à l'aluminium a entraîné une diminution du nombre de spermatozoïdes, de la production quotidienne de sperme et de quantité de spermatozoïdes morphologiquement normaux. Une motilité réduite des spermatozoïdes et une altération de l'histologie des testicules ont également été observées. Aucun effet n'a été observé sur le nombre de spermatozoïdes ou sur la durée de transit dans l'épididyme ou la queue de ce dernier. En utilisant le même modèle d'étude, les auteurs ont également étudié les effets neurocomportementaux associés aux mêmes doses (Martinez et coll., 2017a). Aucun effet n'a été observé sur l'activité exploratoire/locomotrice (test en milieu ouvert), l'anxiété (test du labyrinthe en croix surélevé) ou le seuil de douleur (test de la plaque chaude). Cependant, l'exposition à de faibles doses d'aluminium ainsi qu'à la dose neurotoxique connue a entraîné une altération de la mémoire de reconnaissance dans le cadre du test de reconnaissance des objets. Dans l'étude de toxicité pour la reproduction, les effets observés à 8,3 mg Al/kg p.c. par jour étaient parfois plus importants et plus significatifs que les effets observés à la dose neurotoxique (100 mg Al/kg p.c. par jour). Bien que les auteurs affirment que d'autres études seront nécessaires pour expliquer ces résultats, ils laissent entendre que la dose n'est peut-être pas le déterminant le plus important de la toxicité de l'aluminium; les conditions d'exposition, les caractéristiques intrinsèques et individuelles, la distribution et la biodisponibilité dans le corps peuvent également être importantes. Dans les études sur le comportement neurologique et la reproduction, on a noté une augmentation des marqueurs du stress oxydatif en lien avec les effets, et on a souligné qu'il s'agissait d'un mécanisme d'action potentiel.

En fin d'analyse, l'étude de Poirier et coll. (2011) a été retenue comme l'étude la plus pertinente pour l'évaluation des risques. L'étude de Martinez et coll. (2017b) ait été bien menée et comportait un point de départ plus faible, mais des préoccupations ont été soulevées quant à l'ampleur des changements dans la qualité du sperme. Les changements étaient souvent plus faibles à la dose de 100 mg Al/kg p.c. par jour qu'à la dose de 8,3 mg Al/kg p.c. par jour, malgré la dose maximale élevée et l'exposition cumulative à la dose de 100 mg Al/kg p.c. par jour. Aucune explication scientifique n'a pu être fournie pour expliquer ce résultat inattendu. De plus, des facteurs d'incertitudes supplémentaires auraient dû être intégrés au calcul de la VBS, pour tenir compte de l'extrapolation d'une LOAEL à une NOAEL et d'une étude subchronique à une étude chronique. Ajouté aux facteurs d'incertitude associés à la variabilité interspèces et intraespèce, cela aurait conduit à un niveau d'incertitude trop élevé ne permettant pas de calculer une VBS. L'étude de Poirier et coll. (2011) inspire confiance, car il s'agit d'une vaste étude à l'aveugle spécifiquement conçue et entreprise pour répondre à des besoins de recherche déjà établis (JECFA, 2007). Elle a permis d'évaluer de multiples doses ainsi que de multiples paramètres d'évaluation liés à la toxicité pour le développement et à la neurotoxicité. Par ailleurs, l'étude a été menée conformément aux bonnes pratiques de laboratoire et aux lignes

directrices de l'OCDE. La sélection de l'étude de Poirier et coll. (2011) est appuyée par JECFA (2012), qui a utilisé la même étude clé et le même point de départ pour calculer l'apport hebdomadaire tolérable provisoire d'aluminium dans l'alimentation. L'effet critique d'une diminution de la fonction neuromusculaire, et plus particulièrement d'une diminution de la force de préhension des membres antérieurs et postérieurs, a été utilisé dans une autre évaluation internationale (ATSDR, 2008) et est appuyé par des études antérieures. L'exposition de la mère à l'aluminium pendant la gestation et la lactation a toujours entraîné une diminution de la force de préhension chez les jeunes rongeurs (Donald et coll., 1989; Golub et coll., 1992a, 1995; Golub et Germann, 2001; Colomina et coll., 2005). Des études portant sur l'exposition des adultes à l'aluminium ont donné des résultats mitigés pour ce qui est de la force de préhension (Donald et coll., 1989; Golub et coll., 1992a, 1992b, 1995, 2000; Oteiza et coll., 1993; Drobyshev et coll., 2018).

3. Calcul de la valeur basée sur la santé

Comme dans le rapport d'Environnement Canada et de Santé Canada (2010), la neurotoxicité et la toxicité pour la reproduction et le développement sont considérées comme les effets critiques préoccupants dans la présente évaluation. Ces effets ont été observés chez diverses espèces (dont les humains), à des doses et selon des durées d'exposition variées, ainsi qu'au moyen de divers essais expérimentaux. Depuis la publication du rapport de 2010, plusieurs études clés robustes ont été publiées; ces études ont permis de combler des lacunes précédemment relevées dans les données (JECFA, 2007; Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Comme nous l'avons déjà mentionné, l'étude de Poirier et coll. (2011) a été retenue comme pilier de l'évaluation actuelle des risques. La NOAEL de 30 mg Al/kg p.c. par jour établie par les auteurs repose sur une diminution proportionnelle à la dose des paramètres neuromusculaires (c.-à-d. étalement de la patte, force de préhension des membres antérieurs et postérieurs) ainsi que sur des observations cliniques, des modifications biochimiques cliniques et des effets sur la physiopathologie rénale. Des effets neuromusculaires ont déjà été observés chez des animaux jeunes et adultes ayant des points de départ similaires, et il est peu probable que les jeunes soient plus sensibles que les populations adultes (ATSDR, 2008).

Les composés d'aluminium en général ont une très faible biodisponibilité (~0,3 %) lorsqu'ils sont absorbés par l'eau potable. Dans l'étude de Poirier et coll. (2011), le citrate d'aluminium a été utilisé, car il est considéré comme le composé d'aluminium le plus soluble et le plus biodisponible (c.-à-d. disponible pour absorption par le tube digestif). Une valeur basée sur la santé établie à partir du point de départ du citrate d'aluminium est considérée comme prudente et protectrice de l'exposition à toutes les espèces d'aluminium, car elle suppose que la totalité de l'aluminium est sous la forme la plus biodisponible. Les facteurs modificateurs potentiels qui pourraient influencer sur la biodisponibilité et la toxicité de l'aluminium chez les humains comprennent la forme chimique de l'aluminium, la présence d'autres constituants chimiques présents dans les aliments et les types de complexes que l'aluminium forme avec ces ligands alimentaires. Selon les matières présentes dans le tractus gastro-intestinal, l'absorption d'aluminium par voie orale peut varier selon un facteur de 10 simplement en fonction du type de complexe (ATSDR, 2008; AESA, 2008). Par exemple, l'absorption de l'aluminium peut augmenter en présence d'acides carboxyliques comme le citrate (naturellement présent dans de nombreux aliments et jus de fruits), mais peut diminuer en présence de composés contenant du silicium (probablement en raison de la formation d'hydroxyaluminosilicate insoluble).

La modélisation des données de la relation dose-réponse de l'étude de Poirier et coll. (2011) est jugée inappropriée, compte tenu du faible nombre de doses (pour les rats : deux doses en plus du témoin, étant donné le taux de mortalité élevé dans le groupe ayant reçu une dose élevée) et de la variabilité des doses entre les différentes étapes de l'étude (les doses reçues varient selon la consommation d'eau de l'animal). Par conséquent, les données ne se prêtent pas à des méthodes telles que la modélisation de la dose de référence pour calculer le point de départ. La NOAEL de 30 mg/kg p.c. par jour a donc été retenue comme point de départ.

En utilisant la NOAEL de 30 mg/kg p.c. par jour, l'apport quotidien tolérable (AQT) pour l'aluminium est calculé comme suit :

$$\begin{aligned} \text{AQT} &= \frac{30 \text{ mg/kg p.c. par jour}}{100} \\ &= 0,30 \text{ mg/kg p.c. par jour} \end{aligned}$$

où :

- 30 mg/kg p.c. par jour est la NOAEL tirée de Poirier et coll. (2011), d'après les effets neuromusculaires (c.-à-d. un étalement de la patte et un déficit de la force de préhension des membres antérieurs et postérieurs à 100 mg/kg p.c. par jour);
- 100 est le facteur d'incertitude, choisi pour tenir compte des variations entre espèces ($\times 10$) et des variations intraespèce ($\times 10$).

À l'aide de cet AQT, la VBS de l'aluminium dans l'eau potable est calculée comme suit :

$$\begin{aligned} \text{VBS} &= \frac{0,30 \text{ mg/kg p.c. par jour} \times 74 \text{ kg} \times 0,20}{1,53 \text{ L/jour}} \\ &= 2,9 \text{ mg/L (2 900 } \mu\text{g/L)} \end{aligned}$$

où :

- 0,30 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 préparation);
- 0,20 est le facteur d'attribution pour l'eau potable. Étant donné que les aliments représentent la principale source d'exposition et que l'eau potable a peu contribué (0 à 4 % pour tous les groupes d'âge) à l'exposition totale à l'aluminium, une valeur plancher de 0,20 (20 %) a été appliquée. Une valeur plancher est utilisée, car l'application de facteurs d'attribution plus faibles produit des valeurs déraisonnablement basses, ce qui ne confère pas une protection accrue de la santé, vu que l'eau potable ne représente qu'une petite portion de l'exposition totale (c.-à-d. que le gain supplémentaire lié à la protection croissante est négligeable). (Krishnan et Carrier, 2013);
- 1,53 L par jour est le volume quotidien d'eau consommé par un adulte canadien (Santé Canada, en préparation). En raison de la faible volatilité et de la faible absorption cutanée de l'aluminium (Flarend et coll., 2001; Pineau et coll., 2012), il est peu probable que l'exposition à ce métal lors de la douche ou du bain soit importante. Par conséquent, une évaluation de l'exposition par plusieurs voies, telle que décrite par Krishnan et Carrier (2008), n'a pas été réalisée.

4. Considérations liées à l'analyse et au traitement

4.1 Méthodes d'analyse utilisées pour déceler l'aluminium

4.1.1 Méthodes normalisées

Les méthodes normalisées qui permettent de déceler l'aluminium total dans l'eau potable et leurs limites de détection (LDM) respectives sont résumées au tableau 4. Les LDM dépendent de la matrice de l'échantillon, des instruments et des conditions de fonctionnement choisies. Elles varient d'un laboratoire à l'autre. Les tests visant l'aluminium devraient être effectués selon les directives de l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné. Les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient confirmer que les limites de détection déclarables sont suffisamment basses pour permettre une quantification précise à des concentrations inférieures à la CMA et à la valeur opérationnelle recommandée (VOR).

4.1.2 Analyseurs colorimétriques en ligne et portatifs

Il existe des analyseurs commerciaux en ligne et portatifs qui permettent de quantifier l'aluminium dissous dans l'eau de la source d'approvisionnement et l'eau potable. L'analyse est généralement basée sur la méthode SM 3500-Al E (APHA et coll., 1995) ou SM 3500-Al B (APHA et coll., 2017). Il faut acidifier l'échantillon avant l'analyse pour mesurer l'aluminium total. Certains analyseurs en ligne disposent d'une unité de digestion permettant de mesurer l'aluminium dissous et total. Ces analyseurs peuvent servir à obtenir une indication rapide ou continue (modèles en ligne uniquement) des variations de concentration d'aluminium, lesquelles sont cruciales pour la surveillance des procédés dans les stations de traitement d'eau (Haught et Fabris, 2002).

En général, les méthodes commerciales en ligne permettent de mesurer des concentrations d'aluminium entre 5 µg/L et 1 500 µg/L. Une dilution est nécessaire pour les concentrations plus élevées. Les limites de détection vont de 1 µg/L à 10 µg/L. Pour mesurer avec précision la concentration d'aluminium à l'aide de ces analyseurs, les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient élaborer un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) comme ceux décrits dans le document SM 3020 (APHA et coll., 2017). De plus, il est recommandé de vérifier périodiquement les résultats à l'aide d'un laboratoire accrédité. Les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient vérifier auprès de l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné si les résultats de ces analyseurs peuvent être utilisés pour produire des rapports de conformité.

Tableau 4. Méthodes normalisées d'analyse de l'aluminium dans l'eau potable

Méthode (Référence)	Méthodologie	LDM (µg/L)	Interférences/Commentaires
Méthodes United States Environmental Protection Agency (US EPA)			
EPA 200.5 Rév. 4.2 (US EPA, 2003)	Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif en visée axiale	2,2	Interférences de la matrice : calcium, magnésium et sodium > 125 mg/L et silice > 250 mg/L
EPA 200.7 Rév. 4,4 (US EPA, 1994a)	Spectrométrie d'émission atomique de masse à plasma à couplage inductif	20	Interférences de la matrice : solides dissous totaux > 0,2 % en poids par volume

Méthode (Référence)	Méthodologie	LDM (µg/L)	Interférences/Commentaires
EPA 200.8 Rév. 5,4 (US EPA, 1994b)	Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif	1 ^a -1,7 ^b	Interférence de la matrice : solides dissous totaux > 0,2 % poids par volume
EPA 200.9 Rév 2.2 (US EPA, 1994c)	Spectrométrie d'absorption atomique au four graphite	7,8	L'utilisation d'acide chlorhydrique peut causer des interférences dans l'état de vapeur des ions chlorure. Une teneur élevée en aluminium dans la matrice de palladium entraîne une absorption élevée des blancs.
Méthodes normalisées de l'American Public Health Association (APHA) (APHA et coll., 2017, sauf indication contraire)			
SM 3111D et SM 3111E	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme directe (SM 3111D) ou par extraction (3111E) d'oxyde nitreux acétylène	100	SM 3111E : Applicable à la détermination des concentrations d'aluminium < 900 µg/L; interférence de la matrice : fer >10 mg/L
SM 3113B	Spectrométrie d'absorption atomique électrothermique	3	Non-spécifié
SM 3120B	Spectrométrie d'émission atomique de masse à plasma à couplage inductif	40	Interférence de la matrice : matières solides dissoutes totales > 1 500 mg/L
SM 3125	Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif	0,03	Interférence de la matrice : matières solides dissoutes totales > 0,5 % poids par volume
SM 3500-AI B (Analyseurs portatifs)	Méthode colorimétrique utilisant un colorant ériochrome cyanine R et un spectrophotomètre (535 nm)	6	Les fluorures et les phosphates peuvent provoquer des interférences. Des procédures et des facteurs de correction peuvent être nécessaires pour obtenir des mesures précises.
SM 3500-AI E (Analyseurs en ligne) (APHA et coll., 1995)	Méthode colorimétrique utilisant le violet de pyrocatechol et un spectrophotomètre (580 nm)	7-10	Non-spécifié

^aLDM en mode balayage ^bLDM en mode contrôle ionique sélectif

4.1.3 Conservation et préparation des échantillons

L'aluminium total comprend la fraction dissoute et la fraction particulaire (en suspension) de l'aluminium dans un échantillon d'eau. Il est analysé à l'aide de méthodes de récupération de l'aluminium total. Il faut analyser l'aluminium total pour permettre sa comparaison avec la CMA et la VOR. Il peut être nécessaire de déterminer la concentration des fractions dissoutes et particulières lors d'essais en laboratoire ou d'essais-pilotes ou pour surveiller le procédé (voir la section 4.2.1.1).

Les considérations relatives au traitement des échantillons pour l'analyse de l'aluminium dans l'eau potable se trouvent dans les références énumérées au tableau 4. La quantification précise de l'aluminium dissous, particulaire et total dans les échantillons dépend des étapes de conservation et de traitement des échantillons. La méthode SM 3030B fournit des directives sur la filtration et la préservation (acidification) en vue d'une détermination des métaux dissous ou

particulaires (APHA et coll., 2017). Il est important de noter que pour déterminer les concentrations d'aluminium dissous, les échantillons devraient être filtrés, et le filtrat devrait être acidifié à un pH < 2 au moment de la collecte (pas au laboratoire). Si c'est impossible, les échantillons devraient être recueillis dans une bouteille sans agent de conservation, refroidis à 4 °C et remis au laboratoire sans délai pour être filtrés et acidifiés (APHA et coll., 2017). La distinction entre les fractions dissoutes et particulaires d'un échantillon dépend du type de filtre et de la taille des pores. Par conséquent, les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable qui peuvent observer des particules ou des colloïdes plus petits présents dans l'eau devraient évaluer si la taille standard du filtre (membrane avec pores de 0,4-0,45 µm de diamètre) convient.

Les méthodes EPA 200.7 et 200.8 et SM 3111D, SM 3113B, SM 3120B n'exigent pas de digestion acide à chaud pour les métaux récupérables totaux, à moins que la turbidité de l'échantillon soit supérieure à une (1) unité de turbidité néphélobimétrique (UTN). L'APHA et coll. (2017) recommande de vérifier s'il y a eu récupération adéquate des métaux dans différentes matrices d'échantillons par une comparaison des échantillons digérés et non digérés. La digestion assistée par micro-ondes (SM 3030K) est recommandée pour l'analyse des métaux récupérables totaux à l'aide de méthodes standards par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif.

4.2 Considérations relatives au traitement

La forme d'aluminium (p. ex. particulaire ou dissoute) dépend de nombreux paramètres environnementaux, dont le pH, la température, la MON et la présence de ligands inorganiques comme le fluorure, le sulfate, le silicate et le phosphore (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). L'aluminium est fortement insoluble dans la plage de pH voisine du point neutre (Appelo et Postma, 1996). Selon les conditions de qualité de l'eau, divers précipités chimiques peuvent se former, notamment de l'oxyde, de l'hydroxyde, du silicate et du phosphate (Snoeyink et coll., 2003; Friedman et coll., 2010). Dans des conditions de pH faible ou élevé, la plupart des formes d'aluminium deviennent très solubles.

La solubilité de l'aluminium varie également selon la température. Dans le cas du sulfate d'aluminium (alun), le pH de solubilité minimale se situe à 6,2 à 20 °C et passe à 6,7 à 5 °C (voir figure 1). Au pH de solubilité minimale, on s'attend à des concentrations d'aluminium soluble de 0,005 mg/L à 0,014 mg/L (-6,7 M et -6,3 M, respectivement, à la figure 1). Ce taux augmente considérablement pour atteindre 27 mg/L à un pH de 9,7 et une température de 20 °C (-3 M) (Van Benschoten et coll., 1992).

Dans le cas des formes préhydrolysées d'aluminium (p. ex., chlorure de polyaluminium; PACl), le pH de solubilité minimale d'un coagulant à basicité élevée se situe à 6,4 à 20 °C et passe à 6,9 à 5 °C (voir figure 2). Par conséquent, les coagulants PACl peuvent généralement être utilisés à des pH plus élevés (Pernitsky, 2003) et dans un plus large intervalle de température, à des doses de coagulant plus faibles (Matilainen et coll., 2010). Cependant, à des valeurs de pH inférieures au pH de solubilité minimale, les concentrations d'aluminium dissous augmentent beaucoup plus rapidement que celles de l'alun (Pernitsky et Edzwald, 2006). Les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable qui utilisent des coagulants à basicité moyenne, de chlorohydrate d'aluminium, de sulfate de polyaluminium ou de polyaluminium-silicate-sulfate devraient consulter les courbes de solubilité de Pernitsky et Edzwald (2003) concernant l'effet du pH. Les formes préhydrolysées d'aluminium (p. ex. les coagulants à base de polyaluminium) sont préneutralisées et donc moins acides. La basicité, qui

est normalement fournie, donne une indication du degré de « neutralisation par l'acide » du coagulant. Par exemple, un produit qui présente une basicité de 50 % est préneutralisé à 50 % par rapport à l'alun. Cela peut s'avérer important quand un ajustement du pH est envisagé après la coagulation pour maintenir la qualité de l'eau dans le réseau de distribution (voir sections 4.3 et 5).

Les courbes de solubilité présentées sur les figures 1 et 2 ont été élaborées au moyen de la thermodynamique chimique et vérifiées à l'aide des données expérimentales de Pernitsky et Edzwald (2003, 2006) et de Van Benschoten et Edzwald (1990a). Les figures montrent la concentration résiduelle d'aluminium à l'équilibre avec le précipité amorphe d'Al(OH)₃ durant la coagulation. Les conditions au-dessus de la courbe indiquent une sursaturation et celles en dessous de la courbe montrent une sous-saturation.

La solubilité de l'aluminium dans les eaux naturelles n'a pas nécessairement le même comportement que celui prédit sur les figures 1 et 2; les concentrations d'aluminium inférieures à celles prédites sont indiquées (Kimura et coll., 2013). Par conséquent, les courbes de solubilité comme celles présentées sur les figures 1 et 2 ont été élaborées pour les eaux naturelles, afin de montrer que la coagulation optimale (en lien avec la turbidité, les matières organiques naturelles et la concentration résiduelle d'aluminium) se produit dans l'intervalle de pH de solubilité minimale (Driscoll et Letterman, 1988, 1995; Jekel et Heinzmann, 1989; Halton, 2001; AWWA, 2011a; Santé Canada, 2018a). Les intervalles de pH optimaux, tel qu'ils figurent dans la littérature scientifique, sont résumés dans le tableau 5.

Tableau 5. Intervalles de pH optimaux pour la coagulation en fonction de la température de l'eau

Coagulant	Eau froide (< 10 °C)	Eau tiède (> 10 °C)
Alun	6,5 à 7	6,0 à 6,5
PACl	6,8 à 7,3	6,3 à 6,8

Ainsi, le pH et la température auront une forte influence sur la concentration d'aluminium dans l'eau traitée et potentiellement sur les dépôts et l'accumulation d'aluminium dans les réseaux de distribution.

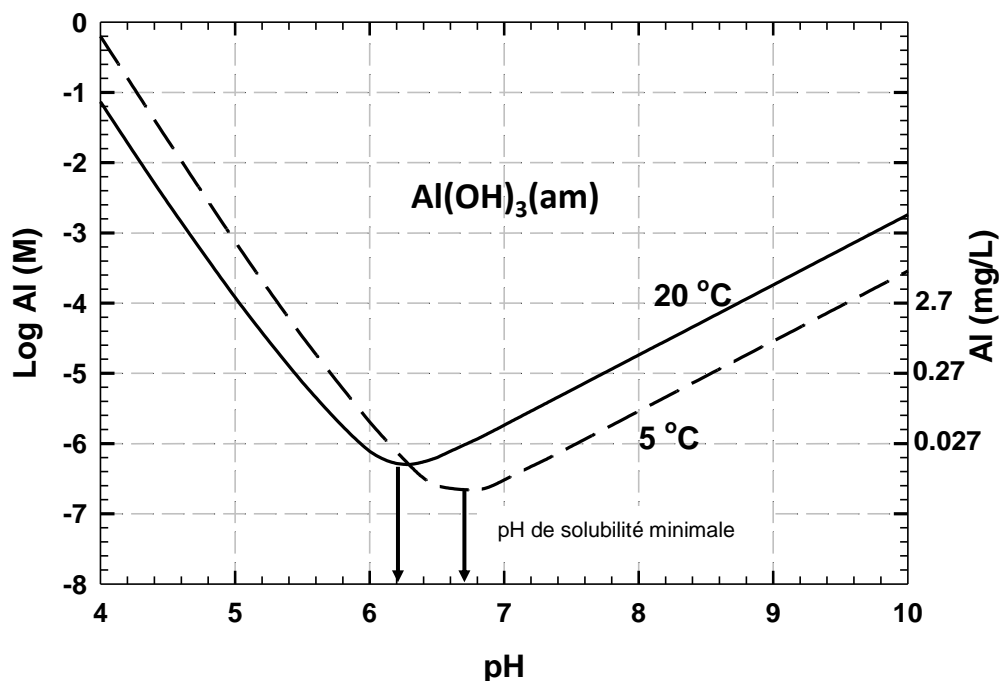


Figure 1. Courbes de solubilité de l'alun basées sur des données théoriques et expérimentales présentées dans Pernitsky et Edzwald (2003, 2006)

(Adapté de JWSRT - AQUA Vol. 55, n° 2, pp. 121-141, avec la permission des détenteurs des droits d'auteur, IWA Publishing)

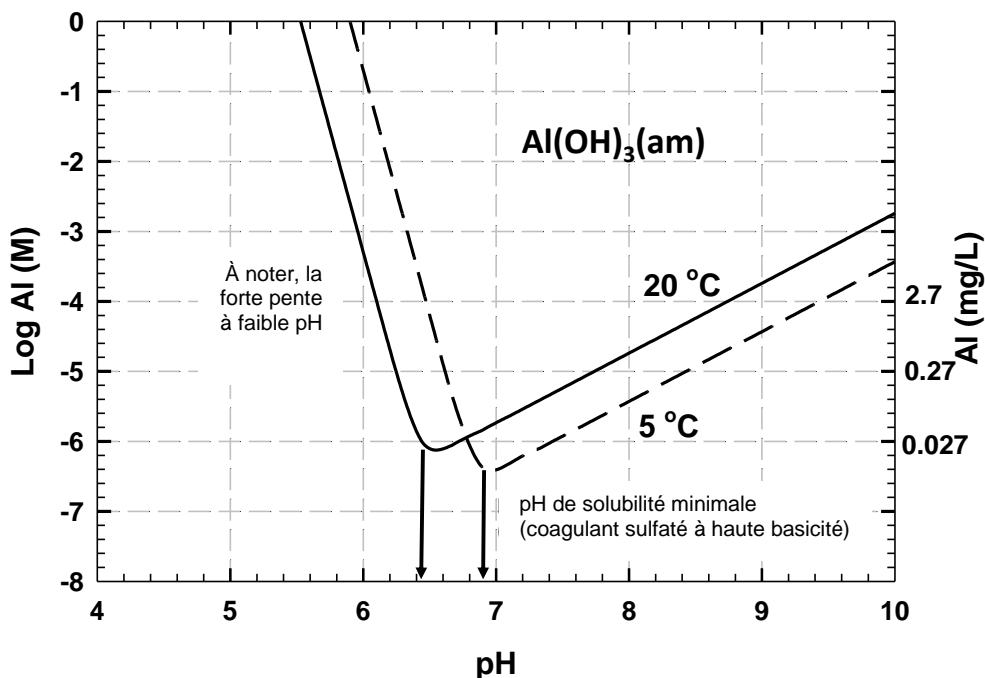


Figure 2. Courbes de solubilité des PACl basées sur la théorie et les données expérimentales présentées dans Pernitsky et Edzwald (2003, 2006)

(Adapté de JWSRT - AQUA Vol. 55, n° 2, pp. 121-141, avec la permission des détenteurs des droits d'auteur, IWA Publishing)

Il est important de réduire au minimum la concentration d'aluminium dans l'eau traitée, car elle peut avoir une incidence sur la qualité de l'eau :

- des concentrations d'aluminium dépassant la CMA ont été enregistrées. Kim et coll. (2011) ont mesuré des concentrations d'aluminium dissous de l'ordre de 2 à 7 mg/L entre des pH 9 et 10 lors d'essais de dissolution par lots réalisés sur des produits de corrosion provenant d'une conduite en plomb. Cantwell et coll. (2012) ont enregistré des concentrations d'aluminium total de 1,060 à 4,610 µg/L entre des pH de 7,1 et 7,6 lors d'une étude sur un circuit en boucle menée sur 8 mois à l'aide de conduites de service en plomb prélevées dans le réseau de distribution. Locco et coll. (2018) ont enregistré des concentrations d'aluminium total comprises entre 0,423 et 5,85 mg/L et entre 1,64 et 38,2 mg/L lors de la réalisation d'essais pilotes avec des vitesses de rinçage unidirectionnel respectives de 0,7 m/s et 1,3 m/s. Ces études montrent que l'aluminium peut s'accumuler dans le réseau de distribution et être libéré dans certaines conditions. Le tableau 2 confirme la présence de concentrations dans l'eau potable supérieures à la CMA. Bien que les conditions d'échantillonnage n'aient pas été fournies par les provinces et territoires, les valeurs maximales observées dans les eaux de surface municipale (traitée ou distribuée) et non municipale (habituellement l'eau souterraine non traitée) étaient supérieures à la CMA pour certains secteurs de compétence;
- les précipités d'aluminium peuvent piéger et protéger les microorganismes, ce qui peut nuire à l'efficacité des procédés de désinfection à l'usine de traitement et dans le réseau de distribution (Letterman et Driscoll, 1988);
- les précipités d'aluminium dans le réseau de distribution peuvent influencer les concentrations de plomb et de cuivre (Kvech et Edwards, 2001), adsorber et libérer l'arsenic et le chrome (Kim et coll., 2011) et servir de puits d'accumulation pour d'autres contaminants (Snoeyink et coll., 2003; Friedman et coll., 2010);
- les précipités d'aluminium peuvent adsorber ou coprecipiter le plomb et le cuivre, contribuant ainsi à la coaccumulation et au risque de relargage de particules de plomb et de cuivre (Cantwell et coll., 2012; Knowles et coll., 2015; Cantor, 2017);
- l'hydroxyde d'aluminium a une forte affinité pour le manganèse à un pH > 7,5 (Wang et coll., 2012a);
- l'aluminium peut perturber les stratégies de lutte contre la corrosion du plomb et du cuivre, entraînant ainsi la passivation des orthophosphates en empêchant la formation de dépôts protecteurs (AWWA, 2011b; Wasserstrom et coll., 2017).

La précipitation de l'aluminium dans le réseau de distribution peut également occasionner des problèmes opérationnels :

- diminution de la capacité de charge des conduites principales et perte de pression associée, ou augmentation des coûts de pompage (Baylis, 1953; Hudson, 1966; Cooper and Knowles, 1975; Foley, 1980; Costello, 1984; Kriewall et coll., 1996; Grigg, 2010); une fine couche de dépôts d'aluminium suffit à réduire considérablement la capacité de transport (Hudson, 1966);
- dépôts d'aluminium sur les compteurs d'eau, provoquant leur mauvais fonctionnement, ainsi que dans les conduites de service, ce qui entraîne une faible pression dans le réseau domestique (Halton, 2001);

- eau d'apparence trouble ou colorée (p. ex. eau « laiteuse » ou « trouble ») (Costello, 1984; NHMRC and NRMCC, 2011; Dietrich, 2015; Locco et coll., 2018).

À des concentrations élevées (5 à 6 mg/L), l'aluminium peut conférer un goût désagréable à l'eau, et à des concentrations très élevées (100 à 500 mg/L), l'eau peut donner la sensation d'être « collante » (Hrudey et Hrudey, 2014). Des concentrations élevées et très élevées ont été observées à la suite d'accidents dans des stations de traitement de l'eau à grande échelle qui utilisaient des coagulants à base d'aluminium (Lowermoor Incident Health Advisory Group, 1989; DWQR, 2011; UK Committee on Toxicology, 2013), d'où la nécessité de procédures d'exploitation normalisées, d'alarmes et de mécanismes d'enclenchement, ainsi que de plans d'urgence lorsque des produits chimiques sont utilisés pour le traitement de l'eau.

4.2.1 Traitement à l'échelle municipale

La seule technique de traitement efficace connue pour contrer l'aluminium naturellement présent dans l'eau des sources d'approvisionnement est la coagulation. Ce traitement fait appel à une technologie complexe qui n'est généralement pas utilisée dans les petits systèmes et les sources d'approvisionnement en eau souterraine. Dans les situations où l'enlèvement de l'aluminium est nécessaire et où la coagulation n'est pas possible, il faut communiquer avec l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour discuter des solutions possibles.

Lorsque la coagulation est utilisée, le choix du coagulant dépendra des caractéristiques de l'eau à traiter (p. ex. le pH et l'alcalinité), du potentiel de corrosion (p. ex. des variations du rapport de masse chlorures-sulfates), des effets secondaires liés à la manipulation des résidus de procédé (p. ex. les eaux de lavage) et de la faisabilité économique. Les choix de coagulants disponibles (p. ex. les coagulants à base d'aluminium et de fer, les polyélectrolytes organiques, les coagulants composites et les coagulants de dernière génération) sont présentés ailleurs (AWWA, 2011a; MWH, 2012; Sillanpää et Matilainen, 2015; Sillanpää et coll., 2018).

La coagulation a de multiples objectifs; pour obtenir des conditions de coagulation optimale, il faut respecter une dose de coagulant et un pH qui :

- maximisent l'élimination de la turbidité (particules) par des procédés en aval;
- maximisent l'élimination de la MON (précurseurs de sous-produits de désinfection);
- minimisent la quantité de résidus de coagulant dans l'eau traitée.

Ainsi, la coagulation devrait être envisagée comme un processus « intégré » qui tient compte de la turbidité, de la MON et du coagulant résiduel, quelles que soient les conditions de qualité de l'eau (Eikebrokk, 1996). Il est important de noter que pour de nombreuses sources d'approvisionnement en eau, le dosage du coagulant est déterminé ou influencé par la MON plutôt que par la turbidité (p. ex. les particules). Dans les conditions de pH de la plupart des sources d'eau (pH compris entre 6 et 8), la MON et les particules portent une charge négative qui devient encore plus négative lorsque le pH augmente. Cependant, la charge négative de la MON est habituellement comprise entre 5 et 15 µeq/mg de carbone, alors que celle des particules varie entre 0,05 et 0,5 µeq/mg de particules en fonction du type de particules (Edzwald, 1993). Pernitsky et Edzwald (2006) ont évalué la charge des fractions de MON et de particules de diverses sources d'eau typiques de l'Amérique du Nord. Les auteurs ont observé dans la plupart des cas que la charge des particules était < 1 µeq/L, tandis que la charge de la MON était 7 à 50 fois supérieure à celle des particules, selon la concentration et de nature de la MON. Le

tableau 6 compare les doses de coagulant nécessaires pour neutraliser la charge négative de sources d'eau typiques. Des conseils supplémentaires concernant la MON sont fournis à la section 4.2.1.1 du présent document et dans le *Document de conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable* (Santé Canada, 2020a).

Tableau 6. Effets de la concentration et de la nature des matières organiques naturelles sur la dose de coagulant^a

Eau	Type de source	Turbidité (UTN)	Carbone organique total ^b (mg/L)	SUVA ^c (L/mg·m)	Dose nécessaire pour neutraliser la charge (mg/L d'Al)
1	Eau de rivière turbide à faible teneur en carbone organique	16	2,5	2,2	0,8
2	Eau de réservoir peu turbide à faible teneur en carbone organique	0,8	2,8	3,0	1,5
3	Eau de réservoir à forte coloration	0,7	6,1	4,5	4,2

^a Adapté de : Pernitsky et Edzwald, 2006; pH = 6.2; température = 20 °C.

^b La concentration en MON est mesurée par l'intermédiaire du carbone organique total.

^c La nature de la MON est évaluée à l'aide du concept d'absorbance spécifique aux rayonnements ultraviolets (SUVA) (Edzwald et coll., 1985).

Il est essentiel de mener des études de traitabilité propre à la source d'eau, comprenant des essais en laboratoire et des essais-pilotes, pour choisir des stratégies efficaces, quelles que soient les conditions de qualité de l'eau (Valade et coll., 2009; Huck et Sozański, 2011). Bien que certains coagulants offrent une fenêtre opérationnelle large en ce qui concerne le pH, il est à noter que pour tous les coagulants à base de sels de métaux, le pH associé à une solubilité minimale augmente lorsque la température diminue (Pernitsky, 2003). Par conséquent, les études de traitabilité devraient être réalisées en eau froide (< 10 °C) et en eau tiède (> 10 °C). Le choix du coagulant peut s'avérer important en eau froide, lorsque la vitesse de coagulation est faible (Driscoll et Letterman, 1988; Pernitsky et Edzwald, 2006; AWWA, 2011c). Les responsables de systèmes d'approvisionnements en eau potable peuvent exiger des changements saisonniers (p. ex. l'ajustement du pH) pour gérer les effets de la température et traiter l'eau de manière efficace tout au long de l'année. L'absence d'étude de traitabilité propre à la source d'eau peut conduire à un choix de traitement inadéquat, à une augmentation du potentiel de corrosion ou à d'autres conséquences inattendues.

4.2.1.1 Utilisation de coagulants à base d'aluminium

Lorsqu'on ajoute des coagulants à base d'aluminium dans l'eau, il se produit des réactions chimiques avec les particules ainsi qu'avec la matière organique naturellement présente dans l'eau de la source d'approvisionnement. La matière organique agit comme un ligand qui crée des complexes à partir des ions d'aluminium chargés positivement, ce qui augmente la quantité de coagulant nécessaire pour obtenir la floculation (Edzwald et Haarhoff, 2012). Si la dose de coagulant est insuffisante pour compenser ce phénomène, des complexes aluminium-MON se forment et subsistent sous forme dissoute ou colloïdale. Ces complexes ne s'intègrent pas aux précipités filtrables et passent donc à travers les filtres, ce qui se traduit par une quantité élevée de résidus d'aluminium dans l'eau traitée et une élimination sous-optimale des particules

(Jekel et Heinzmann, 1989; Edzwald et Van Benschoten, 1990; Van Benschoten et Edzwald, 1990a; Srinivasan et coll., 1999; Edzwald et Kaminski, 2009). La dose de coagulant doit être augmentée pour permettre aux complexes aluminium-MON sous forme dissoute ou colloïdale de former des floccs filtrables (Srinivasan et coll., 1999; Halton, 2001; Pivokonsky et coll., 2006; Yan et coll., 2008). Autrement, un coagulant complémentaire peut être ajouté (Logsdon et coll., 2002; Pernitsky, 2019). Il est important de noter que certaines fractions de MON ne peuvent pas être éliminées par coagulation, quels que soient le pH ou la dose de coagulant. D'autres options de traitement de ces fractions sont décrites dans le *Document de conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable* (Santé Canada, 2020a).

Dans des conditions acides, le surdosage peut aussi faire augmenter la concentration d'aluminium résiduel (Van Benschoten et Edzwald, 1990a). Les changements de pH et de température peuvent aussi causer la précipitation posttraitement de particules causant de la turbidité, ainsi que le dépôt et l'accumulation de particules dans les réseaux de distribution (Snoeyink et coll., 2003; Pernitsky et Edzwald, 2006).

L'étude d'échantillons d'eau brute et d'eau traitée prélevés par paire dans des stations de traitement des eaux de surface de trois provinces (Nouvelle-Écosse, Manitoba, Alberta) a révélé une diminution des concentrations d'aluminium dans 70 à 82 % des échantillons. Les concentrations dans l'eau traitée tendaient à augmenter lorsque les concentrations d'aluminium dans l'eau brute étaient faibles (voir le tableau 7). Ces hausses de concentration illustrent clairement les effets d'une coagulation inadéquate sur les résidus d'aluminium et la possibilité que les concentrations dans l'eau traitée dépassent la CMA, mais l'utilisation d'autres produits chimiques de traitement de l'eau pourrait avoir contribué à cette augmentation (voir la section 4.2.1.3). La diminution des concentrations donne une indication des faibles concentrations (0,010-0,032 mg/L) pouvant être obtenues.

Tableau 7. Augmentations et diminutions les plus fortes de concentration d'aluminium dans des échantillons d'eau brute et d'eau traitée appariés (2012-2017)

Province	Nombre d'échantillons appariés	Augmentation des concentrations		Diminution des concentrations	
Nouvelle-Écosse ¹	54 échantillons issus de 24 installations	n	15/54 (28 %)	n	39/54 (72 %)
		Brute	0,071 mg/L	Brute	0,180 mg/L
		Traitée	0,724 mg/L	Traitée	0,010 mg/L
		Augm. (%)	920 %	Baisse (%)	94,4 %
Manitoba ²	154 échantillons issus de 34 installations	n	46/154 (30 %)	n	108/154 (70 %)
		Brute	0,047 mg/L	Brute	32,4 mg/L
		Traitée	7,97 mg/L	Traitée	0,032 mg/L
		Augm. (%)	16 714 %	Baisse (%)	99,9 %
Alberta ³	136 échantillons issus de 3 installations	n	24/136 (18 %)	n	112/136 (82 %)
		Brute	0,052 mg/L	Brute	5,68 mg/L
		Traitée	0,256 mg/L	Traitée	0,025 mg/L
		Augm. (%)	392 %	Baisse (%)	99,6 %

¹ Nova Scotia Environment (2018)

² Développement durable Manitoba (2017)

³ Alberta Environment and Parks (2017)

Un examen de 10 études de cas en grandeur réelle a permis d'évaluer la concentration résiduelle d'aluminium pouvant être obtenue dans les plages de températures observées au Canada (Santé Canada, 2018a). Les résultats, résumés au tableau 8, montrent que les stations de traitement de l'eau qui ajoutent des coagulants à base d'aluminium peuvent obtenir des

concentrations dépassant parfois 0,100 mg/L, que l'eau soit froide ou chaude, lorsque le pH n'est pas ajusté de façon saisonnière. Les stations qui pratiquent la coagulation à pH acide ont tendance à présenter des concentrations d'aluminium plus élevées dans l'eau froide, car c'est dans ces conditions qu'elles opèrent le plus éloigné du point de solubilité minimale (voir les figures 1 et 2). Inversement, les stations qui pratiquent la coagulation à pH alcalin présentent généralement des concentrations d'aluminium plus élevées dans les conditions d'eau tiède, car c'est dans ces conditions qu'elles opèrent le plus éloigné du point de solubilité minimale. D'autres publications scientifiques ont présenté des conclusions similaires (Van Benschoten et Edzwald, 1990b; Anderson et coll., 1998; Halton, 2001; Kundert et coll., 2004). De plus, les stations de traitement de l'eau dont la teneur en MON variait, ont observé des concentrations élevées en résidus d'aluminium, en raison d'une dose insuffisante de coagulant. L'augmentation de la dose de coagulant a réduit les concentrations résiduelles d'aluminium de 0,16 à 0,50 mg/L à 0,06 à 0,07 mg/L. (Srinivasan et coll., 1999; Anderson et coll., 2017; Santé Canada, 2018a).

Tableau 8. Incidence du pH et de la température sur les concentrations résiduelles d'aluminium^a

Conditions de pH	Température de l'eau à laquelle les résidus d'aluminium sont élevés	Concentrations d'aluminium
pH acide constant (non corrigé selon les saisons)	≤ 5 °C	Augmentation de < 0,05 mg/L à ~ 0,300 mg/L
pH corrigé selon variations saisonnières	Sans objet	Inférieure à 0,06 mg/L pour toutes les saisons ^b , sauf deux mesures ^c
pH alcalin constant (non corrigé selon les saisons)	≥ 15 °C	Augmentation de < 0,05 mg/L à ~ 0,400 mg/L

^a Adapté de Santé Canada, 2018a

^b Période de données : décembre 2014 à novembre 2017

^c En hiver 2016 (0,10 mg/L) et en été 2017 (0,18 mg/L)

Une maîtrise stricte du pH et un dosage adéquat du coagulant sont nécessaires pour réduire au minimum les concentrations résiduelles d'aluminium dans l'eau traitée (Driscoll et Letterman, 1995). La surveillance du courant d'écoulement ou du potentiel zêta peut aider à déterminer si des conditions de coagulation optimales existent (Morfesis et coll., 2009; AWWA, 2011c; Kundert et coll., 2014; McVicar et coll., 2015; Pernitsky, 2019). Des éliminations maximales de la turbidité et de la MON ont été observées lorsque la charge des particules du coagulant est quasi neutre (Sharp et coll., 2006; Sharp, 2015). Une filtration inefficace peut aussi se traduire par des concentrations résiduelles d'aluminium élevées (Driscoll et Letterman, 1988). Par conséquent, pour optimiser la coagulation, il est conseillé de fixer un objectif de turbidité de l'eau filtrée de 0,1 UTN afin de réduire au minimum la présence de résidus d'aluminium. (Jekel et Heinzmann, 1989; Van Benschoten et coll., 1992).

Des Jar-Tests peuvent s'avérer utiles pour optimiser le processus de coagulation et tester d'autres coagulants et floculants (AWWA, 2011c). Lors de Jar-Tests, l'ensemble des paramètres de la coagulation – turbidité (particules), MON (précurseurs des sous-produits de désinfection) et résidus de coagulant – devraient être pris en compte. Parmi les autres paramètres permettant de mesurer la MON figurent notamment le carbone organique dissous ou total, l'absorbance aux rayonnements ultraviolets à 254 nm (UV254) et le potentiel de formation de sous-produits de la désinfection (Santé Canada, 2020a). L'aluminium total et dissous devrait être

mesuré, car les mesures de turbidité ne fournissent pas de renseignements sur l'aluminium soluble.

Il est possible que les floccs ne décantent pas durant les Jar-Tests, car des études indiquent que les floccs de MON de faible densité ont plutôt tendance à flotter qu'à décanter (Plummer et coll., 1995; Edzwald et Kelley, 1998; Edzwald et coll., 1999, 2000, 2003; Harrington et coll., 2001; Edzwald, 2010; Gregory et Edzwald, 2011). Par conséquent, il peut s'avérer nécessaire d'utiliser un protocole de Jar-Test comprenant une étape de clarification, telle que la flottation par air dissous (AWWA, 2011c) ou l'utilisation de matériaux de lestage (Lapointe et Barbeau, 2019).

La surveillance de l'aluminium résiduel devrait inclure les concentrations d'aluminium total et d'aluminium dissous. L'aluminium dissous fournit une indication de l'adéquation du pH de coagulation, tandis que l'aluminium particulaire indique l'efficacité des opérations de filtration. Dans ce cas et pour les essais en laboratoire et les essais-pilotes, il est acceptable de considérer que l'aluminium particulaire résulte de la différence entre l'aluminium total et l'aluminium dissous.

Il est important de noter que le sous-dosage de coagulant peut détériorer fortement la capacité d'élimination des agents pathogènes (Huck et coll., 2001) et peut avoir l'effet opposé à celui attendu (c.-à-d. une augmentation de la concentration résiduelle d'aluminium) (MWH, 2012). Il est donc essentiel que les efforts visant à réduire au minimum les concentrations résiduelles d'aluminium ne compromettent pas l'efficacité de la capacité d'élimination des agents pathogènes ou de l'enlèvement de la MON (c.-à-d. les précurseurs de sous-produits de désinfection).

Après traitement, le pH devrait être mesuré de nouveau et ajusté en conséquence pour qu'il ait une valeur acceptable, de manière à réduire au minimum la corrosion et à maintenir une stabilité chimique dans le réseau de distribution (voir section 4.3) (Santé Canada, 2015).

4.2.1.2 Orthophosphate

L'ajout d'orthophosphate après l'ajout de coagulant, durant le mélange rapide ou juste avant la filtration, s'est avéré être une stratégie possible pour diminuer les résidus d'aluminium, ce composé pouvant former des précipités d'aluminium-phosphate qui peuvent être éliminés par filtration (Frommel et coll., 2004; Wang et coll., 2012b; Santé Canada, 2018a). Cette méthode peut générer des réactions chimiques concurrentes durant le traitement de l'eau. Selon les conditions de qualité de l'eau, des précipités de phosphate se forment et entraînent une perte de l'orthophosphate limitant la corrosion ou le phosphore introduit une charge négative dans les floccs d'hydroxyde d'aluminium, ce qui nuit à la filtration. Les réactions dépendent du pH et seront donc propres à la source (Edzwald, 2018).

Les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable évaluant le bien-fondé de l'utilisation d'orthophosphate devraient déterminer si les faibles quantités d'aluminium résiduel sont le résultat d'une diminution du pH causée par l'ajout de phosphore (p. ex. si un autre produit chimique d'ajustement du pH produirait le même résultat). Cela leur permettra de réaliser une analyse coûts-avantages tout en tenant compte des mises en garde figurant dans la littérature (voir ci-dessous).

Il est recommandé de faire preuve de prudence lorsqu'on utilise de l'orthophosphate pour contrôler la corrosion, car l'aluminium peut perturber la passivation du plomb (Cantor, 2017). Les modèles théoriques de solubilité du système carbonate de plomb-orthophosphate supposent généralement la formation d'hydroxypyromorphite ($Pb_5(PO_4)_3OH$), mais l'orthophosphate peut

précipiter avec l'aluminium résiduel (de 29 à 110 µg/L dans cette étude), formant des dépôts poreux riches en aluminium et en phosphore qui adhèrent mal aux surfaces des conduites et ne freinent pas efficacement la libération de plomb (Wasserstrom et coll., 2017). Cantor (2017) a examiné des stratégies de contrôle de la corrosion utilisant du phosphate dans 12 systèmes municipaux et non municipaux d'approvisionnement en eaux souterraines et de surface, et a constaté une forte corrélation entre les particules d'aluminium et le relargage de particules de plomb et de cuivre. Les précipités de phosphate d'aluminium peuvent également contribuer aux dépôts présents dans le réseau de distribution (voir la section 4.3), à la turbidité et à une coloration blanc laiteux au point d'utilisation. Une concentration maximale cible d'aluminium de 0,050 mg/L est recommandée au point d'entrée du réseau de distribution et dans ce dernier afin d'éviter ces problèmes (AWWA, 2011b).

4.2.1.3 Utilisation de produits chimiques certifiés à teneur minimale en aluminium

Santé Canada a commandé une étude visant à déterminer la contribution potentielle de cinq types de produits chimiques offerts dans le commerce et certifiés selon la norme 60 (NSF International (NSF)/American National Standards Institute (ANSI)/National Standard of Canada (CAN) (NSF/ANSI/CAN, 2018). Les produits chimiques commercialisés suivants ont été évalués : sulfate d'ammonium (chloramination), hypochlorite de calcium (désinfectant), hydroxyde de calcium (ajustement du pH), oxyde de calcium (ajustement du pH) et silicate de sodium (contrôle de la corrosion). Les données ont été compilées à partir des évaluations de certification des produits et de la surveillance continue exercée entre 2016 et 2017 (NSF, 2018).

Les concentrations d'aluminium mesurées dans les types de produits chimiques sont résumées au tableau 9. À partir de ces résultats, il est possible d'estimer la quantité d'aluminium ajoutée à l'eau potable à la concentration maximale d'utilisation du produit (c.-à-d. la concentration normalisée). Ces résultats normalisés sont résumés au tableau 10. Il importe de noter qu'il s'agit de concentrations estimatives et non de concentrations exactes mesurées dans l'eau potable traitée.

Un examen des données du tableau 10 indique qu'une installation qui utilise de l'hydroxyde de calcium et du silicate de sodium pourrait ajouter jusqu'à 51 µg/L d'aluminium dans l'eau potable. Bien que ces valeurs soient considérablement inférieures à la concentration permise pour un seul produit, en l'occurrence l'aluminium, par la norme NSF/ANSI/CAN 600 (2019a), elles peuvent entraîner une accumulation d'aluminium dans le réseau de distribution (voir section 4.3). Afin de réduire au minimum la quantité d'aluminium ajoutée à l'eau traitée, la concentration en aluminium et la dose maximale prévue qui seront appliquées à l'installation de traitement devraient être prises en compte lors du choix du produit chimique. Il est nécessaire de connaître la concentration en aluminium des produits chimiques lors de leur choix, car l'aluminium n'est généralement pas analysé par des organismes certificateurs dans le cadre d'évaluations de la certification des produits ou de la surveillance continue (Randall, 2020).

Tableau 9. Concentration en aluminium (mg/kg) des produits chimiques testés^a

Type de produit chimique	Nbre de détections/échantillons	Minimum (mg/kg)	Médiane (mg/kg)	95 ^e centile (mg/kg)	Maximum (mg/kg)
Sulfate d'ammonium	0/25	0	0	0	0
Hypochlorite de calcium	21/23	121	223	437	485
Hydroxyde de calcium	30/31	0,6	11	33	93

Oxyde de calcium	25/27	0,1	1,0	22	30
Silicate de sodium	31/36	46	99	392	550

^a Adapté de NSF, 2018.

Tableau 10. Concentrations d'aluminium calculées (normalisées) au robinet ($\mu\text{g/L}$)^{a,b}

Type de produit chimique	Nbre de détections/échantillons	Minimum ($\mu\text{g/L}$)	Médiane ($\mu\text{g/L}$)	95e centile ($\mu\text{g/L}$)	Maximum ($\mu\text{g/L}$)
Sulfate d'ammonium	0/25	0	0	0	0
Hypochlorite de calcium	21/23	0,7	2,5	5,8	6,1
Hydroxyde de calcium	30/31	0,7	8	21	28
Oxyde de calcium	25/27	0,3	2,6	11	15
Silicate de sodium	31/36	1,9	3,9	15	23

^a Adapté de NSF, 2018.

^b Les concentrations ont été calculées en supposant que le produit est utilisé à son niveau d'application maximal.

4.2.1.4 Autres options de traitement pour l'aluminium d'origine naturelle

Il existe peu d'études publiées sur les technologies autres que la coagulation pour l'enlèvement de l'aluminium d'origine naturelle. On sait que l'aluminium encrasse les membranes d'osmose inverse (Allenby, 2004), les résines d'échange de cations doivent être modifiées et utilisées à un pH extrêmement bas (Vanloot et coll., 2007), l'adoucissement par la chaux peut augmenter les concentrations d'aluminium (Reijnen et coll., 1991; Alabdula'aly, 1998; Kettunen et Keskitalo, 2000; AWWA, 2011b) et les oxydants chimiques tels que le chlore sont inefficaces, car l'état d'oxydation de l'aluminium ne change pas (Edzwald, 2018). D'après les données d'occurrence présentées dans le tableau 2, les concentrations au 90^e centile sont inférieures à la CMA, tandis que certaines valeurs maximales sont supérieures à celle-ci. Pour les sources dont les concentrations d'aluminium sont supérieures à la CMA, une évaluation au site serait nécessaire pour déterminer la solution de traitement la plus appropriée si la coagulation n'est pas réalisable. Il est essentiel de réaliser des essais pilotes pour s'assurer que la source d'approvisionnement en eau peut être traitée avec succès. À défaut, on peut utiliser une autre source sûre d'approvisionnement d'eau potable.

4.2.1.5 Utilisation de l'alumine activée

Les installations qui utilisent de l'alumine activée pour éliminer d'autres contaminants, comme l'arsenic ou les fluorures, devraient savoir que les concentrations d'aluminium total augmentent généralement après traitement (Bellen et coll., 1985; Simms et Azizian, 1997; Wang et coll., 2000; Lipps et coll., 2006; Valigore et coll., 2007, Westerhoff et coll., 2008; George et coll., 2010). Des concentrations supérieures à la CMA et à la VOR ont été enregistrées dans des études à grande échelle, comme le montre le tableau 11. AWWA (2011a) suggère d'ajuster le pH et de l'établir entre 5.5 et 6 afin de maximiser la capacité adsorption du lit d'alumine activée. Cependant, ce pH faible peut augmenter la solubilité de l'aluminium et se traduire par des concentrations élevées de ce dernier (voir figures 1 et 2). En revanche, Valigore et coll. (2007) ont montré que la quantité d'aluminium ajoutée à l'eau traitée pouvait être maintenue à une valeur faible proche du pH neutre (c.-à-d. proche du pH de solubilité minimale) (voir tableau 11). De plus, Hao and Huang (1986) ont souligné que le pH jouait un rôle dans la dissolution du média à base d'alumine activée. Des concentrations élevées d'aluminium ont été mesurées dans

les deux études à grande échelle décrites dans le tableau 11 après la régénération ou remplacement du média (voir remarques associées au tableau).

Tableau 11. Concentrations d'aluminium total mesurées dans l'eau potable après traitement à grande échelle par l'alumine activée

Référence	Type de système	pH	Aluminium total (mg/L)		
			Eau brute (moyenne)	Eau traitée	
				Moyenne	Maximum
Bellen et coll., 1985	Petite collectivité	Ajusté et fixé à 5,5	Non précisé	Résultats représentés sous forme graphique - la plupart étaient inférieurs à 0,5 mg/L et quelques valeurs comprises entre 0,5 et 1,5 mg/L ^a	
Bellen et coll., 1985	Petite collectivité	Ajusté et fixé entre 5 et 6	Non précisé	Résultats représentés sous forme graphique - la plupart étaient inférieurs à 0,25 mg/L, quelques valeurs comprises entre 0,25 et 1 mg/L et les concentrations de fin de cycle comprises entre 1 et 2 mg/L	
Wang et coll., 2000	Source d'approvisionnement en eau semi-publique ¹	pH ambiant = 7,4 à 8,7	0,014	0,032	0,112
Wang et coll., 2000	Source d'approvisionnement en eau semi-publique ¹	pH ambiant = 7,7 à 8,7 ^b	0,015	0,040	0,190 ^b
Lipps et coll., 2006	Source d'approvisionnement en eau semi-publique ¹	pH ambiant = 7,6 à 8,6	0,013	0,037	0,132
Valigore et coll., 2007	Petite collectivité	pH ambiant = 7,4 à 8,6	< 10	< 0,010	0,018

^a Exclut les échantillons prélevés après régénération du média. Des concentrations comprises entre 1 et 10 mg/L ont été mesurées. Cela était probablement dû aux pratiques opérationnelles utilisées par cette collectivité consistant à mélanger de l'eau de pH élevé (pH de 9,6) après régénération avec de l'eau de faible pH tout en réajustant le pH pour l'établir à 5,5.

^b Exclut deux échantillons prélevés le jour suivant le remplacement du média. Des concentrations d'aluminium total d'environ 7,5 mg/L ont été mesurées au pH de 9,5. Cela était dû à la dissolution du média

¹ Pour les besoins du présent document, on entend par « source d'approvisionnement en eau semi-publique » une installation dotée d'un réseau minimal de distribution ou dépourvue de tout réseau de distribution, qui fournit de l'eau au public à partir d'une installation non reliée à une source municipale. Les écoles, les maisons de soins, les garderies, les hôpitaux, les puits communautaires, les hôtels et les restaurants sont des exemples de ce type d'installation. Le concept de source d'approvisionnement en eau semi-publique peut prendre différentes définitions selon les secteurs de compétence.

Étant donné que le pH influe sur la libération d'aluminium provenant du support d'alumine activée, il est important de choisir un pH approprié qui tient compte à la fois du contaminant à éliminer et de la quantité d'aluminium ajoutée à l'eau traitée (EFSA, 2006; George et coll., 2010). De plus, un support approprié devrait être choisi pour réduire au minimum la concentration résiduelle d'aluminium (EFSA, 2006). Les installations utilisant de

l'alumine activée pour le traitement de l'eau potable devraient acheter un média certifié conforme à la norme NSF/ANSI/CAN 61 (2019b) et exiger des données de lessivage de l'aluminium dans le cadre du processus d'achat (Randall, 2020).

Les études à grande échelle présentées dans le tableau 11 montrent qu'en moyenne la VOR peut être atteinte. En outre, des études à grande échelle et des études-pilotes indiquent que les concentrations d'aluminium total maximales pouvaient être maintenues en dessous de 0,100 mg/L si le pH était proche de la neutralité (Simms et Azizian, 1997; Valigore et coll., 2007). Cependant, certains chercheurs ont observé que, selon le pH et la concentration en fluorures, des complexes de fluorures d'aluminium pouvaient se former, ce qui se traduisait par des concentrations d'aluminium élevées (Hao et Huang, 1986; George et coll., 2010). Par conséquent, l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait être consultée pour qu'elle confirme les exigences qui s'appliqueront aux installations utilisant de l'alumine activée. Les exigences en matière de surveillance du contaminant à éliminer et de l'aluminium résiduel devraient également être fixées.

Il est essentiel de réaliser des essais en laboratoire et des essais-pilotes pour s'assurer que la source d'eau peut être correctement traitée et réduire au minimum les concentrations résiduelles d'aluminium. La régénération du média devrait tenir compte du contaminant à éliminer et de la concentration en aluminium (George et coll., 2010). La manipulation et l'élimination des résidus générés par les procédés utilisant de l'alumine activée devraient être prises en considération (voir section 4.4).

4.2.2 Traitement à l'échelle résidentielle

Dans les cas où il est souhaitable d'enlever l'aluminium à l'échelle résidentielle, par exemple, lorsqu'un ménage obtient son eau potable d'un puits privé, le traitement risque de s'avérer difficile, d'après les renseignements présentés à la section 4.2.1. Il faut communiquer avec l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour discuter des options possibles.

Les responsables de systèmes résidentiels d'approvisionnement en eau qui utilisent de l'alumine activée devraient consulter la section 4.2.1.5 et contacter l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour confirmer les exigences qui s'appliquent, notamment celles concernant la surveillance.

4.3 Considérations relatives au réseau de distribution

4.3.1 Dépôt et accumulation d'aluminium

Des observations concernant les dépôts d'aluminium présents dans les conduites du réseau de distribution ont été rapportées dans les publications scientifiques depuis 1953 (Baylis, 1953; Hudson, 1966; Cooper et Knowles, 1975; Foley, 1980; Costello, 1984; Kriewall et coll., 1996; Halton, 2001; Muylwyk et MacDonald, 2001; Schock et Holm, 2003; Lytle et coll., 2004; Schock, 2005; Friedman et coll., 2010; Grigg, 2010; Li et coll., 2018). L'aluminium peut s'accumuler sur tous les matériaux des conduites (Hudson, 1966; Halton, 2001; Carrière et coll., 2005) et être libéré, avec d'autres contaminants défavorables à la santé, lorsque la qualité de l'eau change (p. ex., pH ou température) (Fuge et coll., 1992; Kriewall et coll., 1996; Halton, 2001; Snoeyink et coll., 2003; Kim et coll., 2011; Trueman et Gagnon, 2016). Les perturbations physiques/hydrauliques peuvent également causer le détachement de dépôts mal ancrés (p. ex. travaux routiers, rinçage des bornes d'incendie, bris de conduites d'eau, installation de compteurs, réparation de fuites, lutte contre les incendies) (Friedman et coll., 2010; Hill et coll.,

2010; Del Toral et coll., 2013; Wasserstrom et coll., 2017). De plus, les changements de pH et de température dans le réseau de distribution peuvent faire en sorte que l'aluminium passe de l'état dissous à l'état particulaire et soit transporté et déposé dans tout le réseau (Driscoll et coll., 1987; Halton, 2001; Snoeyink et coll., 2003; Munk et Faure, 2004).

L'ampleur de l'accumulation d'aluminium dans divers types de systèmes est fournie au tableau 12. La majorité des résultats présentés au tableau 12 porte sur des réseaux s'approvisionnant en eau souterraine, dont les concentrations d'aluminium tendent à être plus faibles. Néanmoins, Lytle et coll. (2004) et Friedman et coll. (2010) ont rapporté des concentrations d'aluminium au 90^e centile dans les solides de tronçons de conduites qui étaient comparables dans les réseaux s'approvisionnant en eau souterraine et en eau de surface, alors que les concentrations maximales étaient 5,5 et 1,8 fois supérieures dans les réseaux s'approvisionnant en eau souterraine que dans ceux qui s'approvisionnent en eau de surface. Bien que les données sur les eaux de surface soient limitées, elles démontrent que l'aluminium s'accumule dans tous les réseaux d'approvisionnement en eau.

En ce qui concerne les dépôts évacués lors de rinçage des bornes d'incendie (voir tableau 12), Lytle et coll. (2004) ont rapporté la plus forte concentration d'aluminium (144 265 µg/g) dans un réseau d'approvisionnement en eau souterraine utilisant de l'alun. Ce réseau présentait également les concentrations de cuivre, de plomb et de nickel les plus élevées. Dans les réseaux d'approvisionnement en eau souterraine n'ajoutant pas d'alun, la concentration maximale d'aluminium était 19 fois plus faible. Li et coll. (2018) ont mesuré une concentration d'aluminium de 55 000 µg/g dans les dépôts évacués lors de rinçage unidirectionnel provenant du tuyau en fonte d'un réseau d'approvisionnement en eau de surface ajoutant du PACl (concentration résiduelle moyenne en aluminium = 0,050 mg/L). Les auteurs ont rapporté que l'aluminium (et le manganèse) contribue à la formation de dépôts friables qui sont plus facilement emportés sous l'effet des perturbations hydrauliques.

Tableau 12. Concentrations d'aluminium dans les dépôts accumulés dans les solides de section de conduite et dans les dépôts évacués lors de rinçage des bornes d'incendie

Nature du dépôt	Type d'eau	Nombre d'échant.	Min (µg/g)	Médiane (µg/g)	90 ^e centile (µg/g)	Max (µg/g)
Solides de section de conduite	Lytle et coll., 2004^a					
	Eau souterraine	35	28	718	2 789	7 286
	Eau de surface additionnée d'alun	1	1 324	1 324	1 324	1 324
	Friedman et coll., 2010^b					
	Eau souterraine	22	105	536	3 294	8 880
	Mixte - eaux souterraines et de surface ^c	8	374	1 422	8 322	20 256
	Mixte - eaux de surface ^d et eaux souterraines	3	561	759	944	990
Eau de surface additionnée d'alun	2	4 373	4 669	4 906	4 965	
Solides dans les eaux de rinçage des	Lytle et coll., 2004^a					
	Eau souterraine	22	96	375	2 905	7 512
	Eau souterraine additionnée d'alun	4	11 708	103 602	139 252	144 265

bornes d'incendie	Friedman et coll., 2010 ^b					
	Eau souterraine	21	33	446	1 066	1 659
	Mixte - eaux souterraines et de surface ^c	2	1 545	5 911	9 403	10 276

^a Les échantillons ont été prélevés sur de la fonte, de la fonte revêtue de ciment, de l'amiante-ciment, du ciment, du PVC, du plastique et des matériaux de tuyaux inconnus.

^b Les échantillons ont été prélevés sur des tuyaux en fonte, en fonte revêtue de ciment, en fonte galvanisée, en acier et en PEHD.

^c La composante eau de surface comprend de l'eau achetée d'une municipalité voisine (coagulant non spécifié), de l'eau de surface additionnée de chlorure ferrique et l'eau de surface traitée (coagulant non spécifié).

^d La composante eau de surface comprend de l'eau achetée d'une municipalité voisine (coagulant non spécifié).

^e La composante eau de surface comprend de l'eau achetée d'une municipalité voisine (coagulant non spécifié).

Li et coll. (2018) ont analysé l'accumulation des dépôts à base de substances mixtes et ont avancé que l'aluminium et le manganèse sont les principaux agents de piégeage qui servent à adsorber les autres métaux. Les auteurs ont affirmé que des mesures visant à réduire au minimum les dépôts d'aluminium et de manganèse dans le réseau de distribution sont essentielles pour réduire les risques liés aux métaux lourds. En moyenne, l'aluminium se classait huitième sur 13 éléments (le manganèse était septième) en ce qui concerne les concentrations des dépôts dans Lytle et coll. (2004), tandis que l'aluminium se classait troisième sur 12 éléments (le manganèse était cinquième) dans Friedman et coll. (2010). Schock (2005) a publié des données sur l'accumulation de métaux dans les conduites de service en plomb et de tartre dans les conduites en fer pour divers types d'eau. En moyenne, l'aluminium se classait au quatrième rang sur 13 éléments (le manganèse se classait au sixième rang) pour ce qui est de la concentration des dépôts. Ces données montrent que les solides d'aluminium et de manganèse peuvent représenter une part importante des dépôts accumulés de longue date dans le réseau de distribution.

Les contaminants défavorables à la santé qui se sont accumulés peuvent se retrouver dans l'eau distribuée sous forme d'espèces dissoutes ou particulières selon trois mécanismes, à savoir :

- des processus chimiques, tels que la corrosion ou l'adsorption ou la désorption sur des matériaux ou des dépôts présents dans le réseau de distribution (AWWA, 2011b);
- des processus microbiologiques (p. ex. la biostabilité) (Cantor, 2017; Santé Canada, 2020b); ou
- des modifications physiques ou hydrauliques (Friedman et coll., 2010, 2016; Cantor, 2017, 2018; Hill et coll., 2018).

Lors de l'utilisation de stratégies dépendantes du pH pour maîtriser des processus chimiques dans le réseau de distribution, il est important de savoir que certains contaminants sont libérés à la suite d'une baisse du pH (p. ex. le plomb et le manganèse) tandis que d'autres le sont en réaction à une hausse du pH (p. ex. l'arsenic, le cuivre et le chrome) (Kim et coll., 2011). Un pH minimum de 7,0 est recommandé pour limiter la corrosion et réduire au minimum le relargage de contaminants défavorables à la santé; cependant, un pH plus élevé est souvent nécessaire (Santé Canada, 2015).

En outre, les caractéristiques de solubilité de l'aluminium peuvent varier d'une saison à l'autre sous l'effet des variations de température, de pH et de concentration de MON. Des températures estivales élevées, par exemple, peuvent permettre à l'aluminium de rester sous forme dissoute et de ne pas précipiter. Si la hausse de température est suffisamment élevée pour entraîner des conditions de sous-saturation, les dépôts d'aluminium accumulés antérieurement

(c.-à-d. des dépôts anciens) peuvent se dissoudre et libérer des contaminants coprécipités. Les variations saisonnières d'autres paramètres (p. ex., phosphate, silicate) peuvent également influencer sur l'équilibre chimique.

Par conséquent, il est nécessaire d'adopter une stratégie globale de maîtrise qui tient compte de la stabilité chimique et biologique et des perturbations physiques ou hydrauliques (voir la section 5) pour atteindre les objectifs concomitants de qualité de l'eau liés à l'aluminium et aux autres contaminants défavorables à la santé qui peuvent s'accumuler dans le réseau de distribution (Cantor, 2017, 2018; Li et coll., 2018). D'autres conseils concernant le pH sont fournis dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le pH* (Santé Canada, 2015) et d'autres aspects sont traités dans le document intitulé *Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution* (Santé Canada, 2020b).

4.3.2 Lessivage de l'aluminium à partir de matériaux à base de ciment

L'aluminium peut pénétrer dans le réseau de distribution par lessivage à partir de réservoirs (Halton, 2001; Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario, 2017) et de matériaux et revêtements à base de ciment (Leroy et coll., 1996), même lorsque ces matériaux et revêtements sont certifiés et utilisés conformément aux normes de l'industrie (US EPA, 2002).

Mlynska et Zielina (2017) ont réalisé une étude en laboratoire pour comparer le lessivage de l'aluminium de deux échantillons de tuyaux ayant des revêtements de ciment différents : un revêtement préfabriqué de ciment pour tuyaux et un revêtement préparé sur place lors d'une rénovation de tuyaux. Les deux échantillons de conduite ont été remplis d'eau prélevée dans une station de traitement de l'eau (concentration d'aluminium non fournie). Des échantillons d'eau ont été prélevés sur chaque échantillon de conduite après des intervalles précis pouvant atteindre 56 jours. À la fin de l'expérience, les concentrations d'aluminium étaient d'environ 0,03 mg/L et 8 mg/L dans l'échantillon de conduite avec revêtement préfabriqué et dans l'échantillon de conduite ayant reçu une application de revêtement sur place, respectivement. Toutefois, il est important de noter que cette étude présente des conditions de stagnation rarement observées dans les réseaux de distribution. Lors d'un essai à grande échelle, Zielina et coll. (2015) ont rapporté le lessivage d'aluminium après l'application d'un revêtement de mortier de ciment dans une conduite en acier de 500 mm (longueur de 614,5 m). Les concentrations d'aluminium sont passées de 0,043 mg/L à 0,293 mg/L après trois heures et ont diminué à 0,052 mg/L après 11 heures. Berend et Trouwborst (1999) ont rapporté des concentrations d'aluminium de 650 µg/L six semaines après la pose d'un revêtement de mortier de ciment dans une conduite en fonte ductile de 2 200 mètres.

Vu que les concentrations d'aluminium peuvent augmenter lors de l'application sur le site d'un revêtement en mortier de ciment dans les conduites d'eau, il est recommandé que : 1) les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable suivent les procédures décrites dans la norme ANSI/AWWA C602 (AWWA/ANSI, 2017) et 2) la surveillance de la qualité de l'eau soit assurée pour vérifier si de l'aluminium est libéré dans l'eau potable. Si la concentration d'aluminium total est supérieure à la CMA, la conduite d'eau devrait être rincée et subir une nouvelle analyse. Des directives supplémentaires concernant le lessivage de l'aluminium à partir de matériaux et revêtements à base de ciment sont disponibles dans le document intitulé *Distribution system issue paper - Permeation and leaching* (US EPA, 2002).

4.4 Gestion des résidus

Les technologies de traitement peuvent générer une variété de résidus contenant de l'aluminium (p. ex. eau de lavage à contre-courant, eau/concentré de rejet, déchets de la régénération du média). Si les résidus sont rejetés directement dans un plan d'eau ou si le processus de traitement des résidus comporte un rejet dans un plan d'eau, il faut communiquer avec l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour vérifier les exigences applicables. On peut obtenir des recommandations auprès d'autres sources (CCME, 2003; 2007).

Dans certains cas, les eaux résiduaires riches en aluminium (p. ex. lavage à contre-courant des filtres, surnageant obtenu après le recours à un agent épaississant) sont recyclées à l'entrée de la station de traitement pour améliorer les taux de récupération d'eau. Dans la mesure du possible, ces eaux résiduaires devraient être traitées avant le recyclage pour éliminer les solides (y compris les particules d'aluminium et les contaminants coprécipités), ce qui améliorera et stabilisera la qualité de l'eau traitée (Confluence Engineering, 2018). Dans tous les cas, les eaux résiduaires recyclées devraient être traitées avant d'être recyclées, afin de réduire les risques liés aux protozoaires entériques et aux virus (Santé Canada, 2019a, 2019b). L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait être contactée pour confirmer les exigences qui s'appliquent.

5. Stratégies de gestion

Tous les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient mettre en œuvre une méthode de gestion des risques, comme la méthode 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, 2011a, 2012). Ces méthodes exigent une évaluation du réseau pour caractériser la source d'approvisionnement en eau, décrire les procédés de traitement qui empêchent ou réduisent la contamination, déterminer les conditions pouvant entraîner une contamination et mettre en œuvre des mesures de contrôle. La surveillance opérationnelle est ensuite établie, et des protocoles opérationnels et de gestion sont mis en place (p. ex. procédures opérationnelles normalisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). La surveillance de la conformité est déterminée, et d'autres protocoles de validation du plan de salubrité de l'eau sont mis en œuvre (p. ex. tenue de dossiers, satisfaction des consommateurs). La formation des opérateurs est également nécessaire pour assurer l'efficacité en tout temps du plan de salubrité de l'eau (Smeets et coll., 2009).

5.1 Stratégies de contrôle

Comme il est difficile de maîtriser l'accumulation et le relargage d'aluminium et d'autres contaminants défavorables à la santé dans le réseau de distribution, la stratégie de contrôle devrait permettre de réduire au minimum la concentration d'aluminium à la sortie de la station de traitement et à l'entrée du réseau de distribution. L'AWWA (2011c) recommande que les installations utilisant des coagulants à base d'aluminium s'efforcent de rétablir des concentrations d'aluminium total inférieures ou égales aux concentrations dans l'eau brute ou d'atteindre une concentration de 0,050 mg/L dans l'eau traitée. Deuxièmement, le réseau de distribution devrait être géré de manière à ce que l'eau potable se rende de la station de traitement au point de consommation avec le moins de perte de qualité possible. Étant donné que les sources d'approvisionnement en eau, les stations de traitement et les réseaux de distribution peuvent différer considérablement, une stratégie de contrôle spécifique au réseau sera nécessaire.

Les responsables de systèmes d’approvisionnement en eau municipaux, semi-publics ou résidentiels utilisant de l’alumine activée pour l’élimination d’autres contaminants (p. ex. l’arsenic et les fluorures) devraient contacter l’autorité responsable en matière d’eau potable dans le secteur de compétence concerné pour confirmer les exigences à respecter.

5.1.1 Traitement

Les responsables des systèmes d’approvisionnement en eau potable ont accès à de nombreuses recommandations qui les aident à mieux comprendre les mécanismes entourant la coagulation (Edzwald, 1993; Pernitsky, 2003; Dempsey, 2006; O’Melia, 2006; Pernitsky et Edzwald, 2006; Shin et coll., 2008; Edzwald et Kaminski, 2009; AWWA, 2011c; Davis et Edwards, 2014). Les Jar-Tests sont à privilégier pour les études d’optimisation, car ils permettent d’effectuer facilement des tests avec des types de coagulants, des doses, des pH et des vitesses de mélange variés.

Les stratégies les plus couramment employées pour diminuer la concentration résiduelle d’aluminium sont : i) l’optimisation du pH de coagulation; ii) l’utilisation de coagulant préhydrolysé (p. ex. le PACl, le chlorohydrate d’aluminium, le sulfate de polyaluminium et le polyaluminium-silicate-sulfate); ou iii) l’utilisation de coagulant à base de fer. Pour les stations de traitement utilisant la filtration directe et les autres installations présentant de courtes durées de rétention hydraulique courtes ou des variations de la qualité de l’eau, d’autres options telles que l’ajout d’un procédé de clarification pourraient être envisagées (Driscoll et Letterman, 1988; Halton, 2001; Valade et coll., 2009). La combinaison de coagulants à base d’aluminium et de fer a également été étudiée (Geng, 2005; Kazza, 2015; Elliott et coll., 2016).

Les intervalles de pH de coagulation optimal sont indiqués dans le tableau 5 (voir section 4.2). Lorsqu’ils mettent en place une maîtrise du pH, les responsables des systèmes d’approvisionnement en eau potable doivent savoir que lorsque le pH croît, la MON voit sa charge négative augmenter et les produits d’hydrolyse du coagulant voient leur charge positive diminuer (Edzwald, 1993). Lors de l’ajustement saisonnier du pH de coagulation, la dose de coagulant doit donc être revue et ajustée en conséquence (Duan et Gregory, 2003). Sinon, le coagulant peut être sous-dosé ou surdosé (selon la saison) et la turbidité peut augmenter (Sharp, 2015). En outre, les effets de la postchloration sur le pH (p. ex. la diminution avec le chlore gazeux ou l’augmentation avec l’hypochlorite de sodium) devraient aussi être évalués, en particulier si la dose est ajustée de façon saisonnière (Larson et Sollo, 1967; Costello, 1984; Reijnen et coll., 1991).

Lors du choix de la dose de coagulant, les responsables des systèmes d’approvisionnement en eau potable doivent savoir qu’un sous-dosage dans le but d’essayer de diminuer la quantité résiduelle d’aluminium peut entraîner une forte diminution de la capacité d’élimination des agents pathogènes (Huck et coll., 2001) et peut avoir des effets opposés à ceux attendus (soit une augmentation de la concentration résiduelle d’aluminium) (MWH, 2012). Un bon dosage du coagulant et une maîtrise rigoureuse du pH sont nécessaires pour obtenir une coagulation optimale et réduire au minimum la quantité résiduelle d’aluminium. Il est également important de tenir compte de l’alcalinité lors de l’utilisation de coagulants. Lorsque des coagulants sont ajoutés à l’eau, l’alcalinité s’épuise et du dioxyde de carbone est libéré, ce qui fait diminuer le pH (AWWA, 2011a). La quantité d’alcalinité qui s’épuise varie en fonction du coagulant. Les formes préhydrolysées d’aluminium (p. ex. les coagulants à base de polyaluminium) épuisent moins l’alcalinité, car elles sont préneutralisées et donc moins acides (voir section 4.2). En général, les coagulants sont triés par quantité croissante d’alcalinité épuisée

comme suit : chlorohydrate d'aluminium \approx polyaluminium-silicate-sulfate < PACl < sulfate de polyaluminium < alun \approx sulfate ferrique < chlorure ferrique. Cependant, des Jar-Tests devraient être réalisés pour confirmer l'effet du coagulant sur l'alcalinité et le pH pour l'eau traitée. Des Jar-Tests sont recommandés, car l'alcalinité est mesurée par titrage à pH précis durant l'analyse en laboratoire (APHA et coll., 2017). Pour les échantillons d'eau potable, un pH de 4,5 est typiquement utilisé. Comme on ne réalise pas de coagulation dans l'eau à un pH si bas, des Jar-Tests fournissent des renseignements utiles permettant d'optimiser les conditions de coagulation et d'effectuer des ajustements de pH après la coagulation, afin de maintenir une stabilité chimique dans le réseau de distribution (Santé Canada, 2015). La surveillance d'autres paramètres qui permettent de maîtriser les procédés (p. ex., température, UV254, potentiel zêta) peut aussi optimiser l'efficacité.

On n'optimise pas toujours le pH de coagulation (Kimura et coll., 2013). Dans certains cas, les sources d'approvisionnement en eau sont alcalines et une chute du pH doit être suivie d'une augmentation du pH, ce qui permet de limiter la corrosion. Dans d'autres cas, les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable peuvent choisir procéder à la coagulation à un pH inférieur pour réduire au minimum la charge négative portée par la MON et maximiser la charge positive portée par les produits d'hydrolyse du coagulant. Pour les sources alcalines (pH > 7), l'utilisation de coagulants préhydrolysés (p. ex. le PACl) peut faire diminuer la concentration résiduelle d'aluminium entrant dans le réseau de distribution (Kimura et coll., 2013). Les résultats varient selon la basicité du coagulant et d'autres variables propres à la source (p. ex. la turbidité et la MON). Kimura et coll. (2013) ont observé qu'une basicité > 70 % était essentielle pour faire diminuer les concentrations résiduelles d'aluminium. Dans le cas des installations qui procèdent à la coagulation à un pH inférieur au pH d'élimination optimale de la MON, des études ont montré que les coagulants à base de fer pouvaient être plus efficaces que ceux à base d'aluminium (Budd et coll., 2004; AWWA, 2011c; Sillanpää et Matilainen, 2015). L'intervalle de pH le plus efficace se situe entre 4,5 et 6, car les produits d'hydrolyse du fer présentent une faible charge positive au-dessus d'un pH de 6,5.

Dans tous les cas, des études de traitabilité propre à la source d'eau devraient être réalisées pour déterminer le coagulant le plus efficace et les conditions optimales qui permettent de maximiser l'élimination de la turbidité et de la MON et de réduire au minimum la concentration résiduelle d'aluminium. L'absence d'étude de traitabilité propre à la source d'eau peut conduire à un choix de traitement inadéquat, à une augmentation du potentiel de corrosion ou à d'autres conséquences inattendues.

5.1.2 Réseau de distribution

Il est de plus en plus reconnu que les réseaux de distribution d'eau constituent un milieu complexe et dynamique, où peuvent survenir de nombreuses interactions et réactions susceptibles d'influer sur les concentrations d'aluminium au point de consommation. Les fluctuations saisonnières (dont celles de la température), de la qualité de l'eau de source, les variations de la maîtrise des procédés ou d'autres causes peuvent ultimement affecter le devenir et le déplacement de l'aluminium dans le réseau de distribution, entraînant une augmentation des concentrations d'aluminium au robinet. D'autres événements ou pratiques peuvent également entraîner des changements dans les propriétés chimiques de l'eau (p. ex., mélange de différentes sources, nitrification) (Hill et coll., 2010).

Pour réduire au minimum la dégradation de la qualité de l'eau, les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient assurer la stabilité des propriétés

chimiques de l'eau afin de favoriser la solubilité constante de l'aluminium à l'équilibre, de préférence en conditions de sous-saturation afin de réduire le risque de précipitation et d'accumulation de l'aluminium dans l'ensemble du réseau de distribution. La stabilité des conditions chimiques de l'eau réduit aussi au minimum le risque de désorption (libération) de l'aluminium et des contaminants défavorables à la santé concomitants qui peuvent former des complexes ou être coprécipités sur ou dans les dépôts d'aluminium existants (ainsi que dans les dépôts de manganèse et d'autres solides). Les principaux paramètres de qualité de l'eau se rapportant à ces mécanismes comprennent le pH, la température, le potentiel d'oxydoréduction, la MON, le sulfate, le carbone inorganique dissous, le fluorure et les concentrations résiduelles d'orthophosphate ou de silicate (lorsqu'ils sont utilisés pour contrôler la corrosion). De plus, il faudrait maintenir la qualité de l'eau de façon à éviter la détérioration du béton, des tuyaux de ciment et des revêtements de mortier de ciment, et ce afin de réduire au minimum le lessivage de l'aluminium (et du calcium, etc.) de ces matrices (Leroy et coll., 1996). Les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient déterminer la qualité de base de l'eau à l'entrée de leur réseau ainsi que pendant son transit dans le réseau, puis fixer des conditions limites à l'extérieur desquelles tout écart pourrait déclencher un relargage de dépôt (Friedman et coll., 2016).

Selon la situation, il existe diverses méthodes pour améliorer la stabilité de ces paramètres, comme le choix de l'installation de traitement, la modification des procédés de traitement existants, l'amélioration de la surveillance et la maîtrise des procédés (à la station de traitement et dans le réseau de distribution), l'admission graduelle et contrôlée de sources nouvelles ou saisonnières et le mélange contrôlé de sources dissemblables (Confluence Engineering, 2018). Avant d'admettre une nouvelle source ou d'appliquer un procédé de traitement nouveau ou modifié à une source existante, l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait être contactée pour confirmer les exigences qui s'appliquent. Il faut réaliser des essais pilotes sur des échantillons de conduites prélevés dans des segments du réseau afin de tenir compte des points suivants et d'éviter les conséquences non intentionnelles imprévues (Hill et Giani, 2017) :

- évaluer la présence et l'inventaire d'aluminium et d'autres contaminants défavorables à la santé dans le calcaire accumulé dans les canalisations;
- déterminer le comportement des conduites et des dépôts ou du calcaire en réaction à la nouvelle source d'approvisionnement en eau ou à une nouvelle composition chimique;
- évaluer les approches visant à atténuer toute réaction indésirable observée.

Lors du choix d'un pH approprié pour l'eau distribuée, il faudrait tenir compte des processus chimiques (c.-à-d. la corrosion et l'adsorption ou la désorption) pour réduire au minimum l'accumulation et la libération de contaminants défavorables à la santé (voir section 4.3.1). Un pH minimum de 7,0 est recommandé, bien qu'un pH plus élevé soit souvent nécessaire (Santé Canada, 2015). La variabilité du pH du réseau de distribution devrait également être réduite au minimum, soit à $\pm 0,2$ unité (Muylwyk et MacDonald, 2001; Friedman et coll., 2010; Santé Canada, 2015).

La biostabilité du réseau de distribution est une autre importante condition à surveiller pour réduire au minimum l'accumulation et le relargage de contaminants. Il est possible de maintenir la biostabilité en réduisant au minimum la présence d'éléments nutritifs dans l'eau (p. ex. carbone organique, ammoniac, nitrate/nitrite, phosphore total), en surveillant la durée de séjour de l'eau dans le réseau et en maintenant une concentration résiduelle suffisante en

désinfectant (Cantor, 2017; Santé Canada, 2020a, 2020b). Par ailleurs, des stratégies visant à réduire au minimum les perturbations physiques et hydrauliques devraient être élaborées (Santé Canada, 2020b).

Les autres mesures qui contribuent à maintenir des conditions chimiques et biologiques stables dans le réseau de distribution comprennent le nettoyage des conduites (p. ex., rinçage unidirectionnel, ramonage des conduites), le remplacement des conduites et l'exécution d'un traitement conçu pour réduire au minimum la charge des autres puits de contaminants (p. ex., fer, manganèse) et la diminution des concentrations de contaminants entrant dans le réseau (p. ex., arsenic, baryum, chrome et manganèse) (Friedman et coll., 2010; Cantor, 2017).

Dans les réseaux utilisant l'orthophosphate pour le contrôle de la corrosion, on devrait appliquer ce produit à tous les points d'entrée du réseau, et une concentration résiduelle constante devrait être maintenue dans tout le réseau de distribution pour favoriser la stabilité du calcaire contenant du phosphate (Friedman et coll. 2010). À noter que les polyphosphates (c.-à-d. les produits ortho/poly mélangés) peuvent affaiblir les matrices de ciment et causer le lessivage de l'aluminium (calcium, etc.) dans le réseau de distribution (Leroy et coll., 1996).

5.1.3 Plomberie des bâtiments

Les propriétaires et gestionnaires de bâtiments ont la responsabilité de surveiller et de gérer leurs réseaux de distribution d'eau pour assurer la salubrité de l'eau consommée par les clients. Même si le présent document n'a pas vocation à spécifier où et quand la surveillance régulière de la plomberie des bâtiments devrait être effectuée, il est recommandé qu'un échantillon d'eau de rinçage soit prélevé à des fins de surveillance des concentrations d'aluminium total. Il faut comparer les résultats à la CMA et à la VOR (p. ex. pour évaluer si l'aluminium influe sur la concentration de contaminants concomitants défavorables à la santé comme le plomb et le cuivre) et aux concentrations mesurées par les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable à la station de traitement et dans le réseau de distribution. Ces données de concentration peuvent être demandées aux responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable s'ils ne sont pas rendus publics. Si un dépassement de la CMA et de la VOR est constaté, les propriétaires ou gestionnaires des bâtiments devraient contacter l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné.

Par ailleurs, les propriétaires ou gestionnaires de bâtiments doivent savoir que les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable effectuent un rinçage des conduites d'eau pour éliminer les sédiments et les dépôts accumulés dans les réseaux de distribution (voir section 4.3.1) ou gérer d'autres problèmes liés à la qualité de l'eau (Locco et coll., 2018). Le rinçage des conduites d'eau peut causer un changement de couleur de l'eau entrant dans les conduites de service des bâtiments. Par conséquent, une fois le rinçage terminé, il faut ouvrir les robinets d'eau froide pour éliminer toute l'eau colorée qui a pu pénétrer dans le réseau (Locco et coll., 2018). L'eau colorée ne devrait pas être considérée comme salubre tant qu'elle n'a pas été analysée et que sa salubrité n'a pas été confirmée (Friedman et coll., 2016).

D'autres renseignements sur la gestion de la salubrité de l'eau sont disponibles dans d'autres publications (OMS, 2011b; Santé Canada, 2013).

5.2 Surveillance

Les concentrations d'aluminium peuvent varier d'une source d'approvisionnement en eau à l'autre et à l'intérieur des stations de traitement et des réseaux de distribution. Par conséquent,

les programmes de surveillance devraient être établis de manière à permettre aux responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable de tenir compte des concentrations d'aluminium de la source au robinet. Les programmes de surveillance devraient être conçus pour permettre de vérifier que les stratégies de contrôle fonctionnent comme prévu et pour tenir compte des facteurs de risque qui contribuent à la probabilité d'une concentration élevée en aluminium dans le système d'approvisionnement en eau potable.

La surveillance des concentrations d'aluminium vise à s'appliquer à tous les systèmes d'approvisionnement en eau potable, y compris les systèmes d'eau souterraine (AWWA, 2015). La littérature indique que de l'aluminium s'accumule dans tous les réseaux de distribution d'eau (Lytle et coll., 2004; Schock, 2005; Friedman et coll., 2010). Plus précisément, des concentrations maximales d'aluminium 5,5 et 1,8 fois supérieures à celles mesurées dans des réseaux d'eau de surface ont été observées dans les solides provenant de sections de conduites souterraines, bien que les sources d'eau souterraine aient tendance à avoir des concentrations en aluminium inférieures que celles des eaux de surface (voir section 4.3.1). De plus, une étude des pratiques de nettoyage des réseaux de distribution a mis en évidence que les réseaux d'approvisionnement en eau souterraine produisaient des sédiments (p. ex. du silicate d'aluminium) qui devaient être évacués de ces réseaux par rinçage (Halton, 2001). Il est essentiel de bien concevoir les puits d'eau souterraine durant la phase de construction pour réduire au minimum la formation de sédiments et maximiser l'efficacité de ces puits (Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario, 1997). Cependant, il s'est avéré que même les puits qui fournissaient de l'eau de turbidité < 1 UTN et qui avaient été conçus selon les normes de l'industrie produisaient des sédiments après les périodes d'arrêt, durant les mises en route et à intervalles définis durant les pompages habituels. Cela peut conduire à l'accumulation progressive de sédiments dans le réseau de distribution, les installations de stockage, etc. (Lotimer, 2012).

Les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau municipaux, semi-publics ou résidentiels utilisant de l'alumine activée pour l'élimination d'autres contaminants (p. ex. l'arsenic et les fluorures) devraient contacter l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné pour confirmer les exigences en matière de surveillance.

5.2.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau

La caractérisation des sources d'approvisionnement en eau devrait faire partie des évaluations de routine du réseau et devrait inclure une connaissance des concentrations d'aluminium dans l'eau de la source d'approvisionnement (eau souterraine et eau de surface) et des conditions susceptibles de causer une variation de ces concentrations. Une surveillance de l'eau de la source d'approvisionnement devrait être effectuée en même temps que d'autres surveillances, comme cela est expliqué ci-dessous.

5.2.2 Surveillance opérationnelle

Comme l'aluminium est un paramètre de procédé important pour assurer une coagulation optimale, les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable qui utilisent des coagulants à base d'aluminium devraient effectuer un contrôle quotidien ou plus fréquent de l'aluminium total. Ces mesures devraient être effectuées sur place à l'aide d'un analyseur colorimétrique en ligne ou portatif. Un programme approprié d'AQ/CQ et de vérification devrait également être en place. Afin de réduire au minimum les interférences, les échantillons peuvent être prélevés après la filtration et avant tout ajout de fluorure ou de phosphate. La surveillance

des concentrations d'aluminium dissous est également recommandée pour le contrôle du procédé. L'AWWA (2011c) recommande que les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable utilisant des coagulants à base d'aluminium s'efforcent de rétablir des concentrations d'aluminium total inférieures ou égales aux concentrations dans l'eau brute ou d'atteindre une concentration de 0,050 mg/L dans l'eau traitée. Par conséquent, une surveillance de l'eau brute est nécessaire.

Des mesures devraient également être mises en place pour évaluer la contribution de l'aluminium provenant d'autres produits chimiques de traitement de l'eau. Il est possible de déterminer cette contribution en comparant les concentrations d'aluminium dans l'effluent du filtre et dans l'eau traitée lorsque des coagulants à base d'aluminium sont utilisés, ou en comparant les concentrations d'aluminium brut et traité dans d'autres réseaux.

La meilleure méthode pour calculer la moyenne mobile annuelle par site et la comparer à la VOR est la suivante :

- pour les installations qui **utilisent** des coagulants à base d'aluminium :
 - au point d'entrée du réseau de distribution (ou avant l'ajout de fluorures ou de phosphates) - à partir d'échantillons **quotidiens** permettant de déterminer des moyennes mensuelles, qui devraient ensuite servir à calculer une moyenne mobile annuelle par site. Cela permettra de s'assurer que les variations saisonnières qui résultent de concentrations résiduelles d'aluminium élevées sont correctement prises en compte dans la moyenne mobile annuelle.
- pour les installations qui **n'utilisent pas** de coagulants à base d'aluminium :
 - au point d'entrée du réseau de distribution - à partir d'une moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage faisant l'objet d'un prélèvement au moins **une fois par trimestre**.

L'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait être contactée pour confirmer les exigences. Cette autorité peut exiger : 1) une surveillance plus régulière en cas de dysfonctionnements des installations ou de fortes variations de la qualité de l'eau ou d'autres conditions; ou 2) une surveillance moins fréquente lorsque la qualité de l'eau est stable.

5.2.3 Surveillance du réseau de distribution

Étant donné que les concentrations d'aluminium peuvent changer à la grandeur du réseau de distribution (Halton, 2001), il faut exercer une bonne surveillance dans le réseau de distribution (Friedman et coll., 2010) et prélever des échantillons appariés d'eau brute et d'eau traitée. Il est recommandé que les concentrations d'aluminium soient mesurées sur des échantillons d'eau à écoulement libre (p. ex. purge complète). Des échantillons devraient être prélevés aux points critiques d'un réseau de distribution. Les sites de prélèvement devraient être en nombre suffisant pour représenter la population desservie et les zones hydrauliques constituant le réseau de distribution. Les secteurs à turbidité (p. ex. particules solides dans l'eau) ou à conductivité variables (p. ex. solides dissous dans l'eau) devraient être surveillés. La turbidité et la conductivité sont des paramètres généraux de la qualité de l'eau indiquant des variations dans l'accumulation ou le relargage des dépôts (Cantor, 2018). En l'absence de données de turbidité et de conductivité, il est possible d'utiliser provisoirement les sites où des échantillons avec indicateurs bactériologiques sont prélevés. Les sites d'échantillonnage peuvent être plus précisément définis à mesure que les données sur la qualité de l'eau sont recueillies et

les tendances évaluées. La surveillance à l'entrée et à la sortie des réservoirs en béton est également suggérée pour s'assurer que la qualité de l'eau n'est pas agressive pour ces installations et, par conséquent, le lessivage d'aluminium dans l'eau distribuée est aussi recommandé de surveiller l'entrée et la sortie des réservoirs en béton pour s'assurer que la qualité de l'eau ne nuit pas à ces installations, c'est-à-dire que de l'aluminium ne s'infiltré pas dans le réseau distribution (Halton, 2001).

Cette surveillance devrait porter notamment sur les concentrations d'aluminium dissous et total, le pH, la température et les résidus d'orthophosphate (le cas échéant) (Cantor, 2017). Il est utile de savoir si de l'aluminium est présent sous forme dissoute ou bien particulaire pour évaluer son devenir et son transport dans les réseaux de distribution et pour déterminer les mécanismes éventuels à l'origine de dysfonctionnements ou de relargages. Plus précisément, une augmentation des concentrations d'aluminium particulaire (par rapport à celles observées à la station de traitement ou en amont des lieux d'échantillonnage) indique habituellement un relargage hydraulique ou une déstabilisation au cours de laquelle l'aluminium précipite ou des dépôts chargés en aluminium sont détachés et emportés. Selon l'importance et la fréquence de cette augmentation, cela peut justifier la nécessité de nettoyer les conduites d'eau (p. ex. par rinçage unidirectionnel) pour éliminer les dépôts mobiles. En revanche, une augmentation des concentrations d'aluminium dissous peut indiquer un relargage dû à un déséquilibre chimique (p. ex. dissolution ou désorption). Il peut alors être nécessaire que les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable ajustent ou renforcent le contrôle de la qualité de l'eau traitée (p. ex. le contrôle du pH ou des phosphates); une gestion de la durée de séjour et de la température de l'eau peut également s'avérer nécessaire. Des concentrations d'aluminium élevées à long terme dans le réseau de distribution (par rapport à celles observées à la station de traitement) peuvent être dues à de l'eau trop agressive pour les revêtements internes des conduites en mortier de ciment, les canalisations en béton ou les réservoirs, auquel cas des ajustements de traitement peuvent être nécessaires.

Une moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage faisant l'objet d'un prélèvement une fois par trimestre devrait être calculée et être comparée à la CMA. Concernant la VOR, la meilleure méthode pour calculer la moyenne mobile annuelle par site est la suivante :

- pour les installations qui **utilisent** des coagulants à base d'aluminium :
 - dans le réseau de distribution - à partir d'une moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage faisant l'objet d'un prélèvement au moins **une fois par mois**.
- pour les installations qui **n'utilisent pas** de coagulants à base d'aluminium :
 - dans le réseau de distribution - à partir d'une moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage faisant l'objet d'un prélèvement au moins **une fois par trimestre**.

Afin de réduire au minimum le risque d'accumulation et de relargage d'aluminium et de contaminants concomitants, d'interférence avec l'orthophosphate (le cas échéant) et de problèmes liés à l'apparence visuelle (p. ex., couleur, turbidité), les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient s'efforcer de maintenir les concentrations d'aluminium sous 0,050 mg/L dans le réseau (AWWA, 2011b, 2011c).

De plus, il faut surveiller les événements inhabituels pendant les périodes où les conditions augmentent le risque de relargage de dépôts, par exemple à la suite de perturbations d'ordre hydraulique (rinçage des conduites d'eau, etc.) ou de changements dans les propriétés

chimiques de l'eau (p. ex., changements du pH, de la température, du type de source d'approvisionnement en eau, du chlore résiduel) ainsi qu'en cas de signalement de coloration de l'eau (Friedman et coll., 2016). Des échantillons devraient être prélevés à divers points du réseau de distribution (comme les bornes d'incendie et les valves) ainsi qu'aux robinets d'eau potable des édifices publics ou privés, afin de mieux déterminer la cause des événements et les concentrations d'aluminium au point d'utilisation (c.-à-d., le robinet). Les échantillons prélevés lors d'événements inhabituels devraient également être analysés afin de déterminer la présence concomitante d'autres métaux dans le réseau de distribution et leur relargage avec l'aluminium (p. ex. arsenic, chrome, cuivre, fer, plomb, manganèse, nickel).

L'autorité compétente peut exiger qu'un plan soit élaboré et mis en œuvre pour résoudre les problèmes liés aux dépassements constants des moyennes mobiles annuelles par site. Les mesures correctrices (dans le désordre) peuvent notamment consister à : 1) nettoyer les conduites d'eau pour en éliminer les dépôts mobiles dans l'eau; 2) modifier le procédé de traitement pour résoudre les problèmes d'instabilité chimique; 3) prendre des mesures pour gérer les effets de la durée de séjour et de la température de l'eau.

5.2.4 Surveillance de la conformité

La concentration d'aluminium total dans l'eau potable, basée sur une moyenne mobile annuelle par site d'échantillonnage du réseau de distribution faisant l'objet d'un prélèvement au moins une fois par trimestre, devrait être calculée et être comparée à la CMA. Cependant, comme pour toutes les recommandations canadiennes relatives à l'eau potable, tout dépassement devrait donner lieu à une évaluation de la situation, à la prise de mesures correctives et à la consultation de l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné. Celle-ci peut exiger qu'un plan soit élaboré et mis en œuvre pour remédier à la situation.

En ce qui concerne la VOR, l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné devrait être contactée pour confirmer les exigences qui s'appliquent en ce qui a trait à la surveillance de la conformité.

Les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable qui prennent des mesures préventives, maintiennent des conditions hydrauliques, physiques, chimiques et biologiques stables et disposent de données de référence indiquant l'absence d'aluminium dans leur réseau peuvent demander à l'autorité responsable en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné une réduction de la fréquence des surveillances.

5.2.5 Caractérisation et inventaire des dépôts

Il existe peu de données indiquant que les contaminants défavorables à la santé mesurés au robinet (p. ex., le plomb) proviennent des dépôts d'aluminium. D'autres travaux devront être réalisés pour déterminer si ces interactions sont semblables à celles qui existent entre le plomb et le fer dans les réseaux d'approvisionnement en eau potable. La caractérisation des dépôts dans les conduites peut aider à mieux connaître les interactions entre l'aluminium et les autres éléments. La spéciation de l'aluminium (c.-à-d. particulaire ou dissous) et d'autres éléments au point d'utilisation peut permettre de déterminer les voies par lesquelles les contaminants inorganiques à l'état de traces sont mobilisés (p. ex., particules riches en aluminium et plomb adsorbé). Cette recherche s'appuie sur des méthodes spécialisées pouvant nécessiter un partenariat entre les responsables des systèmes d'approvisionnement en eau potable et les universités ou les laboratoires commerciaux de pointe.

Il est également conseillé de faire un inventaire de masse (c.-à-d. masse par surface de paroi de conduite) de l'aluminium et des autres contaminants présents dans les dépôts du réseau de distribution, afin d'obtenir des hausses de concentration propres au site susceptibles de survenir dans un scénario de relargage (Brandhuber et coll., 2015). L'étude de Friedman et coll. (2010) fournit des conseils sur le prélèvement d'échantillons de tuyaux afin d'établir un inventaire de la masse et de la composition des solides du réseau de distribution.

6. Considérations internationales

D'autres organisations nationales et internationales utilisent des lignes directrices, des normes et des valeurs recommandées pour l'aluminium dans l'eau potable. Les valeurs varient en fonction de la date à laquelle remonte l'évaluation sur laquelle elles sont fondées, et en fonction des différences relatives aux politiques et aux méthodes appliquées, notamment le choix de l'étude principale ou les taux de consommation, les poids corporels et les facteurs d'attribution différents.

Aucun autre organisme national ou international n'a établi de limites réglementaires en matière d'aluminium dans l'eau potable basées sur des considérations sanitaires. En revanche, des valeurs recommandées non imposées par la réglementation ont été établies en fonction de considérations esthétiques ou opérationnelles. L'OMS a fixé des valeurs pratiques de 0,1 à 0,2 mg/L basées sur l'optimisation du processus de coagulation dans les stations de traitement de l'eau (OMS, 2010). L'US EPA a fixé une concentration maximale secondaire de contaminants de 0,05 à 0,2 mg/L (Dietrich, 2015), l'Australie a choisi un objectif basé sur des considérations esthétiques de 0,2 mg/L (NHMRC et NRMCC, 2011) et la Nouvelle-Zélande dispose d'une valeur recommandée de 0,1 mg/L basée sur des considérations esthétiques (New Zealand Ministry of Health, 2008). L'Union européenne mentionne l'aluminium comme paramètre indicateur dans sa directive sur l'eau potable et fixe une valeur de 0,2 mg/L (UE, 1998).

Dans son évaluation de l'aluminium dans l'eau potable, l'OMS (2010) a calculé une valeur basée sur la santé de 0,9 mg/L (arrondie), mais a insisté sur la nécessité de ne pas dépasser les niveaux atteignables de 0,1 à 0,2 mg/L pour assurer l'optimisation du processus de coagulation, et ce afin de prévenir la contamination microbienne et de réduire au minimum le dépôt de floc d'aluminium dans le réseau de distribution. La valeur recommandée par le Canada diffère de la valeur basée sur la santé de l'OMS, parce que le Canada tient compte des progrès de la science depuis 2010. L'évaluation de l'OMS est basée sur la valeur précédente de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) d'aluminium de 1 mg/kg de poids corporel par jour établie par le Comité mixte d'experts des additifs alimentaires de la FAO et de l'OMS (JECFA) (JECFA, 2007). Le JECFA a depuis révisé la valeur de la DHTP d'aluminium pour la fixer à 2 mg/kg de poids corporel par jour (JECFA, 2012), en se basant sur l'étude principale de Poirier et coll. (2011), qui a aussi servi à émettre la recommandation canadienne.

7. Justification

La CMA de 2,9 mg/L (2 900 µg/L) protège des effets potentiels sur la santé et peut être mesurée de façon fiable par les méthodes d'analyse existantes et obtenue par coagulation. Cependant, la présence d'aluminium à de faibles concentrations peut causer des difficultés d'ordre opérationnel et esthétique dans le réseau de distribution. Des découvertes scientifiques concernant l'accumulation et la libération de métaux dans les réseaux de distribution justifient la nécessité d'une VOR. De l'aluminium peut aussi se déposer sur les parois internes des conduites et des conduites de service et à l'intérieur des compteurs d'eau, ce qui se traduit par des chutes

de pression, des dysfonctionnements de compteur et la présence d'eau turbide ou colorée. Par conséquent, une VOR de 0,100 mg/L (100 µg/L) d'aluminium total est établie afin d'éviter ces problèmes. La VOR s'applique au point d'entrée et à l'intérieur du réseau de distribution. Il s'agit d'une valeur basée sur les risques pour les raisons mentionnées ci-dessous.

L'aluminium est présent dans les sources d'approvisionnement en eau potable à la fois naturellement et par suite des activités humaines. Les concentrations d'aluminium dans l'eau varient d'un bout à l'autre du Canada, les eaux de surface présentant généralement des concentrations plus élevées que les eaux souterraines. Des sels d'aluminium sont couramment ajoutés comme coagulants pendant le traitement de l'eau afin d'éliminer la turbidité, la matière organique et les microorganismes. L'aluminium est également une impureté présente dans d'autres produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau et de l'aluminium provenant de matériaux composés de ciment s'infiltrait dans l'eau potable. Par ailleurs, de l'aluminium peut se retrouver dans l'eau potable en raison de l'utilisation d'un traitement à base d'alumine activée servant à éliminer d'autres contaminants (p. ex. l'arsenic et les fluorures). Compte tenu des propriétés chimiques de l'aluminium, l'absorption d'aluminium présent dans l'eau potable se fait par ingestion et ne devrait pas se produire par contact cutané ou par inhalation pendant la douche ou le bain.

Le système nerveux est généralement considéré comme la principale cible de la toxicité de l'aluminium. Des études chez les animaux ont constamment démontré des effets neurologiques indésirables à la suite de l'ingestion de fortes concentrations d'aluminium, ce qui confirme les effets observés dans les études chez l'humain. Des études chez l'humain ont révélé des associations possibles entre l'ingestion d'aluminium et des maladies neurologiques comme la démence et la MA. Toutefois, des limites inhérentes à la conception d'étude empêchent l'utilisation de ces études comme base pour développer la VBS. Une VBS de 2,9 mg/L (2 900 µg/L) pour l'aluminium total a été établie en fonction des effets neurologiques observés chez les rats. La VBS repose sur les données scientifiques les plus récentes, et en particulier sur des études rigoureuses qui n'étaient pas disponibles pour le calcul des VBS antérieures (p. ex. la VBS de 0,9 mg/L de l'OMS). Aux fins de la présente évaluation des risques, la VBS est désignée comme la CMA parce qu'elle est atteignable après traitement et qu'elle est mesurée de façon fiable.

Concernant la VOR, l'AWWA (2011b, 2011c) recommande une concentration maximale cible d'aluminium de 0,050 mg/L (50 µg/L) pour le point d'entrée et l'intérieur du réseau de distribution, afin d'optimiser la coagulation et de réduire au minimum l'accumulation et le relargage de contaminants défavorables à la santé dans le réseau de distribution. Malgré cela, les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable du Canada ont indiqué qu'il serait difficile d'atteindre systématiquement cette valeur en raison de :

- conséquences inattendues dues à l'ajustement du pH ou à d'autres modifications apportées au procédé;
- problèmes de santé et sécurité liés à l'utilisation de produits chimiques pour l'ajustement du pH;
- la faisabilité économique.

Compte tenu des considérations ci-dessus, une VOR de 0,100 mg/L (100 µg/L) est établie, qui aidera à limiter au maximum les problèmes liés à l'accumulation et au relargage d'aluminium et de contaminants concomitants dans le réseau de distribution, tout en restant atteignable par la majorité des systèmes d'approvisionnement en eau potable du Canada.

La CMA et la VOR sont destinées à s'appliquer à tous les systèmes d'approvisionnement en eau potable, y compris les systèmes d'eau souterraine, car la littérature indique que l'aluminium s'accumule dans tous les réseaux d'eau.

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

8. Références

- Abdel Moneim, A., Othman, M.S., Mohmoud, S.M. and El-Deib, K.M. (2013). Pomegranate peel attenuates aluminum-induced hepatorenal toxicity. *Toxicol. Mech. Method.*, 23(8): 624-633.
- Abu-Taweel, G.M., Ajarem, J.S. and Ahmad, M. (2012). Neurobehavioral toxic effects of perinatal oral exposure to aluminum on the developmental motor reflexes, learning, memory and brain neurotransmitters of mice offspring. *Pharmacol. Biochem. Be.*, 101(1): 49-56.
- ACIA (2018). Résidus chimiques dans les aliments : Rapport du projet sûr les aliments destinés aux enfants 2013-2014 et Arsenic, cadmium, plomb, mercure et aluminium dans les préparations pour nourrissons 2011-2012. Direction des sciences de la salubrité des aliments, Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa. Disp à l'adresse : <http://www.inspection.gc.ca/aliments/residus-chimiques-microbiologie/residus-chimiques/fra/1324258929171/1324264923941>
- Akatsu, H., Hori, A., Yamamoto, T., Yoshida, M., Mimuro, M., Hashizume, Y., Tooyama, I. and Yezdimer, E.M. (2011). Transition metal abnormalities in progressive dementias. *Biometals*, 25(2): 337-350.
- Akinola, O.B., Biliaminu, S.A., Adediran, R.A., Adeniye, K.A. and Abdulquadir, F.C. (2015). Characterization of prefrontal cortex microstructure and antioxidant status in a rat model of neurodegeneration induced by aluminium chloride and multiple low-dose streptozotocin. *Metab. Brain Dis.*, 30(6): 1531-1536.
- Akinola, O.B., Biliaminu, S.A., Adedeji, O.G., Oluwaseun, B.S., Olawoyin, O.M. and Adelabu, T.A. (2016). Combined effects of chronic hyperglycaemia and oral aluminium intoxication on testicular tissue and some male reproductive parameters in Wistar rats. *Andrologia*, 48(7): 779-786.
- Akinrinade, I.D., Memudu, A.E., Ogundele, O.M. and Ajetunmobi, O.I. (2015). Interplay of glia activation and oxidative stress formation in fluoride and aluminium exposure. *Pathophysiology*, 22(1): 39-48.
- Akiyama, H., Hosokawa, M., Kametani, F., Kondo, H., Chiba, M., Fukushima, M. and Tabira, T. (2011). Long-term oral intake of aluminium or zinc does not accelerate Alzheimer pathology in ABPP and ABPP/tau transgenic mice. *Neuropathology*, 32(4): 390-397.
- Alabdula'aly, A. (1998). Trace metals in groundwater and treatment plant product water of the central region of Saudi Arabia. *Desalination*, 120(1-2): 163-168.
- Alberta Environment and Parks (2017). Personal communication with Donald Reid, Operations Division.
- Albizzati, A., More, L., Di Candia, D., Saccani, M. and Lenti, C. (2012). Normal concentrations of heavy metals in autistic spectrum disorders. *Minerva Pediatr.*, 64(1): 27-31.
- Allenby, M. (2004). Aluminum compounds cause operational problems in a reverse osmosis plant. *Mater. Perform.*, 43(5): 44-46.
- Altmann, P., Cunningham, J., Dhanesha, U., Ballard, M., Thompson, J. and Marsh, F. (1999). Disturbance of cerebral function in people exposed to drinking water contaminated with aluminium sulphate: Retrospective study of the Camelford water incident. *BMJ*, 319(7213): 807-811.
- Anderson, W.B., Jasim, S.Y., Urfer, D. and Huck, P.M. (1998). Coagulant and pH control alternatives for soluble aluminum control. In: Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference, San Diego, California. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Anderson, L.E., Krkošek, W.H., Stoddart, A.K., Trueman, B.F. and Gagnon, G.A. (2017). Lake recovery through reduced sulfate deposition: A new paradigm for drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 51(3): 1414-1422.

APHA, AWWA and WEF (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA, AWWA and 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.

Appelo, C.A.J. and Postma, D. (1996). Geochemistry, groundwater and pollution. Third edition. A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands.

Arain, M.S., Afridi, H.I., Kazi, T.G., Talpur, F.N., Arain, M.B., Kazi, A., Arain, S.A. and Ali, J. (2015). Correlation of aluminum and manganese concentration in scalp hair samples of patients having neurological disorders. *Environ. Monit. Assess.*, 187(2): 10.

ATSDR (2008). Toxicological profile for aluminum. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.

AWWA (2011a). Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 6th edition. J.K. Edzwald (ed.). McGraw-Hill, New York, New York.

AWWA (2011b). Internal corrosion control in water distribution systems: Manual of water supply practices M58. First edition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA (2011c). Operational control of coagulation and filtration processes: Manual of water supply practices M37. Third edition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA (2015). Iron and manganese removal handbook, 2nd ed. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA/ANSI (2017). American Water Works Association/American National Standards Institute Standard C602: Cement-mortar lining of water pipelines in place—4 in. (100 mm) and larger. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Bakar, C., Karaman, H., Baba, A. and Sengunalp, F. (2010). Effect of high aluminum concentration in water resources on human health, case study: Biga Peninsula, northwest part of Turkey. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 58(4): 935-944.

Baum, L., Chan, I.H., Cheung, S.K., Goggins, W.B., Mok, V., Lam, L., Leung, V., Hui, E., Ng, C., Woo, J., Chiu, H.F., Zee, B.C., Cheng, W., Chan, M.H., Szeto, S., Lui, V., Tsoh, J., Bush, A.I., Lam, C.W. and Kwok, T. (2010). Serum zinc is decreased in Alzheimer's disease and serum arsenic correlates positively with cognitive ability. *Biometals*, 23(1): 173-179.

Baylis, J.R. (1953). Cast-iron pipe coatings and corrosion. *J. Am. Water Works Assoc.*, 45(8): 807-831.

Belaid-Nouira, Y., Bakhta, H., Bouaziz, M., Flehi-Slim, I., Haouas, Z. and Cheikh, H.B. (2012). Study of lipid profile and parieto-temporal lipid peroxidation in AlCl₃ mediated neurotoxicity. Modulatory effect of fenugreek seeds. *Lipids Health Dis.*, 11(1): 16.

Belaid-Nouira, Y., Bakhta, H., Haouas, Z., Flehi-Slim, I. and Cheikh, H.B. (2013a). Fenugreek seeds reduce aluminum toxicity associated with renal failure in rats. *Nutr. Res. Pract.*, 7(6): 466.

Belaid-Nouira, Y., Bakhta, H., Haouas, Z., Flehi-Slim, I., Neffati, F., Najjar, M.F. and Cheikh, H.B. (2013b). Fenugreek seeds, a hepatoprotector forage crop against chronic AlCl₃ toxicity. *BMC Vet. Res.*, 9(1): 22.

Belaid-Nouira, Y., Bakhta, H., Samoud, S., Trimech, M., Haouas, Z. and Cheikh, H.B. (2013c). A novel insight on chronic $AlCl_3$ neurotoxicity through IL-6 and GFAP expressions: Modulating effect of functional food fenugreek seeds. *Nutr. Neurosci.*, 16(5): 218-224.

Bellen, G., Anderson, M. and Gottler, R. (1985). Defluoridation of drinking water in small communities. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Cooperative Agreement No. R809248010.

Berend, K. and Trouwborst, T. (1999). Cement-mortar pipes as a source of aluminum. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(7): 91-100.

Bhasin, P., Singla, N. and Dhawan, D.K. (2012). Protective role of zinc during aluminum-induced hepatotoxicity. *Environ. Toxicol.*, 29(3): 320-327.

Bhattacharjee, S., Zhao, Y., Hill, J.M., Culicchia, F., Kruck, T.P.A., Percy, M.E., Pogue, A.I., Walton, J.R. and Lukiw, W.J. (2013). Selective accumulation of aluminum in cerebral arteries in Alzheimer's disease (AD). *J. Inorg. Biochem.*, 126: 35-37.

Brandhuber, P., Craig, S., Friedman, M., Hill, A., Booth, S. and Hanson, A. (2015). Legacy of manganese accumulation in water systems. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

British Columbia Ministry of Health (2017). Personal communication with Drinking Water Manager David Fishwick.

Callan, A.C., Devine, A., Qi, L., Ng, J.C. and Hinwood, A.L. (2015). Investigation of the relationship between low environmental exposure to metals and bone mineral density, bone resorption and renal function. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 218(5): 444-451.

Cantor, A. (2017). Optimization of phosphorus-based corrosion control chemicals using a comprehensive perspective of water quality. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Cantor, A.F. (2018). Water distribution system monitoring: A practical approach for evaluating drinking water quality. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.

Cantwell, R.E., Muylwyk, Q., Waller, M., Stuart, J., Rossi, G. and Snoeyink, V.L. (2012). Role of pH for phosphate-based lead control in Windsor, Ontario, Canada. In: Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference, Toronto, Ontario. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Carrière, A., Gauthier, V., Desjardins, R., & Barbeau, B. (2005). Evaluation of loose deposits in distribution systems through unidirectional flushing. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(9), 82-92.

CCME (2003). Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).

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

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

Cetin, I., Nalbantcilar, M.T., Tosun, K. and Nazik, A. (2017). How trace element levels of public drinking water affect body composition in Turkey. *Biol. Trace Elem. Res.*, 175(2): 263-270.

CIRC (2012). Chemical agents and related occupations. A review of human carcinogens. Occupational exposures during aluminum production. International Agency for Research on Cancer Monograph Vol 100F. IARC, Lyon.

Colomina, M.T., Roig, J.L., Torrente, M., Vicens, P. and Domingo, J.L. (2005). Concurrent exposure to aluminum and stress during pregnancy in rats: Effects on postnatal development and behavior of the offspring. *Neurotoxicol. Teratol.* 27(4): 565-574.

Confluence Engineering (2018). Personal communication. Seattle, Washington.

Cooper, R.E. and Knowles, W.L. (1975). Loss in capacity of a large diameter water pipeline. In: Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference, Minneapolis, Minnesota. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Costello, J.J. (1984). Postprecipitation in distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 76(11): 46-49.

Cui, X., Wang, B., Zong, Z., Liu, S. and Xing, W. (2012). The effects of chronic aluminum exposure on learning and memory of rats by observing the changes of ras/raf/ERK signal transduction pathway. *Food Chem. Toxicol.*, 50(2): 315-319.

Dahl, C., Sogaard, A.J., Tell, G.S., Flaten, T.P., Hongve, D., Omsland, T.K., Holvik, K., Meyer, H.E. and Aamodt, G. (2014). Do cadmium, lead, and aluminum in drinking water increase the risk of hip fractures? A NOREPOS study. *Biol. Trace Elem. Res.*, 157(1): 14-23.

Davis, C.C. and Edwards, M. (2014). Coagulation with hydrolyzing metal salts: Mechanisms and water quality impacts. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 44(4): 303-347.

Del Toral, M.A., Porter, A. and Schock, M.R. (2013). Detection and evaluation of elevated lead release from service lines: A field study. *Environ. Sci. Technol.*, 47(16): 9300-9307.

Dempsey, B.A. (2006). Coagulant characteristics and reactions. Chapter 2 in: *Interface science in drinking water treatment: Theory and applications*. G. Newcombe and D. Dixon (eds). Academic Press, London, United Kingdom. pp. 5-24.

Dietrich, A.M. (2015). EPA secondary maximum contaminants levels: A strategy for drinking water quality and consumer acceptability. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Donald, J.M., Golub, M.S., Gershwin, M.E. and Keen, C.L. (1989). Neurobehavioral effects in offspring of mice given excess aluminum in diet during gestation and lactation. *Neurotoxicol. Teratol.* 11(4): 345-351.

do Nascimento, S.N., Charao, M.F., Moro, A.M., Roehrs, M., Paniz, C., Baierle, M., Brucker, N., Gioda, A., Barbosa, F., Bohrer, D., Avila, D.S. and Garcia, S.C. (2014). Evaluation of toxic metals and essential elements in children with learning disabilities from a rural area of southern Brazil. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 11(10): 10806-10823.

Dong, C., Cao, J., Cao, C., Han, Y., Wu, S., Wang, S. and Wang, J. (2016). Effects of fluoride and aluminum on expressions of StAR and P450scc of related steroidogenesis in guinea pigs' testis. *Chemosphere*, 147: 345-351.

Driscoll, C.T. and Letterman, R.D. (1988). Chemistry and fate of Al(III) in treated drinking water. *J. Environ. Eng.*, 114(1): 21-37.

Driscoll, C.T. and Letterman, R.D. (1995). Factors regulating residual aluminium concentrations in treated waters. *Environmetrics*, 6(3): 287-305.

Driscoll, C.T., Letterman, R.D. and Fitch, D.E. (1987). Residual aluminum in filtered water. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Drobyshev, E.J., Solovyev, N.D., Gorokhovskiy, B.M. and Kashuro, V.A. (2018). Accumulation patterns of sub-chronic aluminum toxicity model after gastrointestinal administration in rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 185(2): 384-394.

DWQR (2011). Investigation into the Burncrooks Incident, North-west Glasgow, 17-19 March 2011. Drinking Water Quality Regulator for Scotland. Edinburgh, Scotland. Available at: <https://dwqr.scot/media/10761/dwqr-investigation-into-burncrooks-incident-march-2011.pdf>.

Edzwald, J.K. (1993). Coagulation in drinking water treatment: Particles, organics and coagulants. *Water Sci. Technol.*, 27(11): 21-35.

Edzwald, J.K. (2010). Dissolved air flotation and me. *Water Res.*, 44(7): 2077-2106.

Edzwald, J.K. (2018). Personal communication. University of Massachusetts, Potsdam, New York.

Edzwald, J.K. and Van Benschoten, J.E. (1990). Aluminum coagulation of natural organic matter. In: *Chemical water and wastewater treatment: Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium, Madrid, Spain*. pp. 341-359.

Edzwald, J.K. and Kelley, M.B. (1998). Control of *Cryptosporidium*: From reservoirs to clarifiers to filters. *Water Sci. Technol.*, 37(2): 1-8.

Edzwald, J.K. and Kaminski, G.S. (2009). A practical method for water plants to select coagulant dosing. *J. N. Engl. Water Works Assoc.*, 123(1): 15-31.

Edzwald, J.K. and Haarhoff, J. (2012). *Dissolved air flotation for water clarification*. McGraw Hill, New York.

Edzwald, J.K., Becker, W.C. and Wattier, K.L. (1985). Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(4): 122-131.

Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., Parento, L.M., Kelley, M.B., Kaminski, G.S., Dunn, H.J. and Gallant, P.B. (1999). Clarification and filtration performance for removal of *Giardia* and *Cryptosporidium*. In: *Proceedings of the AWWA Water Quality Technology Conference, Tampa, Florida*. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., Parento, L.M., Kelley, M.B., Kaminski, G.S., Dunn, H.J. and Galant, P.B. (2000). *Giardia* and *Cryptosporidium* removals by clarification and filtration under challenge conditions. *J. Am. Water Works Assoc.*, 92(12): 70-84.

Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., Udden, C.T., Kaminski, G.S., Dunn, H.J., Gallant, P.B. and Kelley, M.B. (2003). Evaluation of the effect of recycle of waste filter backwash water on plant removals of *Cryptosporidium*. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 52(4): 243-258.

EFSA (2006). Opinion of the scientific panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food (AFC) on a request related to the safety in the use of the activated alumina treatment for the removal of fluoride from natural mineral waters. Question No. EFSA-Q-2005-069. European Food Safety Authority. *EFSA Journal*, (394): 1-8. Available at: http://www.efsa.eu.int/science/afc/catindex_en.html.

EFSA (2008). Safety of aluminium from dietary intake - scientific opinion of the panel on food additives, flavourings, processing aids and food contact materials (AFC). European Food Safety Authority. *EFSA Journal*, (7): 1-34.

Eikebrokk, B. (1996). Removal of humic substances by coagulation. In: *Chemical water and wastewater treatment IV*. H.H. Hahn, E. Hoffmann, and H. Ødegaard (eds). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp. 173-187.

ElBaz, F.K., Aly, H.F. and Ali, G.H. (2017). *Haematococcus pluvialis* modulating effect on neurotransmitters, hormones and oxidative damage-associated with Alzheimer's disease in experimental rat's model. *Int. J. Pharm. Pharm. Sci.*, 9(2) : 198-206.

Elliott, J., Norman, G., Campbell, A. and Douglas, I. (2016). Optimizing coagulation: "Around the world in 100 jars!". Canadian National Conference on Drinking Water, Ottawa, Ontario.

Environnement et Changement climatique Canada (2017). Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme. Accessible à l'adresse : <http://donnees.ec.gc.ca/data/substances/monitor/national-long-term-water-quality-monitoring-data/?lang=fr>

Environnement Canada et Santé Canada (2010). Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation - Suivi du rapport sur l'état de la science, 2000 : Chlorure d'aluminium, Nitrate d'aluminium, Sulfate d'aluminium, Ottawa. Accessible à l'adresse : <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=AA0EAAFE-1>

Erazi, H., Sansar, W., Ahboucha, S. and Gamrani, H. (2010). Aluminum affects glial system and behavior of rats. *C. R. Biol.*, 333(1) : 23-27.

Erazi, H., Ahboucha, S. and Gamrani, H. (2011). Chronic exposure to aluminum reduces tyrosine hydroxylase expression in the substantia nigra and locomotor performance in rats. *Neurosci. Lett.*, 487(1): 8-11.

Exley, C. (2006). Severe cerebral congophilic angiopathy coincident with increased brain aluminium in a resident of Camelford, Cornwall, UK. *J. Neurol. Neurosur. Ps.*, 77(7): 877-79.

Exley, C. (2013). Aluminum in biological systems. In: *Encyclopedia of metalloproteins. Aluminum in biological systems*. Springer, New York. pp. 33-34.

Exley, C., House, E., Polwart, A. and Esiri, M.M. (2012). Brain burdens of aluminum, iron, and copper and their relationships with amyloid-beta pathology in 60 human brains. *J. Alzheimers Dis.*, 31(4) : 725-730.

Farhat, S.M., Mahboob, A. and Ahmed, T. (2017a). Cortex- and amygdala-dependent learning and nicotinic acetylcholine receptor gene expression is severely impaired in mice orally treated with AlCl₃. *Biol. Trace Elem. Res.*, 179(1): 91-101.

Farhat, S.M., Mahboob, A., Iqbal, G. and Ahmed, T. (2017b). Aluminum-induced cholinergic deficits in different brain parts and its implications on sociability and cognitive functions in mouse. *Biol. Trace Elem. Res.*, 177(1): 115-121.

Flarend, R., Bin, T., Elmore, D. and Hem, S.L. (2001). A preliminary study of the dermal absorption of aluminium from antiperspirants using aluminium-26. *Food Chem. Toxicol.*, 39(2): 163-168.

Foley, P.D. (1980). Experience with direct filtration at Ontario's Lake Huron Treatment Plant. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72(3): 162-164.

Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L. and Korshin, G.V. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Friedman, M., Hill, A., Booth, S., Hallett, M., McNeill, L., McLean, J., Sorensen, D., Hammer, T., De Haan, M., MacArthur, K. and Mitchell, K. (2016). Metals accumulation and release within the distribution system: Evaluation and mitigation. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Frommell, D.M., Feld, C.M., Snoeyink, V.L., Melcher, B. and Feizoulof, C. (2004). Aluminum residual control using orthophosphate. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(9): 99-109.

- Fu, Y., Jia, F.B., Wang, J., Song, M., Liu, S.M., Li, Y.F., Liu, S.Z. and Bu, Q.W. (2014). Effects of sub-chronic aluminum chloride exposure on rat ovaries. *Life Sci.*, 100(1): 61-66.
- Fuge, R., Pearce, N.J.G. and Perkins, W.T. (1992). Unusual sources of aluminium and heavy metals in potable waters. *Environ. Geochem. Health*, 14(1): 15-18.
- Garzillo, E.M., Lamberti, M., Genovese, G., Pedata, P., Feola, D., Sannolo, N., Daniele, L., Trojsi, F., Monsurro, M.R. and Miraglia, N. (2014). Blood lead, manganese, and aluminum levels in a regional Italian cohort of ALS patients. *J. Occup. Environ. Med.*, 56(10): 1062-1066.
- Geng, Y. (2005). Application of flocs analysis for coagulation optimization at the Split Lake Water Treatment Plant. M.A. Sc. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba. Available at: <https://mspace.lib.umanitoba.ca/xmlui/handle/1993/189>
- George, S., Pandit, P., and Gupta, A.B. (2010). Residual aluminium in water defluoridated using activated alumina adsorption - Modeling and simulation studies. *Water Res.*, 44(10): 3055-3064.
- Ghorbel, I., Chaabane, M., Elwej, A., Boudawara, O., Abdelhedi, S., Jamoussi, K., Boudawara, T. and Zeghal, N. (2016a). Expression of metallothioneins I and II related to oxidative stress in the liver of aluminium-treated rats. *Arch. Physiol. Biochem.*, 122(4): 214-222.
- Ghorbel, I., Maktouf, S., Fendri, N., Jamoussi, K., Ellouze, C.S., Boudawara, T. and Zeghal, N. (2016b). Co-exposure to aluminum and acrylamide disturbs expression of metallothionein, proinflammatory cytokines and induces genotoxicity: Biochemical and histopathological changes in the kidney of adult rats. *Environ. Toxicol.*, 31(9): 1044-1058.
- Ghorbel I., Amara I.B., Ktari N., Elwej A., Boudawara O., Boudawara T. and Zeghal, N. (2016c). Aluminium and acrylamide disrupt cerebellum redox states, cholinergic function and membrane-bound ATPase in adult rats and their offspring. *Biol. Trace Elem. Res.*, 174(2): 335-346.
- Giaccio, L., Cicchella, D., Vivo, B.D., Lombardi, G. and Rosa, M.D. (2012). Does heavy metals pollution affect semen quality in men? A case of study in the metropolitan area of Naples (Italy). *J. Geochem. Explor.*, 112: 218-225.
- Golub, M.S. and Germann, S.L. (2001). Long-term consequences of developmental exposure to aluminum in a suboptimal diet for growth and behavior of Swiss Webster mice. *Neurotoxicol. Teratol.*, 23(4): 365-372.
- Golub, M.S., Keen, C.L. and Gershwin, M.E. (1992a). Neurodevelopmental effect of aluminum in mice: Fostering studies. *Neurotoxicol. Teratol.* 14(3): 177-182.
- Golub, M.S., Han, B., Keen, C.L. and Gershwin, M.E. (1992b). Effects of dietary aluminum excess and manganese deficiency on neurobehavioral endpoints in adult mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 112(1): 154-160.
- Golub, M.S., Han, B., Keen, C.L., Gershwin, M.E. and Tarara, R.P. (1995). Behavioral performance of Swiss Webster mice exposed to excess dietary aluminum during development or during development and as adults. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 133(1): 64-72.
- Golub, M.S., Germann, S.L., Han, B. and Keen, C.L. (2000). Lifelong feeding of a high aluminum diet to mice. *Toxicology*, 150(1-3): 107-117.
- Gregory, R. and Edzwald, J. K. (2011). Sedimentation and flotation. Chapter 9 in: *Water quality and treatment*. J. K. Edzwald (ed.). McGraw Hill, New York. pp. 9.1-9.98
- Grigg, N.S. (2010). Secondary impacts of corrosion control on distribution system and treatment plant equipment. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

- Guo, C., Chen, P., Hsia, S., Hsu, G.W. and Liu, P. (2013). The relationship of plasma aluminum to oxidant-antioxidant and inflammation status in asthma patients. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 35(1) : 30-38.
- Hackenberg, U. (1972). Chronic ingestion by rats of standard diet treated with aluminum phosphide. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 23(1): 147-158.
- Halton (2001). Investigation of material deposits in the Burlington distribution system. Regional Municipality of Halton, Oakville, Ontario.
- Hao, O.J. and Huang, C.P. (1986). Adsorption characteristics of fluoride onto hydrous alumina. *J. Environ. Eng.*, 112(6): 1054-1069.
- Harrington, G. W., Chen, H-W., Harris, A. J., Xagorarakis, I., Battigelli, D. A. and Standridge, J. H. (2001). Removal of emerging waterborne pathogens. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Haight, R. and Fabris, M. (2002). Inorganic monitors. Chapter 6 in: *Online monitoring for drinking water utilities*. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 133-162.
- Hichem, N., May, M.E., Ladhari, N., Mrabet, A. and Gharbi, R. (2014). Aluminum chloride impacts dentate gyrus structure in male adult albino Wistar rats. *Tissue Cell*, 46(6): 409-414.
- Hill, A. and Giani, R. (2017). Magnified manganese release after switching sources to the Sacramento River. In: *Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference*, Portland, Oregon. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Hill, A.S., Friedman, M.J., Reiber, S.H., Korshin, G.V. and Valentine, R.L. (2010). Behaviour of trace inorganic contaminants in drinking water distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 102(7): 107-118.
- Hill, A.S., Friedman, M., Hallett, M., Salo-Zieman, V., Booth, S., Hanson, A., Gupta, K., Akagi, Y., Kochiss, C., Koperski, L., Igoe, P., Kirby, L. and Harper, W. (2018). Use of flushing as a corrective action under the Revised Total Coliform Rule. Report #4653. Water Research Foundation, Denver, CO.
- Hirata-Koizumi, M., Fujii, S., Ono, A., Hirose, A., Imai, T., Ogawa, K., Ema, M. and Nishikawa, A. (2011a). Two-generation reproductive toxicity study of aluminium sulfate in rats. *Food Chem. Toxicol.*, 31(2): 219-230.
- Hirata-Koizumi, M., Fujii, S., Ono, A., Hirose, A., Imai, T., Ogawa, K., Ema, M. and Nishikawa, A. (2011b). Evaluation of the reproductive and developmental toxicity of aluminium ammonium sulfate in a two-generation study in rats. *Food Chem. Toxicol.*, 49(9): 1948-1959.
- Hrudey, S.E. and Hrudey, E.J. (2014). *Ensuring safe drinking water: Learning from frontline experience with contamination*. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Huang, J., Wu, J., Li, T., Song, X., Zhang, B., Zhang, P. and Zheng, X. (2011). Effect of exposure to trace elements in the soil on the prevalence of neural tube defects in a high-risk area of China. *Biomed. Environ. Sci.*, 24(2): 94-101.
- Hudson, W.D. (1966). Studies of distribution system capacity in seven cities. *J. Am. Water Works Assoc.*, 58(2): 157-164.
- Huck, P. and Sozański, M. (2011). Chemical basis for water technology. Chapter 3,16 in: *Treatise on water science*. Wilderer, P. (ed.). Elsevier, Oxford, United Kingdom. pp. 429-469.
- Huck, P.M., Emelko, M.B., Coffey, B.M., Maurizio, D. and O'Melia, C. (2001). Filter operation effects on pathogen passage. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado (Report No. 90874).

JECFA (2007). Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Technical Report Series, 940, Geneva.

JECFA (2012). Safety evaluation of certain food additives. Prepared by the Seventy-Fourth Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Food Additives Series, 65, Geneva.

Jekel, M.R. and Heinzmann, B. (1989). Residual aluminum in drinking-water treatment. *J. Water Supply Res. Technol. AQUA*, 38: 281-288.

Karakis, I., Sarov, B., Landau, D., Manor, E., Yitshak-Sade, M., Rotenberg, M., Hershkovitz, R., Grotto, I., Gurevich, E. and Novack, L. (2014). Association between prenatal exposure to metals and neonatal morbidity. *J. Toxicol. Env. Health. A.*, 77(21): 1281-1284.

Kazza, S. (2015). Optimisation de la filtration directe aux usines Atwater et Charles-J. des Bailleurs. M.A. Sc. Thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec. Available at: https://publications.polymtl.ca/2032/1/2015_SaraKazza.pdf

Kettunen, R. and Keskitalo, P. (2000). Combination of membrane technology and limestone filtration to control drinking water quality. *Desalination*, 131(1-3): 271-283.

Kim, E.J., Herrera, J.E., Huggins, D., Braam, J. and Koshowski, S. (2011). Effect of pH on the concentrations of lead and trace contaminants in drinking water: A combined batch, pipe loop and sentinel home study. *Water Res.*, 45(9): 2763-2774.

Kimura, M., Matsui, Y., Kondo, K., Ishikawa, T.B., Matsushita, T. and Shirasaki, N. (2013). Minimizing residual aluminum concentration in treated water by tailoring properties of polyaluminum coagulants. *Water Res.*, 47(6): 2075-2084.

Knowles, A.D., Nguyen, C.K., Edwards, M.A., Stoddart, A., McIlwain, B. and Gagnon, G.A. (2015). Role of iron and aluminum coagulant metal residuals and lead release from drinking water pipe materials. *J. Environ. Sci. Health Part A Toxic Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 50(4): 414-423.

Krewski, D., Yokel, R.A., Nieboer, E., Borchelt, D., Cohen, J., Harry, J., Kacew, S., Lindsay, J., Mahfouz, A.M. and Rondeau, V. (2007). Human health risk assessment for aluminium, aluminium oxide, and aluminium hydroxide. *J. Toxicol. Environ. Health, Pt. B*, 10(suppl): 1-269.

Kriewall, D., Harding, R., Maisch, E. and Schanz, L. (1996). The impact of aluminum residual on transmission main capacity. *Public Works*, 127(12): 28-31.

Krishnan, K. and Carrier, R. (2008). Approaches for evaluating the relevance of multiroute exposures in establishing guideline values for drinking water contaminants. *J. Environ. Sci. Health. C. Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev.*, 26(3): 300-316.

Krishnan, K. and 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.

Kundert, K., Meilke, L., Elford, T., Maksymetz, B. and Pernitsky, D.J. (2004). Evaluating pH adjustment to investigate seasonal changes in aluminum residuals at a large conventional water treatment plant. In: *Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference*, San Antonio, Texas. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Kundert, K., Emelko, M.B., Mielke, L., Elford, T. and Deng, J.F. (2014). Alberta Flood 2013—City of Calgary water treatment system resiliency. *Canadian National Conference on Drinking Water*, Ottawa, Ontario.

- Kvech, S. and Edwards, M. (2001). Role of aluminosilicate deposits in lead and copper corrosion. *J. Am. Water Works Assoc.*, 93(11): 104-112.
- Laabbar, W., Elgot, A., Kissani, N. and Gamrani, H. (2014). Chronic aluminum intoxication in rat induced both serotonin changes in the dorsal raphe nucleus and alteration of glycoprotein secretion in the subcommissural organ: Immunohistochemical study. *Neurosci. Lett.*, 577: 72-76.
- Lapointe, M. and Barbeau, B. (2019). Substituting polyacrylamide with an activated starch polymer during ballasted flocculation. *J. Water Process Eng.*, 28: 129-134.
- Larson, T.E. and Sollo Jr., F.W. (1967). Loss in water main carrying capacity. *J. Am. Water Works Assoc.*, 60(12): 1565-1572.
- Leroy, P., Schock, M.R., Wagner, I. and Holtshulte, H. (1996). Cement-based materials. In: *Internal corrosion of water distribution systems*. Second edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser. pp. 313-388.
- Letterman, R.D. and Driscoll, C.T. (1988). Survey of residual aluminum in filtered water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80(4): 154-158.
- Li, G., Ding, Y., Xu, H., Jin, J. and Shi, B. (2018). Characterization and release profile of (Mn, Al)-bearing deposits in drinking water distribution systems. *Chemosphere*, 197: 73-80.
- Li, P., Luo, W., Zhang, H., Zheng, X., Liu, C. and Ouyang, H. (2015). Effects of aluminum exposure on the bone stimulatory growth factors in rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 172(1): 166-171.
- Li, X., Hu, C., Zhu, Y., Sun, H., Li, Y. and Zhang, Z. (2011a). Effects of aluminum exposure on bone mineral density, mineral, and trace elements in rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 143(1): 378-385.
- Li, X., Zhang, L., Zhu, Y. and Li, Y. (2011b). Dynamic analysis of exposure to aluminum and an acidic condition on bone formation in young growing rats. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 31(2): 295-301.
- Lidsky, T.I. (2014). Is the aluminum hypothesis dead? *J. Occup. Environ. Med.*, 56(5 Suppl): S73-9.
- Linardaki, Z.I., Orkoula, M.G., Kokkosis, A.G., Lamari, F.N. and Margarity, M. (2013). Investigation of the neuroprotective action of saffron (*crocus sativus* L.) in aluminum-exposed adult mice through behavioral and neurobiochemical assessment. *Food Chem. Toxicol.*, 52: 163-170.
- Lind, P.M., Olsen, L. and Lind, L. (2012). Circulating levels of metals are related to carotid atherosclerosis in elderly. *Sci. Total Environ.*, 416 : 80-88.
- Lindquist, B., Lingstrom, P., Fandriks, L. and Birkhed, D. (2011). Influence of five neutralizing products on intra-oral pH after rinsing with simulated gastric acid. *Eur. J. Oral Sci.*, 119(4): 301-304.
- Lipps, J.P., Chen, A.S.C. and Wang, L. (2006). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. US EPA demonstration project at Spring Brook Mobile Home in Wales, ME. Six-month evaluation project. Prepared for: U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-06/090.
- Liu, J., Wang, Q., Sun, X., Yang, X., Zhuang, C., Xu, F., Cao, Z. and Li, Y. (2016). The toxicity of aluminum chloride on kidney of rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 173(2): 339-344.
- Llobet, J.M., Domingo, J.L., Gomez, M., Tomas, J.M. and Corbella, J. (1987). Acute toxicity studies of aluminium compounds: Antidotal efficacy of several chelating agents. *Pharmacol. Toxicol.*, 60(4): 280-283.

Locco, D., Waller, M., Giani, R., Nikolica, P., Hill, A. and Friedman, M. (2018). Pilot testing for optimized unidirectional flushing in the Hamilton distribution system. In: Proceedings of the American Water Works Association Annual Conference and Exposition, Las Vegas, Nevada. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Logsdon, G.S., Hess, A.F., Chipps, M.J. and Rachwal, A.J. (2002). Filter maintenance and operations guidance manual. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Lotimer, T. (2012). The role of well integrity in reducing pathogen contamination of public groundwater supplies. Canadian Water Network Conference: Assessing pathogen fate, transport and risk in natural and engineered water treatment. Banff, Alberta, Canada, September 23-26, 2012.

Lowermoor Incident Health Advisory Group. (1989). Water pollution at Lowermoor, North Cornwall. Report of the Lowermoor Incident Health Advisory Group. Chairman: Professor Dame Barbara Clayton. Truro: Cornwall and Isles of Scilly Health Authority.

Lv, J., Wang, W., Krafft, T., Li, Y., Zhang, F. and Yuan, F. (2011). Effects of several environmental factors on longevity and health of the human population of Zhongxiang, Hubei, China. *Biol. Trace Elem. Res.*, 143(2): 702-716.

Lytle, D.A., Sorg, T.J. and Frietch, C. (2004). Accumulation of arsenic in drinking water distribution systems. *Environ. Sci. Technol.*, 38(20): 5365-5372.

Manitoba Sustainable Development (2017). Personal communication with Kim Philip, Office of Drinking Water.

Martinez, C.S., Alterman, C.D.C., Pecanha, F.M., Vassallo, D.V., MelloCarpes, P.B., Miguel, M. and Wiggers, G.A. (2017a). Aluminum exposure at human dietary levels for 60 days reaches a threshold sufficient to promote memory impairment in rats. *Neurotox. Res.*, 31(1): 20-30.

Martinez, C.S., Escobar, A.G., Uranga-Ocio, J.A., Pecanha, F.M., Vassallo, D.V., Exley, C., Miguel, M. and Wiggers, G.A. (2017b). Aluminum exposure for 60 days at human dietary levels impairs spermatogenesis and sperm quality in rats. *Reprod. Toxicol.*, 73: 128-141.

Matilainen, A., Vepsäläinen, M. and Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 159(2): 189-197.

McMillan, T.M., Dunn, G. and Colwill, S.J. (1993a). Psychological testing on schoolchildren before and after pollution of drinking water in North Cornwall. *J. Child Psychol. Psychiatry*, 34(8): 1449-1459.

McMillan, T.M., Freemont, A.J., Herxheimer, A., Denton, J., Taylor, A.P., Pazianas, M., Cummin, A.R. and Eastwood, J.B. (1993b). Camelford water poisoning accident: Serial neuropsychological assessments and further observations on bone aluminium. *Hum. Exp. Toxicol.*, 12(1) : 37-42.

McVicar, M., Bickerton, B., Chaulk, M. and Walsh, M. (2015). UV254 and streaming current monitors can improve coagulation control in challenging conditions. *Opflow*, 41(7): 26-28.

Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales de l'Ontario (1997). Les pratiques de gestion optimales : Les puits. Accessible à l'adresse : <http://www.omafra.gov.on.ca/french/environment/bmp/well.htm>.

Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique 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). Accessible à l'adresse : <https://www.ontario.ca/fr/donnees/programme-de-surveillance-de-leau-potable>

Ministère de l'Environnement et Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (2018). Communication personnelle avec Kevin Gould, Direction des Environnements en santé.

Ministère des Affaires municipales et Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador (2017). Communication personnelle avec Haseen Khan, Division de la gestion des ressources en eau.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2017). Personal communication with Caroline Robert, Direction de l'eau potable et des eaux souterraines.

Mirza, A., King, A., Troakes, C. and Exley, C. (2017). Aluminium in brain tissue in familial Alzheimer's disease. *J. Trace Elem. Med. Biol.*, 40 : 30-36.

Mlynska, A. and Zielina, M. (2017). The influence of prefabricated pipe cement coatings and those made during pipe renovation on drinking water quality. In: *E3S Web of Conferences*. 17. 00061. 10.1051/e3sconf/20171700061.

Morfesis, A., Jacobson, A.M., Frollini, R., Helgeson, M., Billica, J. and Gertig, K.R. (2009). Role of zeta (ζ) potential in the optimization of water treatment facility operations. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 48: 2305-2308.

Munk, L. and Faure, G. (2004). Effects of pH fluctuations on potentially toxic metals in the water and sediment of the Dillon Reservoir, Summit County, Colorado. *Appl. Geochem.*, 19(7): 1065-1074.

Muselin, F., Cristina, R.T., Igna, V., Dumitrescu, E., Brezovan, D. and Trif, A. (2016). The consequences of aluminium intake on reproductive function in male rats: A three-generation study. *Turk. J. Med. Sci.*, 46(4): 1240-1248.

Muylywyk, Q. and MacDonald, J. (2001). Aluminum deposits in the distribution system: What can you do? In: *Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference*, Nashville, Tennessee. American Water Works Association, Denver, Colorado.

MWH. (2012). *Water treatment principles and design*. 3rd edition. John Wiley & Sons, New York, New York.

New Zealand Ministry of Health (2008). *Drinking-water standards for New Zealand 2005 (Revised 2008)*. Ministry of Health, Wellington.

NHMRC and NRMMC (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 3.4. Updated October 2017. Accessible à l'adresse : https://www.nhmrc.gov.au/_files_nhmrc/file/publications/nhmrc_adwg_6_version_3.4_final.pdf

Nicolescu, R., Petcu, C., Cordeanu, A., Fabritius, K., Schlumpf, M., Krebs, R., Kramer, U. and Winneke, G. (2010). Environmental exposure to lead, but not other neurotoxic metals, relates to core elements of ADHD in Romanian children: Performance and questionnaire data. *Environ. Res.*, 110(5): 476-483.

Nova Scotia Environment (2018). Personal communication with Angelina Polegato, Drinking Water Management Unit.

NRC (2006). *Drinking water distribution systems: Assessing and reducing risks*. National Research Council. The National Academies Press, Washington, DC.

NSCFS (2013). *Risk Assessment of the exposure to aluminum through food and the use of cosmetic products in the Norwegian population. Opinion of the Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids, Materials in Contact with Food and Cosmetics and of the Panel on Contaminants of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety*. Doc. No. 11-504_final. Accessible à l'adresse : <https://vkm.no/download/18.175083d415c86c573b59c179/1501678206406/a729a67e65.pdf>

NSF (2018). Aluminum contaminant concentrations in water treatment chemicals. Préparé pour Santé Canada, Ottawa, Ontario.

NSF/ANSI/CAN (2020). Norme NSF International / Norme nationale américaine / Norme nationale du Canada Norme 60 : Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI/CAN (2019a). Norme NSF International/Norme nationale américaine/Norme nationale du Canada Norme 600 : Évaluation des effets sur la santé et critères pour les produits chimiques dans l'eau potable. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF/ANSI/CAN (2019b). Norme NSF International/Norme nationale américaine/Norme nationale du Canada Norme 61 : Composants du système d'eau potable - Effets sur la santé. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

O'Melia, C.R. (2006). Fundamentals of particle stability. Chapter 18 in: Interface science in drinking water treatment: theory and applications. G. Newcombe and D. Dixon (eds). Academic Press, London, United Kingdom. pp. 317-362.

OMS (2010). Aluminium in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, WHO/HSE/WSH/10.01/13, Geneva.

OMS (2017). Directives de qualité pour l'eau de boisson, quatrième édition. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Accessible à l'adresse : https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/fr/

OMS (2011b). Sécurité sanitaire de l'eau dans les bâtiments. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Accessible à l'adresse : https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/9789241548106/fr/

OMS (2012). Planifier la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour l'approvisionnement en eau des petites communautés, Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Accessible à l'adresse : https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-comm-water_supplies/fr/

Ondreicka, R., Ginter, E. and Kortus, J. (1966). Chronic toxicity of aluminium in rats and mice and its effects on phosphorus metabolism. *Br. J. Ind. Med.*, 23(4): 305-312.

Oneda, S., Takasaki, T., Kuriwaki, K., Ohi, Y., Umekita, Y., Hatanaka, S., Fujiyoshi, T., Yoshida, A. and Yoshida, H. (1994). Chronic toxicity and tumorigenicity study of aluminum potassium sulfate in B6C3F1 mice. *In Vivo*, 8(3): 271-278.

Oshima, E., Ishihara, T., Yokota, O., Nakashima-Yasuda, H., Nagao, S., Ikeda, C., Naohara, J., Terada, S. and Uchitomi, Y. (2013). Accelerated tau aggregation, apoptosis and neurological dysfunction caused by chronic oral administration of aluminum in a mouse model of tauopathies. *Brain Pathol.*, 23(6): 633-644.

Oteiza, P.I., Keen, C.L., Han, B. and Golub, M.S. (1993). Aluminum accumulation and neurotoxicity in Swiss-Webster mice after long-term dietary exposure to aluminum and citrate. *Metabolism*, 42(10): 1296-1300.

Panhwar, A.H., Kazi, T.G., Afridi, H.I., Arain, S.A., Arain, M.S., Brahaman, K.D., Naemullah and Arain, S.S. (2016). Correlation of cadmium and aluminum in blood samples of kidney disorder patients with drinking water and tobacco smoking: Related health risk. *Environ. Geochem. Health*, 38(1): 265-274.

Pernitsky, D.J. (2003). Coagulation 101. In: Proceedings of the Technology Transfer Conference, University of Calgary, Alberta, Canada.

Pernitsky, D. (2019). Coagulation 101. In: Proceedings of the American Water Works Association Annual Conference and Exposition, Denver, Colorado. American Water Works Association, Denver, Colorado.

- Pernitsky, D.J. and Edzwald, J.K. (2003). Solubility of polyaluminium coagulants. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 52(6): 395-406.
- Pernitsky, D.J. and Edzwald, J.K. (2006). Selection of alum and polyaluminum coagulants: Principles and applications. *J. Water Supply Res. Technol. AQUA*, 55(2): 121-141.
- Pineau, A., Guillard, O., Favreau, F., Marraud, A. and Fauconneau, B. (2012). *In vitro* study of percutaneous absorption of aluminum from antiperspirants through human skin in the Franz diffusion cell. *J. Inorg. Biochem.*, 110: 21-26.
- Plummer, J.D., Edzwald, J.K. and Kelley, M.B. (1995). Removing *Cryptosporidium* by dissolved air flotation. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(9):85-95.
- Poirier, J., Semple, H., Davies, J., Lapointe, R., Dziwenka, M., Hiltz, M. and Mujibi, D. (2011). Double-blind, vehicle-controlled randomized twelve-month neurodevelopmental toxicity study of common aluminum salts in the rat. *Neuroscience*, 193: 338-362.
- Priest, N.D. (2004). The biological behaviour and bioavailability of aluminium in man, with special reference to studies employing aluminium-26 as a tracer: Review and study update. *J. Environ. Monit.*, 6(5): 375-403.
- Priest, N., Newton, D., Day, J., Talbot, R. and Warner, A. (1995). Human metabolism of aluminium-26 and gallium-67 injected as citrates. *Hum. Exp. Toxicol.*, 14(3): 287-293.
- Randall, S. (2020). Personal communication. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- Rao, S.S. and Adlard, P.A. (2018). Untangling tau and iron: Exploring the interaction between iron and tau in neurodegeneration. *Front. Mol. Neurosci.*, 11: 276.
- Reijnen, G.K., Kostense, A., Verdouw, J. and Hiemstra, P. (1991). Aluminum in groundwater, origin, sampling, analysis and removal. In: *Proceedings of the International Water Supply Association, Copenhagen, Denmark*. International Water Supply Association, The Netherlands.
- RNCan (2018). Faits sur l'aluminium, Ressources naturelles Canada. Dernière mise à jour le : 20 avril 2018. Gouvernement du Canada, Ottawa. Accessible à l'adresse : <https://www.rncan.gc.ca/mines-materiaux/faits/aluminium/20568>
- Rondeau, V., Jacqmin-Gadda, H., Commenges, D., Helmer, C. and Dartigues, J.F. (2009). Aluminum and silica in drinking water and the risk of Alzheimer's disease or cognitive decline: Findings from 15-year follow-up of the PAQUID cohort. *Am. J. Epidemiol.*, 169(4): 489-496.
- Rui, D. and Yongjian, Y. (2010). Aluminum chloride induced oxidative damage on cells derived from hippocampus and cortex of ICR mice. *Brain Res.*, 1324: 96-102.
- Rusina, R., Matej, R., Kasparova, L., Kukal, J. and Urban, P. (2011). Higher aluminum concentration in Alzheimer's disease after box-cox data transformation. *Neurotox. Res.*, 20(4): 329-333.
- Santé Canada (1998). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Aluminium*, Santé Canada, Ottawa.
- Santé Canada (2013). *Conseils pour un approvisionnement en eau potable salubre dans les secteurs de compétence fédérale - Version 2*. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/conseils-pour-approvisionnement-eau-potable-salubre-secteurs-competence-federale-version-2.html>.

Santé Canada (2015). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Le pH. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-ph-fra.pdf>.

Santé Canada (2016). Concentrations de contaminants et d'autres produits chimiques dans les aliments composites – Résultats de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale – Microéléments, Direction générale des produits de santé et des aliments, Santé Canada, Ottawa. Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/aliments-nutrition/surveillance-aliments-nutrition/etude-canadienne-alimentation-totale/concentrations-contaminants-autres-produits-chimiques-aliments-composites.html#a10>.

Santé Canada (2017). Communication personnelle avec Anca-Maria Tugulea, Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale.

Santé Canada (2018a). Assessment of the impacts of temperature on the efficacy of the coagulation/flocculation process in drinking water treatment. Préparé par Y.S. Vadasarukkai pour Santé Canada, Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible sur demande.

Santé Canada (2018b). Assessment of the impacts of aluminum in drinking water distribution systems. Préparé par Armview Engineering Limited pour Santé Canada, Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible sur demande.

Santé Canada (2019a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Les Protozoaires entériques : Giardia et Cryptosporidium, Document technique. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/protozoaires-enteriques-giardia-cryptosporidium.html>

Santé Canada (2019b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Les virus entériques. Documents techniques. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-virus-enteriques.html>

Santé Canada (2020a). Conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/conseils-matiere-organique-naturelle-eau-potable.html>.

Santé Canada (2020b). Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution. Document de consultation publique. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Accessible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/programmes/consultation-conseils-stabilite-biologique-eau-reseaux-distribution/document.html>.

Santé Canada (en préparation). Canadian exposure factors used in human health risk assessments. Health Canada, Ottawa, Ontario.

Saskatchewan Water Security Agency (2017). Personal communication with Sam Ferris, Environmental and Municipal Management Services Division.

- Schock, M.R. (2005). Distribution systems as reservoirs and reactors for inorganic contaminants. Chapter 6 in: Distribution system water quality challenges in the 21st century: A strategic guide. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 105-140.
- Schock, M.R. and Holm, T.R. (2003). Are we monitoring in the right places for inorganics and radionuclides? J. N. Engl. Water Works Assoc., 117(2): 102-116.
- Schreurs, B.G. and Sparks, D.L. (2016). Dietary high cholesterol and trace metals in the drinking water increase levels of ABCA1 in the rabbit hippocampus and temporal cortex. J. Alzheimers Dis., 49(1) : 201-209.
- Schroeder, H.A. and Mitchener, M. (1975a). Life-term effects of mercury, methyl, mercury, and nine other trace metals on mice. J. Nutr., 105(4): 452-458.
- Schroeder, H.A. and Mitchener, M. (1975b). Life-term studies in rats: Effects of aluminum, barium, beryllium and tungsten. J. Nutr., 105(4): 421-427.
- Sharp, E. (2015). Using online zeta potential measurements for coagulation control: A first for the UK water industry. In: Proceedings of the IWA Specialist Conference on Natural Organic Matter in Drinking Water, Malmo, Sweden.
- Sharp, E.L., Parsons, S.A. and Jefferson, B. (2006). Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. Sci. Total Environ., 363(1-3): 183-194.
- She, Y., Zhao, H., Zhu, Y., Han, Y., Xia, S., Bai, C., Zhang, J. and Li, Y. (2015). Aluminum trichloride disorders bile acid secretion and induces hepatocyte apoptosis in rats. Cell Biochem. Biophys., 71(3): 1569-1577.
- Shin, J.Y., Spinette, R.F. and O'Melia, C.R. (2008). Stoichiometry of coagulation revisited. Environ. Sci. Technol., 42(7): 2582-2589.
- Sillanpää, M. and Matilainen, A. (2015). NOM removal by coagulation. Chapter 3 in: Natural organic matter in water: Characterization and treatment methods. M. Sillanpää (ed.). IWA Publishing, Oxford, United Kingdom. pp 55-80.
- Sillanpää, M., Ncibi, M.C., Matilainen, A., and Vepsäläinen, M. (2018). Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. Chemosphere, 190: 54-71.
- Simms, J. and Azizian, F. (1997). Pilot-plant trials on the removal of arsenic from potable water using activated alumina. In: Proceedings of the American Water Works Association Water Quality Technology Conference, Denver, Colorado. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Singla, N. and Dhawan, D.K. (2017). Zinc improves cognitive and neuronal dysfunction during aluminium-induced neurodegeneration. Mol. Neurobiol., 54(1): 406-422.
- Skalnaya, M.G., Tinkov, A.A., Demidov, V.A., Serebryansky, E.P., Nikonorov, A.A. and Skalny, A.V. (2014). Hair toxic element content in adult men and women in relation to body mass index. Biol. Trace Elem. Res., 161(1): 13-19.
- Smeets, P.W.M.H., Medema, G.J. and Van Dijk, J.C. (2009). The Dutch secret: How to provide safe drinking water without chlorine in The Netherlands. Drink. Water Eng. Sci., 2(1): 1-14.
- Snoeyink, V.L., Schock, M.R., Sarin, P., Wang, L., Chen, A.S-C. and Harmon, S.M. (2003). Aluminium-containing scales in water distribution systems: Prevalence and composition. J. Water Supply Res. Technol. AQUA, 52(7): 455-474.

- Srinivasan, P.T., Viraraghavan, T. and Bergman, J. (1999). Factors influencing residual aluminium levels at the Buffalo Pound Water Treatment Plant, Saskatchewan, Canada. *J. Water Supply Res. Technol. AQUA*, 48(4): 167-175.
- Statistique Canada (2013). Enquête sur les usines de traitement de l'eau potable, 2011, ministre de l'Industrie, 16-403-X, Ottawa.
- Stauber, J., Florence, T., Davies, C., Adams, M. and Buchanan, S. (1999). Bioavailability of Al in alum-treated drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(11): 84-93.
- Strozyk, D., Launer, L.J., Adlard, P.A., Cherny, R.A., Tsatsanis, A., Volitakis, I., Blennow, K., Petrovitch, H., White, L.R. and Bush, A.I. (2009). Zinc and copper modulate Alzheimer Abeta levels in human cerebrospinal fluid. *Neurobiol. Aging*, 30(7): 1069-1077.
- Sun, H., Hu, C., Jia, L., Zhu, Y., Zhao, H., Shao, B., Wang, N., Zhang, Z. and Li, Y. (2011). Effects of aluminum exposure on serum sex hormones and androgen receptor expression in male rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 144(1): 1050-1058.
- Sun, X., Cao, Z., Zhang, Q., Liu, S., Xu, F., Che, J., Zhu, Y., Li, Y., Pan, C. and Liang, W. (2015). Aluminum trichloride impairs bone and downregulates Wnt/ β -catenin signaling pathway in young growing rats. *Food Chem. Toxicol.*, 86: 154-162.
- Sun, X., Liu, J., Zhuang, C., Yang, X., Han, Y., Shao, B., Song, M., Li, Y. and Zhu, Y. (2016). Aluminum trichloride induces bone impairment through TGF- β 1/Smad signaling pathway. *Toxicology*, 371: 49-57.
- Sun, X., Wang, H., Huang, W., Yu, H., Shen, T., Song, M., Han, Y., Li, Y. and Zhu, Y. (2017). Inhibition of bone formation in rats by aluminum exposure via Wnt/ β -catenin pathway. *Chemosphere*, 176: 1-7.
- Talbot, R.J., Newton, D., Priest, N.D., Austin, J.G. and Day, J.P. (1995). Inter-subject variability in the metabolism of aluminium following intravenous injection as citrate. *Hum. Exp. Toxicol.*, 14(7): 595-599.
- Tamburo, E., Varrica, D., Dongarra, G. and Grimaldi, L.M. (2015). Trace elements in scalp hair samples from patients with relapsing-remitting multiple sclerosis. *PLoS One*, 10(4): e0122142.
- Trueman, B.F. and Gagnon, G.A. (2016). A new analytical approach to understanding nanoscale lead-iron interactions in drinking water distribution systems. *J. Hazard. Mater.*, 311: 151-157.
- Turkez, H., Yousef, M.I. and Geyikoglu, F. (2010). Propolis prevents aluminium-induced genetic and hepatic damages in rat liver. *Food Chem. Toxicol.*, 48(10): 2741-2746.
- UE (1998). Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, *Journal officiel des Communautés européennes*, L 330, 5/12/1998. p. 32-54.
- UK Committee on Toxicology. (2013). Subgroup report on the Lowermoor water pollution incident. Accessible à l'adresse : <https://cot.food.gov.uk/sites/default/files/cot/lwpiapp811.pdf>
- US EPA (1994a). 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, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- US EPA (1994b). Method 200.8 revision 5.4. Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry. Environmental Monitoring Systems Laboratories, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

US EPA (1994c). Method 200.9. revision 4.2. Determination of trace elements by stabilized temperature graphite furnace atomic adsorption. Environmental Monitoring Systems Laboratories, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

US EPA (2002). Distribution system issue paper - Permeation and leaching. Prepared by AWWA with assistance from Economic and Engineering Services, Inc. for US EPA, Office of Water, Office of Ground Water and Drinking Water.

US EPA (2003). Method 200.5 revision 4.2. Determination of trace elements in drinking water by axially viewed inductively coupled plasma - atomic emission spectrometry. EPA 600-R-06-115. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Valade, M.T., Becker, W.C. and Edzwald, J.K. (2009). Treatment selection guidelines for particle and NOM removal. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 58(6): 424-432.

Valigore, J.M., Chen, A.S.C. and Wang, L. (2007). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. US EPA demonstration project at Valley Vista, AZ. Final performance evaluation report. Prepared for: U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-07/133.

Van Benschoten, J.E. and Edzwald, J.K. (1990a). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-II. Coagulation of fulvic acid using alum and polyaluminum chloride. *Water Res.*, 24(12): 1527-1535.

Van Benschoten, J.E. and Edzwald, J.K. (1990b). Measuring aluminum during water treatment. Methodology and application. *J. Am. Water Works Assoc.*, 82(5): 71-78.

Van Benschoten, J.E., Edzwald, J.K. and Rahman, M.A. (1992). Effects of temperature and pH on residual aluminium for alum and polyaluminium coagulants. *Water Supply*, 10(4): 49-54.

Vandenplas, Y., Castrellon, P.G., Rivas, R., Gutierrez, C.J., Garcia, L.D., Jimenez, J.E., Anzo, A., Hegar, B. and Alarcon, P. (2014). Safety of soya-based infant formulas in children. *Br. J. Nutr.*, 111(8): 1340-1360.

Vanloot, P., Boudenne, J-L., Brach-Papa, C., Sergent, M. and Coulomb, B. (2007). An experimental design to optimize the flow extraction parameters for the selective removal of Fe(III) and Al(III) in aqueous samples using salicylic acid grafted on Amberlite XAD-4 and final determination by GF-AAS. *J. Hazard. Mater.*, 147(1-2): 463-470.

Virk, S.A. and Eslick, G.D. (2015). Aluminum levels in brain, serum, and cerebrospinal fluid are higher in Alzheimer's disease cases than in controls: A series of meta-analyses. *J. Alzheimers Dis.*, 47(3) : 629-638.

Vucetic-Arsic, S., Radonjic, N.V., Jovanovic, M., Selakovic, V., Nikolic, T., Velimirovic, M., Stojkovic, T., Milovanovic, A., Milovanovic, J. and Petronijevic, N. (2013). Oxidative stress precedes mitochondrial dysfunction in gerbil brain after aluminum ingestion. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 36(3): 1242-1252.

Walton, J.R. (2010). Evidence for participation of aluminum in neurofibrillary tangle formation and growth in Alzheimer's disease. *J. Alzheimers Dis.*, 22(1) : 65-72.

Walton, J.R. (2014). Chronic aluminum intake causes Alzheimer's disease: Applying Sir Austin Bradford Hill's causality criteria. *J. Alzheimers Dis.*, 40(4) : 765-838.

Wang, L., Chen, A. and Fields, K. (2000). Arsenic removal from drinking water by ion exchange and activated alumina plants. Prepared for: U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-00/088.

Wang, B., Xing, W., Zhao, Y. and Deng, X. (2010). Effects of chronic aluminum exposure on memory through multiple signal transduction pathways. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 29(3): 308-313.

Wang, N., She, Y., Zhu, Y., Zhao, H., Shao, B., Sun, H., Hu, C. and Li, Y. (2012). Effects of subchronic aluminum exposure on the reproductive function in female rats. *Biol. Trace Elem. Res.*, 145(3): 382-387.

Wang, W., Zhang, X., Wang, H., Wang, X., Zhou, L., Liu, R. and Liang, Y. (2012a). Laboratory study on the adsorption of Mn^{2+} on suspended and deposited amorphous $Al(OH)_3$ in drinking water distribution systems. *Water Res.*, 46(13): 4063-4070.

Wang, W., Li, H., Ding, Z., Wang, X. and Liu, R. (2012b). Effects of humic acid on residual Al control in drinking water treatment plants with orthophosphate addition. *Front. Environ. Sci. Eng. China*, 6(4): 470-476.

Wang, Z., Wei, X., Yang, J., Suo, J., Chen, J., Liu, X. and Zhao, X. (2016). Chronic exposure to aluminum and risk of Alzheimer's disease: A meta-analysis. *Neurosci. Lett.*, 610: 200-206.

Wasana, H.M., Perera, G.D., De Gunawardena, P.S. and Bandara, J. (2015). The impact of aluminum, fluoride, and aluminum-fluoride complexes in drinking water on chronic kidney disease. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 22(14) : 11001-11009.

Wasserstrom, L.W., Miller, S.A., Triantafyllidou, S., Desantis, M.K. and Schock, M.R. (2017). Scale formation under blended phosphate treatment for a utility with lead pipes. *J. Am. Water Works Assoc.*, 109(11): E464-E478.

Westerhoff, P.K., Benn, T.M., Chen, A.S.C., Wang, L. and Cumming, L.J. (2008). Assessing arsenic removal by metal (hydro)oxide adsorptive media using rapid small scale column tests. Prepared for: U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-08/051.

Willhite, C.C., Karyakina, N.A., Yokel, R.A., Yenugadhathi, N., Wisniewski, T.M., Arnold, I.M., Momoli, F. and Krewski, D. (2014). Systematic review of potential health risks posed by pharmaceutical, occupational and consumer exposures to metallic and nanoscale aluminum, aluminum oxides, aluminum hydroxide and its soluble salts. *Crit. Rev. Toxicol.*, 44 (Suppl. 4) : 1-80.

Xu, L., Zhang, W., Liu, X., Zhang, C., Wang, P. and Zhao, X. (2018). Circulatory levels of toxic metals (aluminum, cadmium, mercury, lead) in patients with Alzheimer's disease: A quantitative meta-analysis and systematic review. *J. Alzheimers Dis.*, 62(1) : 361-372.

Yokel, R.A. and McNamara, P.J. (1985). Aluminum bioavailability and disposition in adult and immature rabbits. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 77(2): 344-352.

Yu, L., Zhai, Q., Liu, X., Wang, G., Zhang, Q., Zhao, J., Narbad, A., Zhang, H., Tian, F. and Chen, W. (2016). *Lactobacillus plantarum* CCFM639 alleviates aluminium toxicity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 100(4): 1891-1900.

Yukon Health and Social Services. (2017). Personal communication with Pat Brooks, Drinking Water Program Coordinator.

Zhang, C., Li, Y., Wang, C., Lv, R. and Song, T. (2013a). Extremely low-frequency magnetic exposure appears to have no effect on pathogenesis of Alzheimer's disease in aluminum-overloaded rat. *PLoS One*, 8(8): e71087.

Zhang, L., Jin, C., Liu, Q., Lu, X., Wu, S., Yang, J., Du, Y., Zheng, L. and Cai, Y. (2013b). Effects of subchronic aluminum exposure on spatial memory, ultrastructure and L-LTP of hippocampus in rats. *J. Toxicol. Sci.*, 38(2): 255-268.

Zhang, L., Jin, C., Lu, X., Yang, J., Wu, S., Liu, Q., Chen, R., Bai, C., Zhang, D., Zheng, L., Du, Y. and Cai, Y. (2014). Aluminium chloride impairs long-term memory and downregulates cAMP-PKA-CREB signalling in rats. *Toxicology*, 323(Suppl. C): 95-108.

Zhou, Y. and Yokel, R.A. (2005). The chemical species of aluminum influences its paracellular flux across and uptake into Caco-2 cells, a model of gastrointestinal absorption. *Tox. Sci.* 87(1), 15-26.

Zhu, Y., Han, Y., Zhao, H., Li, J., Hu, C., Li, Y. and Zhang, Z. (2013). Suppressive effect of accumulated aluminum trichloride on the hepatic microsomal cytochrome P450 enzyme system in rats. *Food Chem. Toxicol.*, 51(Suppl. C): 210-214.

Zhu, Y.Z., Sun, H., Fu, Y., Wang, J., Song, M., Li, M., Li, Y.F. and Miao, L.G. (2014). Effects of sub-chronic aluminum chloride on spermatogenesis and testicular enzymatic activity in male rats. *Life Sci.*, 102(1): 36-40.

Zielina, M., Mlynska, A. and Zaba, T. (2015). Experimental research on deterioration of drinking water quality after cement mortar pipe lining. *Technical Transactions: Civil Engineering*, 4-B: 145-152.

Annexe A : Liste d'abréviations

A β	Bêta-amyloïde
AChE	Acétylcholinestérase
AESA	Autorité européenne de sécurité des aliments
ANSI	American National Standards Institute
APHA	American Public Health Association
AQ/CQ	Assurance de la qualité et contrôle de la qualité
AQT	Apport quotidien tolérable
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
AWWA	American Water Works Association
BPL	Bonnes pratiques de laboratoire
CAN	Norme nationale du Canada
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMA	Concentration maximale acceptable
DHTP	Dose hebdomadaire tolérable provisoire
DL50	dose létale médiane
GSH	Glutathion
JECFA	Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires
LDM	Limite de détection de la méthode
LOAEL	Dose minimale entraînant un effet nocif observé
MA	Maladie d'Alzheimer
MDA	Malondialdéhyde
MON	Matière organique naturelle
NHMRC	National Health and Medical Research Council (Australia)
NOAEL	Dose sans effet nocif observé
NRMCC	Natural Resources Management Ministerial Council (Australia)
NSF	NSF International
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OMS	Organisation mondiale de la santé
PACl	Chlorure de polyaluminium
p.c.	Poids corporel
PM ₁₀	Matières particulaires ayant un diamètre de 10 micromètres ou moins
PTs	Provinces et territoires
SOD	Superoxyde dismutase
US EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
UTN	Unité de turbidité néphélométrique
VBS	Valeur basée sur la santé
VOR	Valeur opérationnelle recommandée

Annexe B : Données sur la qualité des eaux au Canada

Tableau B-1. Résumé des concentrations d'aluminium total de l'Enquête nationale sur l'eau potable (2009-2010)

Type d'eau	Été (µg/L) ^{a,b}					Hiver (µg/L) ^a				
	Délect./échant.	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Délect./Échant.	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits - brute	7/17	8	10	17	17	6/9	8	28	70	130
Puits - traitée	9/16	9	12	24	32	7/9	6	12	26	36
Puits - distribution	6/17	19	17	27	31	6/9	15	16	24	31
Lac - brute	16/16	27	59	146	310	10/11	16	39	72	230
Lac - traitée	16/16	21	34	71	120	10/11	14	52	114	280
Lac - distribution	21/21	16	56	130	330	8/8	23	43	99	140
Rivière - brute	22/22	175	462	1 172	2 600	11/11	91	357	370	2 800
Rivière - traitée	22/22	35	89	220	390	9/11	53	74	122	270
Rivière - distribution	26/26	34	68	155	330	9/10	43	55	95	210

Source : Santé Canada, 2017 ^a Limite de détection de la méthode = 5 µg/L. Les échantillons ont été analysés par digestion acide à chaud. ^b Les données non détectables ont été exclues de l'analyse statistique.

Tableau B-2. Concentrations d'aluminium total dans certains bassins hydrographiques du Canada, tirées des données de surveillance à long terme de l'aluminium d'Environnement Canada (2000-2015)

Région	Bassin fluvial	Nombre d'échant.	Nombre détectés ^{a,b}	Médiane (µg/L)	Moyenne (µg/L)	90 ^e centile (µg/L)	Maximum (µg/L)
Est	Littoral - Maritimes	583	583	168	337	335	84 800
	Terre-Neuve-et-Labrador	1 127	1 126	82	128	216	4 120
	Côte-Nord - Gaspé	42	42	113	140	166	887
	Saint John - St. Croix	89	88	35	72	153	634
Centre	Winnipeg	53	53	166	173	248	347
Prairies	Assiniboine-Rouge	829	827	320	875	2 348	16 100
	Churchill	292	280	38	97	235	1 880
	Bas Saskatchewan - Nelson	394	394	161	362	960	3 120
	Missouri	94	94	280	1 052	1 744	22 800
	Saskatchewan Nord	491	491	105	525	1 060	19 300
	Saskatchewan Sud	750	748	66	925	1 440	58 500
Pacifique	Colombia	4 418	4 395	25	138	348	9 850
	Fraser	3 689	3 689	167	617	1 580	24 800
	Okanagan-Similkameen	1 153	1 152	41	287	542	21 200
	Côte du Pacifique	2 789	2 789	123	693	1 762	25 900
	Paix-Athabasca	393	393	121	776	1 896	21 000
Arctique	Côte de l'Arctique	136	136	392	2 357	6 275	26 600

Région	Bassin fluvial	Nombre d'échant.	Nombre détectés ^{a,b}	Médiane (µg/L)	Moyenne (µg/L)	90 ^e centile (µg/L)	Maximum (µg/L)
	Keewatin - Sud de l'île de Baffin	39	39	11	13	24	39
	Bas Mackenzie	919	916	73	577	1 510	12 800
	Yukon	642	632	42	165	454	3 080

Source : Santé Canada, 2017. ^a Limite de détection de la méthode = 0,2 à 20 µg/L. ^b Les données non détectables ont été exclues de l'analyse statistique.