

**Présence de plomb dans l'eau des écoles
et des garderies : importance du risque
et pertinence d'une surveillance à chaque
point d'utilisation**

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation

Avis scientifique

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Février 2019

*Institut national
de santé publique*

Québec 

AUTEURS

Groupe scientifique sur l'eau
Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

RÉDACTEURS

Marie-Hélène Bourgault, conseillère scientifique
Mathieu Valcke, toxicologue expert
Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
Denis Gauvin, conseiller scientifique
Patrick Levallois, médecin spécialiste en santé publique et médecine préventive
Groupe scientifique sur l'eau
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

SOUS LA COORDINATION DE

Patrick Levallois, médecin spécialiste en santé publique et médecine préventive
Groupe scientifique sur l'eau
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

AVEC LA COLLABORATION DE

Michel Désy, conseiller en éthique
Comité d'éthique – Secrétariat général
Michelle Gagné, conseillère scientifique
Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques
Marianne Picard-Masson, médecin spécialiste stagiaire
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

MISE EN PAGE ET RÉVISION LINGUISTIQUE

Katia Raby, agente administrative
Julie Douville, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

Dépôt légal – 2^e trimestre 2019
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN : 978-2-550-84117-3 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2019)

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier plusieurs personnes provenant de comités, d'universités, d'instituts de recherche et du réseau de la santé publique qui ont contribué à la révision du contenu de cet avis.

RÉVISION SCIENTIFIQUE

Experts externes

Benoît Barbeau, professeur titulaire*

Département des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montréal

Michèle Bouchard, professeure titulaire*

Département de santé environnementale et santé au travail, École de santé publique de l'Université de Montréal

Sami Haddad, professeur titulaire*

Département de santé environnementale et santé au travail, École de santé publique de l'Université de Montréal

Michèle Prévost, professeure titulaire***

Département des génies civil, géologique et des mines, Polytechnique Montréal

Manuel J. Rodriguez-Pinzon, professeur titulaire*

École supérieure d'aménagement du territoire et du développement régional

Faculté d'aménagement, d'architecture, d'art et de design, Université Laval

Michel Savard, médecin-conseil**

Centre intégré de santé et de services sociaux des Laurentides

Cathy Vaillancourt, professeure agrégée*

Centre INRS – Institut Armand-Frappier, Institut national de la recherche scientifique

Professionnels des directions de santé publique

Monique Beausoleil, toxicologue

Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal

Sonia Boivin, agente de planification, de programmation et de recherche

Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux de l'Estrie – Centre hospitalier universitaire de Sherbrooke

Nathalie Brault, agente de planification, de programmation et de recherche

Centre intégré de santé et de services sociaux de la Montérégie-Centre

Julie Brodeur, toxicologue

Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal

Louis-François Tétreault, agent de planification, de programmation et de recherche

Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal

René Veillette, médecin-conseil

Centre intégré de santé et de services sociaux de Chaudière-Appalaches

Réviseurs internes

Valérie Cortin, conseillère scientifique spécialisée

Direction des risques biologiques et de la santé au travail

Stéphane Buteau, conseiller scientifique

Fabien Gagnon, médecin spécialiste en santé publique et médecine préventive

Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques

Christiane Thibault, chef d'unité scientifique

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

* Membre externe du Comité d'experts sur les risques chimiques de l'eau (CERCeau).

** Membre externe du Comité d'experts sur les risques chimiques de l'eau (CERCeau) au moment de la rédaction d'une version préliminaire de l'avis.

*** Membre externe du Comité d'experts sur les risques microbiologiques de l'eau (CERMeau).

Table des matières

Liste des tableaux	V
Faits saillants	1
Sommaire	3
1 Mise en contexte	7
2 Objectifs et méthodologie générale	11
3 Contamination par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec et hors Québec : état de la situation	13
3.1 Données de contamination québécoises	13
3.2 Autres données de contamination canadiennes	15
3.3 Contamination par le plomb de l'eau potable des écoles et des garderies : principaux constats	15
4 Études épidémiologiques ayant examiné le lien entre l'exposition au plomb par l'entremise de l'eau potable et l'impact sur la plombémie des enfants	19
4.1 Études écologiques	19
4.2 Études comportant des mesures d'exposition individuelle	19
4.2.1 Études de cohorte.....	19
4.2.2 Études transversales.....	20
4.3 Synthèse des résultats des études épidémiologiques.....	21
5 Modélisation de l'impact du plomb présent dans l'eau potable des écoles et des garderies sur la plombémie des enfants exposés	23
5.1 Description du modèle utilisé	23
5.2 Scénarios d'exposition retenus pour modéliser les distributions de plombémies	26
5.2.1 Prémisses applicables à tous les scénarios.....	26
5.2.2 Distributions des concentrations de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies d'un territoire donné	26
5.2.3 Distributions des concentrations de plomb dans l'eau potable d'écoles et de garderies potentiellement problématiques sur un territoire donné	28
5.3 Résultats des modélisations TCBE probabilistes des plombémies.....	29
5.3.1 Plombémies pour la clientèle des écoles et des garderies d'un territoire donné	30
5.3.2 Plombémies pour la clientèle d'écoles et de garderies potentiellement problématiques sur un territoire donné	32
5.4 Interprétation des résultats et comparaison avec d'autres études.....	34
5.5 Limites et incertitudes liées à la modélisation de la plombémie	36
5.5.1 Modèle cinétique proprement dit	36
5.5.2 Scénario d'exposition appliqué au modèle	37
5.5.3 Données caractérisant les individus modélisés.....	38
5.5.4 Données caractérisant les concentrations de plomb dans l'EPÉG.....	38

6	Estimation de l'impact possible de la présence de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies sur le QI des enfants.....	39
6.1	Relation dose-réponse entre la plombémie et l'effet sur le QI	39
6.2	Effet possible sur le QI des enfants fréquentant les écoles et les garderies potentiellement problématiques d'un territoire donné	40
6.3	Portée des résultats de modélisation sur la gestion du risque	40
6.4	Incertitudes relatives à l'évaluation du risque de diminution du QI.....	41
7	Surveillance de la qualité de l'eau des écoles et des garderies : pertinence et modalités	43
7.1	Revue des procédures recommandées pour l'évaluation de la contamination par le plomb de l'eau des écoles et des garderies	43
7.1.1	Synthèse sur les procédures d'évaluation de l'exposition au plomb présent dans l'eau potable des écoles et des garderies	45
7.2	Mesures de mitigation pour corriger les problèmes de plomb détectés	46
7.2.1	Mesures utilisées en Amérique du Nord.....	46
7.2.2	Mesures utilisées au Québec.....	47
7.2.3	Synthèse concernant les mesures de mitigation.....	48
7.3	Autres aspects à considérer	48
7.3.1	Rapport coûts-bénéfices	48
7.3.2	Aspects éthiques.....	49
7.4	Comparaison de différents scénarios de surveillance de la qualité de l'eau des écoles et des garderies du Québec	50
7.4.1	Options de surveillance considérées et critères utilisés pour les comparer	50
7.4.2	Principaux résultats.....	51
7.4.3	Limites de la comparaison des scénarios de surveillance de l'EPÉG	53
8	Conclusion et recommandations	55
8.1	Conclusion	55
8.2	Recommandations.....	56
9	Références	57
Annexe 1	Association entre la plombémie et le QI infantile : relation dose-réponse.....	69
Annexe 2	Méthodologie de collecte d'informations	77
Annexe 3	Description des modèles <i>Integrated Exposure Uptake Biokinetic</i> (IEUBK) et toxicocinétique à base empirique (TCBE).....	81
Annexe 4	Concentrations de plomb dans l'eau des écoles et des garderies du Québec et hors Québec	93
Annexe 5	Méthodologies d'échantillonnage du plomb dans les écoles ou les garderies proposées par divers organismes et stratégies de mitigation pour la réduction du plomb dans l'eau potable	99
Annexe 6	Aspects éthiques à considérer pour évaluer la pertinence de la surveillance systématique du plomb dans l'eau des écoles et des garderies du Québec.....	107

Liste des tableaux

Tableau 1	Concentrations en plomb mesurées dans diverses écoles et garderies au Québec et ailleurs au Canada.....	16
Tableau 2	Distributions des concentrations de plomb dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$) retenues lors de modélisations TCBE probabilistes de l'exposition dans les écoles et les garderies d'un territoire donné.....	27
Tableau 3	Distributions des concentrations de plomb dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$) retenues lors de modélisations TCBE probabilistes correspondant à l'exposition dans des écoles et des garderies potentiellement problématiques d'un territoire donné.....	29
Tableau 4	Modélisations probabilistes des plombémies moyennes et maximales ($\mu\text{g/dL}$) chez des individus exposés dans des écoles et des garderies à des concentrations de plomb dans l'eau potable, qui varient quotidiennement selon des distributions statistiques mesurées au sein d'établissements d'un territoire donné.....	31
Tableau 5	Modélisations probabilistes des plombémies moyennes et maximales ($\mu\text{g/dL}$) chez des individus exposés dans des écoles et des garderies à des concentrations de plomb dans l'eau potable, qui varient quotidiennement selon des distributions statistiques mesurées au sein d'établissements potentiellement problématiques	33

Faits saillants

L'exposition au plomb de la population générale a diminué de façon importante en Amérique du Nord au cours des dernières décennies. Néanmoins, les constituants de canalisation et de robinetterie des bâtiments peuvent être à l'occasion une source de contamination de l'eau au plomb, notamment dans les écoles et les garderies québécoises. La présence de plomb dans l'eau potable au-delà de la norme actuelle du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) semble cependant peu fréquente et plutôt intermittente dans ces établissements. Cela dit, les données à cet égard demeurent limitées et doivent être interprétées avec prudence.

Puisque les jeunes enfants sont particulièrement susceptibles aux effets délétères du plomb, le présent avis se penche sur l'évaluation du risque potentiel que peut représenter la présence de plomb dans l'eau potable distribuée dans les écoles et les garderies du Québec. Des propositions sont également faites pour appuyer la gestion de ce risque par les instances concernées.

Afin d'évaluer le risque, les auteurs de l'avis ont eu recours à une procédure de simulation de l'exposition des enfants au plomb présent dans l'eau potable des écoles et des garderies. Pour ce faire, ils ont utilisé un modèle toxicocinétique² qui a permis de reproduire des scénarios hypothétiques mais réalistes de l'exposition au plomb des jeunes enfants. En raison de la rareté des données québécoises mentionnée au paragraphe précédent, l'analyse réalisée a dû reposer principalement sur les niveaux de contamination de l'eau observés dans d'autres provinces canadiennes. Il n'est donc pas acquis que ces données soient représentatives du contexte québécois actuel.

- Selon des modélisations effectuées sur la base des données de contamination disponibles à l'échelle d'un territoire – province ou région, le plomb présent dans l'eau des écoles et des garderies ne contribue généralement ni à l'augmentation significative de la plombémie moyenne annuelle des enfants, ni à l'augmentation de leur plombémie maximale pouvant être atteinte au cours d'une année.
- Pour un nombre restreint d'écoles ou de garderies au sein d'un tel territoire, il est cependant possible qu'un impact significatif sur la plombémie moyenne et maximale atteinte au cours de l'année ainsi que sur le nombre d'enfants ayant une plombémie supérieure au seuil acceptable soit présent; cet impact étant imperceptible sur l'ensemble d'un territoire.
- En ce qui concerne les enfants fréquentant ce nombre restreint d'établissements, l'augmentation de leur plombémie pourrait se traduire par une perte moyenne de 1 à 3 points de quotient intellectuel, et cette perte pourrait atteindre près de 7 points dans le cas d'une exposition plus fréquente ou de plus grande ampleur chez les enfants les plus sensibles, notamment les nourrissons.
- L'impact évalué sur le quotient intellectuel demeure un exercice théorique en raison de nombreuses incertitudes associées à l'étendue des expositions et des effets incertains du plomb à très faibles doses. Bref, il est très difficile d'estimer l'impact réel de ces contaminations et leur signification concrète sur le plan sanitaire.

² Le terme *toxicocinétique* désigne l'ensemble des processus d'absorption, de distribution, de transformation et d'excrétion d'un contaminant toxique dans l'organisme. En somme, il s'agit du devenir du contaminant dans l'organisme à partir du moment où il a pénétré dans cet organisme.

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation

En vue d'appuyer la gestion de ce risque, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) suggère aux instances concernées d'en apprendre davantage sur les niveaux de contamination de l'eau par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec; de favoriser des projets pilotes de surveillance de la qualité de l'eau dans ces établissements et de concevoir des outils afin que les professionnels des directions de santé publique puissent conseiller adéquatement les parties concernées, incluant la population.

Sommaire

Contexte

Le plomb inorganique est un neurotoxique qui agit à très faible dose. D'ailleurs, aucun seuil sans effet n'a été établi pour ce métal. Sa présence dans les constituants de canalisation et de robinetterie peut être une source de contamination de l'eau consommée. Devant le risque possible pour le développement de l'enfant, plusieurs organismes, dont Santé Canada, proposent une surveillance plus étroite du plomb dans l'eau des écoles et des garderies.

Objectifs

Le présent avis servira à soutenir le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et les directions de santé publique (DSPublique) dans l'évaluation et la gestion du risque potentiel que représente la présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies du Québec. Plus particulièrement, il vise à :

- Décrire l'état des connaissances sur les niveaux de contamination par le plomb de l'eau des écoles et des garderies.
- Estimer l'impact de l'exposition au plomb présent dans l'eau de ces établissements sur la plombémie des enfants.
- Évaluer le risque associé à l'exposition au plomb présent dans l'eau des écoles et des garderies, au regard du développement intellectuel des enfants qui les fréquentent.
- Discuter de la pertinence et des modalités éventuelles d'une surveillance à chaque point d'eau utilisé par les enfants dans ces établissements.

Méthodologie

Le Groupe scientifique sur l'eau (GSE) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) et l'Équipe scientifique sur l'évaluation des risques toxicologiques et radiologiques (ESERTR) du même organisme ont eu recours à une méthodologie comprenant les éléments suivants :

- Révision de la littérature scientifique clé ayant trait aux impacts de la contamination de l'eau par le plomb sur la plombémie et le quotient intellectuel des enfants.
- Collecte d'informations sur la qualité de l'eau des écoles et des garderies du Québec et d'autres provinces canadiennes auprès des partenaires concernés (ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MELCC], DSPublique, chercheurs).
- Modélisations cinétiques de l'impact, sur la plombémie des enfants, de différents scénarios de contamination pouvant être observés dans des écoles et des garderies du Québec et dans d'autres provinces canadiennes.
- Rencontres avec les professionnels et les médecins des DSPublique et les experts québécois concernés par ce problème.
- Collaboration à l'organisation d'un webinaire réunissant plusieurs intervenants de santé publique provenant de trois autres provinces canadiennes (Nouveau-Brunswick, Ontario, Colombie-Britannique).
- Comparaison de différents scénarios de surveillance selon certains des critères proposés dans le document intitulé *La gestion des risques en santé publique au Québec : cadre de référence* (Cortin et al., 2016) ainsi que des valeurs retenues pour soutenir l'analyse éthique des actions en santé publique.

État de situation au Québec

- Le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) du Québec, qui vise principalement à contrôler la présence de plomb dans les résidences unifamiliales et les bâtiments résidentiels (de moins de 8 logements), inclut une surveillance limitée du plomb dans l'eau des écoles et des garderies. Ainsi, ce règlement prévoit qu'au moins un des échantillons d'eau soit prélevé annuellement dans ce type d'établissements. Le nombre d'échantillons ne doit toutefois pas excéder plus de 10 % des échantillons d'eau prélevés sur l'ensemble du réseau concerné (un seul robinet par école ou garderie et après un écoulement de 5 minutes).
- Selon les données du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) pour la période de 2013 à 2016, 3 % des établissements échantillonnés pendant cette période (selon la procédure réglementaire) ont dépassé la norme actuelle de 10 µg/L. Cette proportion serait supérieure si la nouvelle recommandation de Santé Canada était appliquée. Cette dernière vise à abaisser la concentration maximale acceptable à 5 µg/L avec un échantillonnage sans écoulement préalable³.
- La contamination au-delà de la norme actuelle du RQEP pour l'eau des écoles et des garderies québécoises semble être peu fréquente et plutôt intermittente, mais les données sont limitées. Les mêmes tendances relativement à une contamination peu fréquente semblent s'observer ailleurs au Canada.

Impact sur la plombémie et le développement intellectuel des enfants

- Plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence l'impact de la contamination de l'eau par le plomb sur la plombémie des jeunes enfants. Cependant, à cause de leurs limites, ces études peuvent difficilement être utilisées dans une évaluation du risque s'appliquant à l'eau distribuée dans les écoles et les garderies. Par conséquent, une approche de modélisation toxicocinétique a été privilégiée.
- Selon des modélisations effectuées à l'échelle d'un territoire donné (ex. : province ou région), le plomb présent dans l'eau des écoles et des garderies ne contribue généralement pas à augmenter de manière significative la plombémie moyenne annuelle des enfants ni à augmenter leur plombémie maximale pouvant être atteinte au cours d'une année.
- Toutefois, un impact significatif, tant sur la plombémie moyenne et maximale atteinte au cours de l'année que sur le nombre d'enfants ayant une plombémie supérieure au seuil des maladies à déclaration obligatoire (MADO) au Québec, est possible pour un nombre plus restreint d'écoles ou de garderies, même si cela ne se constate pas à l'échelle d'un territoire donné. Cela peut être le cas lorsque des épisodes occasionnels de contamination plus notable de l'eau potable sont notés dans de tels établissements (considérés alors comme « potentiellement problématiques »).
- Les résultats obtenus suggèrent pour ces établissements qu'une perte de 1 à 3 points de quotient intellectuel pourrait être observée en moyenne chez les nourrissons, et une perte allant jusqu'à 2 points de quotient intellectuel en moyenne pourrait être notée chez les enfants âgés de 1 à 6 ans. La perte de quotient intellectuel chez les individus les plus exposés pourrait même être de près de 7 points chez les nourrissons et de 4 points chez les enfants âgés de 1 à 6 ans.

³ La nouvelle recommandation de Santé Canada a été mise en ligne le 8 mars 2019, et elle peut être consultée à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-plomb.html>

- L'impact sur le développement des enfants mentionnés ci-dessus est incertain. Toutefois, cet impact ne peut être écarté dans certaines situations particulières dont la fréquence est actuellement impossible à estimer.

Surveillance de la qualité de l'eau dans les écoles et les garderies : pertinence et modalités

La pertinence d'une surveillance accrue de la qualité de l'eau dans les écoles et les garderies du Québec est fonction de l'importance du risque déterminé à l'étape précédente. Elle est aussi fonction de la capacité, lors d'une telle surveillance, à détecter les cas potentiellement problématiques, c'est-à-dire les cas de contamination susceptibles d'avoir un impact sur la plombémie et le quotient intellectuel des enfants. Enfin, elle est aussi fonction des capacités à résoudre les cas problèmes.

Afin de discuter des modalités possibles de surveillance de la qualité de l'eau dans les écoles et les garderies, les auteurs du présent avis ont comparé quatre scénarios en faisant varier le niveau de surveillance, allant du *statu quo* (situation actuelle) au niveau recommandé récemment par Santé Canada. Pour ce faire, ils ont utilisé les critères suivants : efficacité et efficience (pour la détection des situations potentiellement problématiques et leur correction), conformité avec les normes en vigueur, valeurs éthiques en présence et cohérence avec les actions de développement durable.

Selon l'évaluation effectuée, les valeurs éthiques de bienfaisance, d'équité, de prudence et d'autonomie plaideraient pour une surveillance plus serrée. En revanche, les principes d'efficience, de non-malfaisance et de développement durable plaideraient plutôt pour une limitation de cette surveillance.

Limites de l'analyse

Plusieurs limites importantes de cette analyse doivent être soulignées :

- En raison du peu de données disponibles au Québec, l'analyse se base principalement sur les niveaux de contamination observés dans d'autres provinces canadiennes. Il n'est pas acquis que ces données soient représentatives de la situation actuelle au Québec.
- La modélisation de la plombémie comporte certaines limites inhérentes aux incertitudes du modèle lui-même, mais qui sont aussi associées aux données d'exposition utilisées.
- À cause de nombreuses incertitudes associées non seulement à l'étendue des expositions, mais aussi aux effets incertains du plomb à très faibles doses, l'impact évalué ici sur le quotient intellectuel demeure un exercice théorique. Il est très difficile d'estimer l'impact réel de ces contaminations sur le plan sanitaire.
- Les données disponibles quant à l'efficacité et à l'efficience de différents scénarios d'intervention permettant de détecter et de corriger les cas problématiques sont limitées.

Recommandations

Compte tenu des constatations précédentes, il est recommandé de :

1. Mettre sur pied des initiatives en vue de connaître davantage les niveaux de contamination de l'eau par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec.
2. Favoriser la réalisation de projets pilotes permettant de comparer différentes options de surveillance de la qualité de l'eau dans ces établissements, et d'évaluer leur faisabilité ainsi que leur efficacité et leur efficience à détecter et à corriger les situations potentiellement problématiques.

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation

3. Développer et mettre à jour des outils afin d'aider les professionnels des DSPublique à conseiller plus adéquatement les partenaires concernés ainsi que la population à propos de cette problématique.
4. Soutenir les partenaires concernés (ex. : écoles, commissions scolaires, ministère de la Famille [MFA], ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur [MEES], ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MELCC]) afin que ces derniers puissent mieux évaluer et gérer le risque lorsqu'une contamination est observée.

1 Mise en contexte

Le plomb inorganique a longtemps été utilisé dans la tuyauterie des réseaux de distribution d'eau potable, dans les éléments de plomberie ainsi que comme composant de peintures ou des soudures de boîtes de conserve. Il a aussi été largement diffusé dans l'environnement à la suite de l'ajout de plomb tétraéthyle comme agent antidétonant dans l'essence. Depuis qu'il est interdit d'ajouter du plomb dans les peintures domestiques et l'essence des véhicules routiers, et que son emploi est restreint dans la fabrication de nombreux produits de consommation, l'exposition de la population générale à cette substance a diminué de façon considérable en Amérique du Nord. De fait, l'évolution des concentrations de plomb dans le sang, ou plombémies, des populations américaines et canadiennes dans les dernières décennies confirme cette affirmation (Brown et Margolis, 2012; Bushnik *et al.*, 2010). En effet, la concentration de plomb dans le sang des Canadiens aurait chuté de 70 % depuis 1978-1979 (Santé Canada, 2013a). Ainsi, les niveaux moyens de plomb chez les enfants canadiens de 3 à 5 ans étaient estimés à 0,67 µg/dL en 2014-2015 (Santé Canada, 2017b), alors qu'une plombémie moyenne de 1 µg/dL était estimée pour les enfants québécois (Valcke, 2018).

Malgré les progrès mentionnés ci-dessus, certaines sources d'exposition requièrent toujours une attention particulière, surtout l'alimentation, et les sources résidentielles (vieilles peintures à base de plomb, poussières domestiques, produits de consommation et eau potable) ainsi que les sols contaminés (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2007; Santé Canada, 2017a).

Ainsi, l'exposition au plomb environnemental constitue encore une préoccupation de santé publique. D'une part, le plomb persiste de nombreuses années dans l'organisme humain et dans l'environnement en général. D'autre part, il cause de nombreux effets multisystémiques sur la santé, même à de très faibles doses (Lanphear, 2017), comme le montrent les évaluations systématiques réalisées par plusieurs organismes et comités d'experts (National Toxicology Program [NTP], 2012; Santé Canada, 2013a; United States Environmental Protection Agency [U.S. EPA], 2014). Le plomb a des effets délétères, particulièrement sur les systèmes nerveux, cardiovasculaire, hématologique, rénal et immunitaire ainsi que sur la reproduction et le développement. Par ailleurs, le plomb inorganique est classé comme étant probablement cancérigène par le Centre international de Recherche sur le Cancer (IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans, 2006). C'est toutefois pour le système nerveux que l'exposition au plomb inorganique est la plus néfaste. En effet, ce type de plomb engendre des troubles du développement cognitif et des troubles neurocomportementaux chez le jeune enfant, et la réversibilité de ces symptômes est incertaine avec comme corollaire des répercussions possibles jusqu'à l'âge adulte (NTP, 2012; Santé Canada, 2013a; U.S. EPA, 2014).

Les principaux organismes de santé publique à travers le monde évaluent et gèrent le risque associé à l'exposition humaine environnementale au plomb sur la base des effets mentionnés ci-dessus, plus précisément sur la base de la diminution du quotient intellectuel (QI) observée chez les jeunes enfants à des plombémies inférieures à 10 et même à 5 µg/dL (Chen *et al.*, 2005, 2007; Crump *et al.*, 2013; Lanphear *et al.*, 2005; Wasserman *et al.*, 2003; Autorité européenne de sécurité des aliments [EFSA], 2010; Office of Environmental Health Hazard Assessment [OEHHA], 2009; Santé Canada, 2017a; U.S. EPA, 2014). Il faut noter que l'analyse groupée de plusieurs études de cohortes, réalisée par Lanphear *et al.* (2005) puis validée par Crump *et al.* (2013) – voir l'annexe 1, est considérée comme l'étude de référence pour estimer l'effet du plomb sur le QI des jeunes enfants. Puisque l'effet sur le QI des enfants est considéré à la fois sensible et robuste, s'y référer pour gérer le risque est considéré comme protecteur à l'égard des autres effets toxiques associés au plomb.

Par ailleurs, puisqu'aucun seuil d'exposition sans effet sur le QI n'a à ce jour été mis en évidence, de nombreuses organisations recommandent de continuer à réduire davantage les niveaux de plombémie, même s'ils étaient considérés jusqu'à maintenant comme acceptables (Santé Canada, 2013a). Au Québec, la préoccupation au regard de la vulnérabilité particulière des jeunes enfants s'est ainsi traduite par un abaissement du seuil de déclaration obligatoire de la plombémie à 0,25 µmol/L (5,18 µg/dL) pour les enfants de moins de 12 ans (Comité des définitions nosologiques, 2018). De même, des experts américains ont envisagé la possibilité de diminuer aux États-Unis le seuil de déclaration de la plombémie des enfants présentement fixé à 5 µg/dL (Lead Poisoning Prevention Subcommittee Work Group, 2017).

Même si l'exposition au plomb a diminué considérablement ces dernières années, des mesures continuent à être mises en place par les autorités de santé publique afin de réduire le plus possible l'exposition de la population au plomb environnemental (Santé Canada, 2013b). Santé Canada (2017a) a ainsi récemment annoncé son intention de modifier sa recommandation concernant la présence de plomb dans l'eau de consommation. D'une part, Santé Canada propose d'abaisser la valeur de la concentration maximale acceptable (CMA) de plomb dans l'eau potable de 10 à 5 µg/L. D'autre part, il recommande que la concentration de plomb soit vérifiée à tous les points employés pour la consommation d'eau des enfants dans les écoles et les garderies. De plus, pour ce type d'établissements, Santé Canada préconise de prélever dorénavant l'eau sans écoulement préalable. Cette surveillance de la concentration de plomb de chaque fontaine et de chaque robinet utilisés par les enfants a aussi été recommandée par plusieurs juridictions nord-américaines (Council on Environmental Health [COEH], 2016; Gouvernement de l'Ontario, 2017; Watchel *et al.*, 2017).

Au Québec, la surveillance réglementaire de la qualité de l'eau vise principalement le contrôle du plomb dans les résidences unifamiliales et les bâtiments résidentiels (de moins de 8 logements). La surveillance de l'eau dans les écoles et les garderies est également réglementée, mais demeure limitée et, de ce fait, ne procure qu'un portrait parcellaire de la situation. Il est ainsi prévu qu'au moins un des échantillons retenus pour l'analyse du plomb dans un réseau soit prélevé annuellement auprès de ce type d'établissements. Ce prélèvement ne doit pas toutefois excéder plus de 10 % des échantillons devant être prélevés dans l'ensemble du réseau concerné. Le prélèvement est effectué à un seul robinet par école ou garderie et uniquement après un écoulement de 5 minutes (Gouvernement du Québec, 2018). D'après les résultats d'analyse d'eau recueillis par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) pour la période de 2013 à 2016, les concentrations en plomb mesurées dans ces établissements, conformément à la procédure réglementaire, sont habituellement sous la norme de plomb dans l'eau potable; norme qui est actuellement de 10 µg/L. Cependant, des dépassements de cette norme peuvent parfois être observés, incluant des pics de concentrations de plomb pouvant dépasser en de rares occasions la norme par plus d'un ordre de grandeur. Lorsque le dépassement concerne un établissement desservi par un réseau municipal, il revient au responsable du bâtiment (école ou garderie) d'évaluer et de corriger la situation avec le soutien de la direction de santé publique (DSPublique) concernée. De fait, certaines DSPublique, dont celles des régions des Laurentides et de Montréal, ont dû faire face à une problématique de dépassement de la norme québécoise de concentration de plomb dans l'eau d'écoles de leur territoire respectif. Après analyse de la situation, ces DSPublique ont conclu que le risque pour la santé était faible (Brodeur et Beausoleil, 2016; Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017; M. Savard, communication personnelle, 29 novembre 2016). D'autres DSPublique, aux prises avec des dépassements occasionnels de la norme dans des écoles ou des garderies, ont manifesté des inquiétudes quant aux conséquences des activités de surveillance plus étendue comme cela est préconisé par Santé Canada, considérant notamment un manque de ressources pour gérer les situations de dépassement de la norme. Ces situations constituent aussi un enjeu dans le contexte actuel où la promotion de saines habitudes de vie, dont la consommation d'eau non embouteillée à

l'école, est de plus en plus préconisée. Une telle approche est proposée dans le *Plan d'action interministériel 2017-2021 de la Politique gouvernementale de prévention en santé* (ministère de la Santé et des Services sociaux [MSSS], 2018).

En conséquence, le MSSS a sollicité l'expertise du GSE de l'INSPQ en vue d'obtenir du soutien dans l'élaboration d'une position québécoise de santé publique sur cette problématique. Pour appuyer le MSSS, le GSE a donc produit le présent avis scientifique conjointement avec l'ESRTR de l'INSPQ.

2 Objectifs et méthodologie générale

Cet avis scientifique servira à soutenir le MSSS, ainsi que les DSPublique du Québec, dans l'évaluation et la gestion du risque potentiel associé à la présence de plomb dans l'eau potable des écoles⁴ et des garderies⁵. Plus spécifiquement, conformément au mandat que le GSE a reçu du MSSS, les objectifs de l'avis sont les suivants :

1. Décrire l'état des connaissances sur les niveaux de contamination de l'eau des écoles et des garderies au Québec.
2. Estimer l'impact de l'exposition au plomb de l'eau de ces établissements sur la plombémie des enfants.
3. Évaluer le risque associé à l'exposition au plomb dans l'eau des écoles et des garderies québécoises, au regard du développement intellectuel des enfants qui les fréquentent.
4. Discuter de la pertinence et des modalités d'une surveillance⁶ à chaque point d'eau utilisé par les enfants dans ces établissements.

Afin d'alléger le texte, l'*eau potable des écoles et des garderies* sera désignée dans le reste du document sous l'abréviation EPÉG.

L'atteinte du premier objectif a requis d'examiner les données québécoises sur la présence de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies et de recenser les résultats de mesures provenant de campagnes d'échantillonnage réalisées ailleurs au Canada, où de telles données sont davantage disponibles (voir le chapitre 3). Par la suite, afin de remplir le deuxième objectif, les principales études épidémiologiques ayant examiné le lien entre l'exposition à de faibles concentrations de plomb dans l'eau potable et l'effet sur la plombémie des enfants ont été revues (voir le chapitre 4). Puisque les études épidémiologiques comportaient de nombreuses limites, l'impact de l'exposition des enfants au plomb présent spécifiquement dans l'EPÉG sur la plombémie a été évalué par modélisation, en simulant différents scénarios d'exposition à l'EPÉG (voir le chapitre 5). Les résultats de la modélisation cinétique de la plombémie constituent la base de l'évaluation des risques au regard du développement intellectuel (plus particulièrement le quotient intellectuel ou QI) des enfants exposés au plomb présent dans l'EPÉG (voir le chapitre 6).

Pour remplir le dernier objectif, quatre scénarios, qui pourraient être utilisés pour surveiller la qualité de l'EPÉG en regard du plomb, sont ensuite présentés et discutés, à titre d'exemples (voir le chapitre 7).

Différentes approches méthodologiques ont été employées pour atteindre les objectifs énumérés ci-dessus. Ainsi, une recension et une analyse des articles clés de la littérature scientifique ont été réalisées (voir l'annexe 2). Un modèle cinétique d'estimation de l'impact sur les plombémies des enfants exposés au plomb présent dans l'EPÉG a aussi été mis au point (voir l'annexe 3). De plus, pour la comparaison de différents scénarios de surveillance de l'eau des écoles, les critères proposés dans le document intitulé *La gestion des risques en santé publique au Québec : cadre de*

⁴ Seules les écoles primaires sont visées par le mandat. Ainsi, dans le souci d'alléger le texte, le terme *école* est utilisé dans le présent document et désigne les établissements scolaires de niveau primaire.

⁵ Le terme *garderie* employé ici désigne les garderies subventionnées ou non subventionnées ainsi que les centres de la petite enfance.

⁶ Il importe de préciser ici que la notion de *dépistage*, employée dans le vocabulaire de la demande initiale du MSSS, a été traitée par les auteurs du présent avis comme étant plutôt de la *surveillance*. De fait, c'est cette appellation qui est utilisée dans la mise à jour de la recommandation de Santé Canada (2017) en ce qui a trait à la présence de plomb dans l'eau potable des écoles.

référence (Cortin *et al.*, 2016) ont été utilisés de façon qualitative, comme peu de données quantitatives sur ce sujet étaient disponibles. Enfin, diverses valeurs à retenir en appui à l'analyse éthique de la problématique dans une perspective de santé publique ont été proposées en se basant sur le cadre de référence publié par l'INSPQ (Filiatrault, Désy et Leclerc, 2015).

Par ailleurs, des professionnels de DSPublique concernées par la problématique du plomb dans l'EPÉG, des professionnels du MELCC ainsi que des experts de Polytechnique Montréal (Université de Montréal) ont été rencontrés par les rédacteurs du présent avis en vue d'obtenir des renseignements sur leur expérience à propos de l'évaluation et de la gestion du risque. Ces renseignements avaient trait, notamment, aux procédures d'échantillonnage de l'EPÉG, aux niveaux de contamination mesurés ainsi qu'aux méthodes d'évaluation du risque utilisées et à leurs implications dans la gestion des cas problèmes. De plus, des professionnels de diverses organisations canadiennes de santé publique ont été contactés par les auteurs de l'avis pour échanger sur ce sujet, entre autres, au moyen d'un webinaire conjoint organisé avec des chercheurs de l'Université Laval le 28 juin 2017 (VisezEau, 2017). Finalement, le travail mené pour réaliser cet avis a été discuté lors d'une rencontre du Comité d'experts sur les risques chimiques de l'eau (CERCeau) de l'INSPQ, dont font partie des experts externes.

3 Contamination par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec et hors Québec : état de la situation

L'eau peut être une source significative d'exposition au plomb lorsque les constituants du système de distribution (ex. : tuyauterie, soudures, composantes de connexion, matériaux de la robinetterie) contiennent du plomb (NTP, 2012; Santé Canada, 2017a). Plusieurs facteurs contribuent à la libération de ce métal, dont le potentiel de corrosivité de l'eau associé à la qualité de l'eau (ex. : la température, le pH, l'alcalinité, la dureté), l'âge du système de plomberie, le temps de stagnation de l'eau dans la tuyauterie, le désinfectant utilisé ou des travaux réalisés sur la plomberie (Santé Canada, 2009; Schock et Lemieux, 2010).

Habituellement, les concentrations de plomb dans l'EPÉG sont faibles, mais elles peuvent fluctuer grandement dans le temps et dans l'espace de même que d'un échantillon à l'autre (Deshommes *et al.*, 2016). Aussi, la méthodologie de prélèvement des échantillons d'eau (ex. : temps de stagnation, premier jet, temps d'écoulement, volume d'échantillons, etc.) influencera les concentrations en plomb mesurées dans l'eau, les concentrations les plus élevées étant habituellement dans l'eau de premier jet après une période de stagnation. Une fluctuation importante de plomb peut également être constatée pour un même robinet et de façon notable lors de la libération de plomb particulière – soit quelques centaines ou quelques milliers de µg/L (Deshommes *et al.*, 2016; Triantafyllidou et Edwards, 2009). Ces fluctuations sont peu fréquentes et semblent se produire dans une faible proportion d'écoles ou de garderies, soit moins de 1 % selon les résultats provenant d'autres provinces (Deshommes *et al.*, 2016). Elles sont cependant difficiles à prévoir.

En vue de réaliser l'objectif 1 du présent mandat, soit de décrire l'état des connaissances sur les niveaux d'exposition au plomb des enfants résultant de la consommation d'eau dans les écoles et les garderies, les données de contamination québécoises ont été recensées (voir la section 3.1). À titre comparatif, ont également été recensées les données provenant d'organisations situées dans d'autres provinces canadiennes, entre autres en Ontario et au Nouveau-Brunswick (voir la section 3.2). L'annexe 4 présente d'ailleurs plus en détail les niveaux de plomb mesurés dans l'EPÉG.

3.1 Données de contamination québécoises

Le Québec comptait en 2013-2014 un peu plus de 2 140 écoles de niveau primaire (MEES, 2016), environ 1 500 installations de centres de la petite enfance, 700 garderies subventionnées et près de 15 000 services de garde en milieu familial reconnus par un bureau coordonnateur (MFA, 2017). Cependant, peu de données sont actuellement disponibles pour évaluer les concentrations de plomb dans l'eau de ces établissements. D'une part, très peu d'établissements sont échantillonnés dans le cadre de la surveillance réglementaire au Québec. À cet effet, depuis 2013, le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) du Québec (Gouvernement du Québec, 2018) impose aux responsables de systèmes de distribution de plus de 20 personnes qu'au moins un des échantillons retenus pour l'analyse du plomb soit prélevé dans des établissements d'enseignement ou des établissements assurant des services à des enfants de 6 ans ou moins (ces prélèvements ne doivent toutefois pas excéder plus de 10 % des échantillons qu'il est prévu de prélever dans l'ensemble du réseau concerné)⁷. D'autre part, la réglementation actuelle n'exige des prélèvements qu'après 5 minutes d'écoulement, ce qui ne permet pas de mesurer les élévations potentielles de

⁷ Dans le cas où le système de distribution ne desservirait que des établissements d'enseignement ou des services de garde, le nombre minimal d'échantillons requis pour le contrôle du plomb est un seul échantillon.

concentrations lors de la libération du plomb après une stagnation d'eau. La nature de cet échantillonnage (après 5 minutes d'écoulement) fait habituellement en sorte que des concentrations plus faibles sont notées au moyen de cette méthode comparativement aux concentrations notées avec les autres méthodes d'échantillonnage. Ainsi, un prélèvement après 5 minutes d'écoulement sous-estime très certainement le niveau d'exposition au plomb présent dans l'eau potable de ces établissements.

D'après les prélèvements d'EPÉG réalisés de 2013 à 2016 (selon les exigences du RQEP) auprès de 436 écoles ou garderies⁸, un dépassement de la norme de 10 µg/L a été observé dans environ 3 % de ces milieux (voir le tableau 1). Cette proportion grimperait à 8,5 % des établissements dans le cas de concentrations supérieures à 5 µg/L (recommandation proposée par Santé Canada). La moyenne géométrique de l'ensemble des analyses (n = 1 919) est relativement faible avec une concentration de 0,9 µg/L. Quant à la concentration maximale mesurée lors de ce contrôle réglementaire, elle était de 350 µg/L et concernait une garderie. Il faut noter que, selon la procédure réglementaire, l'échantillonnage doit être réalisé entre le 1^{er} juillet et le 1^{er} octobre, soit pendant la saison la plus chaude qui est souvent plus propice au relargage du plomb des canalisations.

À Montréal, la DSPublique rapporte, suivant un échantillonnage réalisé en juin 2017 dans des classes de maternelle de 51 écoles sélectionnées aléatoirement sur son territoire, des concentrations de plomb dans l'eau de premier jet variant de 0,5 à 20 µg/L, avec une médiane à 4,5 µg/L. Sur les 51 robinets évalués (un par établissement), 8 (15,7 %) dépassaient 10 µg/L en moyenne sur deux prélèvements de 125 ml (Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017).

La Ville de Québec a de son côté procédé, de juin à septembre durant les années 2015-2016, à des prélèvements d'eau dans 29 écoles de son territoire. Les résultats des prélèvements, effectués à un robinet de la salle des professeurs, font état de médianes faibles (inférieures à 2 µg/L), peu importe le mode d'échantillonnage. Une concentration élevée de 559 µg/L dans l'eau de premier jet a cependant été notée.

Enfin, de plus importantes proportions de plomb dans l'eau de garderies ont déjà été notées dans le cadre d'un projet de recherche réalisé au Québec au début des années 1990 (Lavoie *et al.*, 1991). Selon les observations, l'eau de premier jet d'un certain nombre d'échantillons (25 % ou 47/189) d'un secteur d'une municipalité, prélevés auprès de 34 établissements durant les mois d'avril et de mai, présentait des concentrations supérieures à 100 µg/L (Lavoie *et al.*, 1991). Bien que ce type de dépassement dans l'eau de premier jet soit observé occasionnellement dans les établissements scolaires ou les garderies du Québec, les données sont néanmoins insuffisantes pour préciser le nombre de dépassements attendus à l'échelle du Québec.

⁸ Les données transmises par le MELCC ne sont pas exhaustives, car il n'y a pas d'obligation réglementaire pour le responsable d'un système de distribution d'eau potable de spécifier si l'échantillon a été prélevé dans une école ou une garderie. Seules les données permettant une telle précision sont présentées.

3.2 Autres données de contamination canadiennes

Une étude réalisée dans divers établissements de quatre provinces canadiennes (Colombie-Britannique, Ontario, Québec, Nouveau-Brunswick), dont entre autres dans 4 010 édifices abritant des enfants de 0 à 7 ans, montre des médianes relativement faibles de plomb dans l'eau de premier jet avec des concentrations de 1,8 et de 1,0 µg/L et des temps de stagnation, avant prélèvement, d'au moins 6 heures ou 30 minutes respectivement (Deshommes *et al.*, 2016). Quant aux 90^{es} percentiles, ils se situaient respectivement à 11 et à 4,7 µg/L (voir le tableau 1).

Au Nouveau-Brunswick, 26 % des écoles de la province (314 écoles) avaient une concentration élevée en plomb (> 10 µg/L) après 30 secondes d'écoulement, suivant la stagnation prolongée (entre 8 et 24 heures). Une analyse des données brutes de surveillance de cette province (T. McCluskey, communication personnelle, novembre 2017) fait état de médianes relativement faibles des concentrations de plomb, soit de 1,4 à 1,7 µg/L, selon le mode de prélèvement. Le 99^e percentile se situait à 112 µg/L dans l'eau de premier jet après stagnation prolongée, alors qu'il se situait à 50 µg/L après 30 secondes d'écoulement suivant cette stagnation prolongée.

Enfin, en Ontario, l'analyse d'un peu plus de 15 000 données d'échantillonnage pour les années 2016 et 2017 (Gouvernement de l'Ontario, 2018) indique des médianes de concentrations de plomb relativement faibles dans l'EPÉG, soit de 0,4 à 0,8 µg/L lors des prélèvements dans l'eau de premier jet après une stagnation prolongée d'au moins 6 heures, ou dans le premier jet après une stagnation de 30 minutes. Les 99^{es} centiles de ces données d'analyse se situaient entre 9 et 46 µg/L.

Le tableau 1, présenté à la page suivante, résume d'ailleurs les données disponibles sur les contaminations provinciales mentionnées ci-dessus, selon la province, le type d'établissement et la méthode d'échantillonnage.

3.3 Contamination par le plomb de l'eau potable des écoles et des garderies : principaux constats

Comme l'illustre l'allure générale des résultats présentés au tableau 1, les concentrations de plomb dans l'EPÉG du Québec, quoiqu'elles soient habituellement faibles, peuvent parfois dépasser la norme actuelle. Les matériaux constituant la tuyauterie de l'établissement ou de la robinetterie, la qualité de l'eau et le temps de séjour de l'eau dans le bâtiment concerné de même que les travaux sur la plomberie influencent les taux de plomb libérés dans l'eau potable. Ces facteurs peuvent donc faire fluctuer grandement les concentrations de plomb d'un échantillonnage à l'autre. Toutefois, les données sur la qualité de l'eau des écoles et des garderies du Québec demeurent parcellaires et celles qui sont disponibles ont été principalement échantillonnées après une vidange de 5 minutes de la tuyauterie. Elles ne sont donc pas représentatives de la contamination réelle de l'eau consommée par la population de ces établissements. Les données sur la qualité de l'eau provenant d'autres provinces canadiennes permettent cependant d'avoir une meilleure estimation du potentiel de contamination.

Tableau 1 Concentrations en plomb mesurées dans diverses écoles et garderies au Québec et ailleurs au Canada

Source et territoire échantillonné	Type d'établissements	Nombre d'établissements	Nombre d'échantillons	Mode de prélèvement	Nombre d'établissements > 10 µg/L (%)	Concentrations mesurées µg/L	Concentration maximale µg/L
Au Québec							
MELCC (2013-2016)^A Province de Québec	Écoles	308	1 496	Après 5 min écoulement	11 (4)	Pour l'ensemble des résultats : N = 1 381 < l.d.	174
	Garderies ^B	128	423	Après 5 min écoulement	4 (3)	Moyenne arithmétique : 1,8 Moyenne géométrique : 0,9	350
DS Publique de Montréal (Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017) Montréal	Écoles	51	102	1 ^{er} + 2 ^e de 125 ml aléatoire	8 (16)	Médiane : 3	20
			102	1 ^{er} + 2 ^e de 125 ml après 1 min d'écoulement	0	Médiane : 1	6
Lavoie et al., 1991 Région de Québec	Garderies (Québec)	34	189	1 ^{er} jet, le matin; après 30 sec. d'écoulement	9 (27)	Médiane : 39 Médiane : 4,5	2 508 58
	Garderies (Sainte-Foy)	18	84	Premier jet, le matin; après 30 sec. d'écoulement	1 (6)	Médiane : 8 Médiane : < 1	69 38
Ville de Québec (2015-2016)^C Ville de Québec	Écoles	29	29	Après 5 min d'écoulement	0	Médiane : 0,2	2,5
			29	1 ^{er} L après 30 min de stagnation	6 (21)	Médiane : 1,9	559
			29	2 ^e L après 30 min de stagnation	3 (10)	Médiane : 1,1	40,5

Tableau 1 Concentrations en plomb mesurées dans diverses écoles et garderies au Québec et ailleurs au Canada (suite)

Source et territoire échantillonné	Type d'établissements	Nombre d'établissements	Nombre d'échantillons	Mode de prélèvement	Nombre d'établissements > 10 µg/L (%)	Concentrations mesurées µg/L	Concentration maximale µg/L
Au Québec (suite)							
Ville de Québec (2015-2016)^C Ville de Québec	Écoles	29	29	1 min d'écoulement après 30 min de stagnation	0	Médiane : 0,3	3,7
			29	5 min d'écoulement après 30 min de stagnation	0	Médiane : 0,3	2,6
			29	15 min d'écoulement après 30 min de stagnation	0	Médiane : 0,2	1,9
Hors Québec							
Nouveau-Brunswick^D (2011-2012) Province du Nouveau-Brunswick	Écoles	314	1 969	1 ^{er} jet après stagnation de 8-24 h	125 (40)	Médiane : 1,7 99 ^e percentile : 112,3	2 679
			1 970	30 secondes d'écoulement après une stagnation de 8 à 24 h	83 (26)	Médiane : 1,4 99 ^e percentile : 50,0	710
Gouvernement de l'Ontario, 2018 Province de l'Ontario 2016-2017	Écoles	5 033	5 700	1 ^{er} jet après stagnation d'au moins 6 h	280 (5,6)	Médiane : 0,81 99 ^e percentile : 46,0	2 000
		5 029	5 706	1 ^{er} jet après stagnation de 30 min	76 (1,5)	Médiane : 0,5 99 ^e percentile : 19,1	3 120
	Garderies	1 774	1 987	1 ^{er} jet après stagnation d'au moins 6 h	43 (2,4)	Médiane : 0,5 99 ^e percentile : 22,7	1 030
		1 767	1 979	1 ^{er} jet après stagnation de 30 min	12 (0,7)	Médiane : 0,4 99 ^e percentile : 8,9	69,4

Tableau 1 Concentrations en plomb mesurées dans diverses écoles et garderies au Québec et ailleurs au Canada (suite)

Source et territoire échantillonné	Type d'établissements	Nombre d'établissements	Nombre d'échantillons	Mode de prélèvement	Nombre d'établissements > 10 µg/L (%)	Concentrations mesurées µg/L	Concentration maximale µg/L
Hors Québec (suite)							
Étude canadienne (Deshommes <i>et al.</i>, 2016) Quatre provinces canadiennes	Établissements abritant des enfants de 0 à 7 ans	4 010	31 679	1 ^{er} jet après stagnation d'au moins 6 h	(11)*	Médiane : 1,8 90 ^e percentile : 11,0	13 200
			31 061	1 ^{er} jet après 30 min de stagnation	(4)*	Médiane : 1,0 90 ^e percentile : 4,7	3,890
			57	Après 5 min d'écoulement	(0)	Médiane : 0,7 90 ^e percentile : 11,0	7,3

^A Données transmises par C. Robert, MELCC, février 2017.

^B Incluant 13 garderies en milieu scolaire.

^C Données transmises par F. Proulx, Ville de Québec, avril 2017.

^D Données transmises par T. McCluskey du ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance, Nouveau-Brunswick, novembre 2017.

l.d. Limite de détection de 0,02 à 5 µg/L.

* Pourcentage calculé sur le nombre d'échantillons et non sur le nombre d'établissements.

4 Études épidémiologiques ayant examiné le lien entre l'exposition au plomb par l'entremise de l'eau potable et l'impact sur la plombémie des enfants

Le lien entre l'exposition à l'eau et la plombémie des enfants a été étudié dans de nombreuses études épidémiologiques, et cela a constitué pendant longtemps la base des critères de la qualité de l'eau potable au regard du plomb. Cependant, ces études ont été réalisées pour la plupart à des époques où les autres sources de plomb étaient beaucoup plus appréciables, ce qui limitait l'évaluation de l'impact réel de faibles contaminations de l'eau (Lacey, Moore et Richards, 1985; Morse *et al.*, 1979; Triantafyllidou et Edwards, 2012). Pour évaluer les situations qui font l'objet de cet avis, les auteurs se sont ainsi concentrés sur les études épidémiologiques récentes où les niveaux de contamination de l'eau sont plus comparables à la situation actuelle. Les principales études épidémiologiques ayant trait à l'impact du plomb hydrique sur la plombémie des enfants récemment publiées sont décrites ci-dessous.

4.1 Études écologiques

Plusieurs études épidémiologiques de type écologique à propos de cet impact ont été réalisées ces dernières années. Il s'agit, en particulier, des études effectuées à la suite de la contamination de l'eau des villes de Washington (Brown *et al.*, 2011; Edwards *et al.*, 2009) et de Flint (Hanna-Attisha *et al.*, 2016) aux États-Unis, qui ont d'ailleurs eu une large couverture médiatique. Ces études font état d'augmentations significatives de la plombémie moyenne des enfants résidant dans les territoires où la concentration en plomb de l'eau distribuée par le réseau d'eau potable avait soudainement augmenté. Cependant, ces études ne prenaient pas en compte l'exposition individuelle des enfants étudiés, mais plutôt l'exposition moyenne de la population résidant dans un quartier. Ainsi, ni la quantité réelle de plomb ingérée par l'intermédiaire de l'eau ni les autres sources d'exposition des enfants n'ont été considérées.

4.2 Études comportant des mesures d'exposition individuelle

4.2.1 ÉTUDES DE COHORTE

Seules deux études de cohorte ont été réalisées chez les jeunes enfants pour évaluer l'impact de différentes sources de plomb environnemental sur leur plombémie. Ces études sont celles de Rabinowitz *et al.* (1985), menée auprès de 232 nouveau-nés suivis pendant 2 ans dans la ville de Boston (É.-U.), et celle de Lanphear *et al.* (2002), réalisée auprès de 249 enfants âgés de 6 mois suivis jusqu'à l'âge de 24 mois dans la ville de Rochester (É.-U.).

Dans les deux études, une évaluation environnementale était réalisée au domicile des participants tous les 6 mois. Lors de cette visite à domicile, le sang des enfants était également prélevé. Les deux études ont permis de mettre en évidence l'impact majeur de la quantité de plomb présent dans la poussière domestique sur la plombémie. Par contre, l'effet du plomb présent dans l'eau n'a été mis en évidence, par analyse multivariée, que dans l'étude de Lanphear *et al.* (2002). D'ailleurs, cette étude mettait en lumière une élévation significative de la plombémie (augmentation de 1 µg/dL, soit 20,4 %) lorsque la concentration de plomb dans l'eau était supérieure à 5 µg/L. Il faut noter que, dans les deux études, la plombémie moyenne des enfants de 18 mois à 2 ans était d'environ 8 µg/dL, ce qui est très élevé comparativement aux niveaux actuellement observés (Bushnik *et al.*, 2010; Levallois *et al.*, 2014). Cette plombémie élevée peut ainsi avoir limité la capacité des études de

Rabinowitz *et al.* (1985) et de Lanphear *et al.* (2002) à déceler l'influence de l'eau. De plus, aucune évaluation de la consommation réelle d'eau par les enfants n'était effectuée, ce qui peut avoir entraîné une mauvaise estimation de l'exposition au plomb présent dans l'eau.

4.2.2 ÉTUDES TRANSVERSALES

Quatre études transversales, se servant de données individuelles approfondies, ont été réalisées chez les jeunes enfants sur ce sujet au cours des vingt dernières années. Les quatre études présentaient un devis similaire avec prélèvement au même moment d'échantillons du sang des enfants et de diverses sources de plomb de l'environnement résidentiel. Trois de ces quatre études ont mis en évidence une association significative entre la concentration de plomb dans l'eau potable et la plombémie des enfants (Lanphear *et al.*, 1998; Levallois *et al.*, 2014; Oulhote *et al.*, 2013). La seule n'ayant pas observé d'association avait un effectif très limité comme en témoigne le fait qu'elle ne concernait que 75 enfants (Gasana *et al.*, 2006). Les trois autres études ont porté sur de plus grands effectifs. Ainsi, l'étude de Lanphear *et al.* (1998) concernait 181 enfants américains âgés de 12 à 31 mois. Le lien avec la contamination de l'eau était significatif, étant donné l'augmentation de la plombémie de 1,5 µg/dL lorsque la concentration de plomb dans l'eau dépassait la norme américaine (15 µg/L); la plombémie moyenne des enfants dans cette étude était de 6,2 µg/dL. L'étude réalisée en France par Oulhote *et al.* (2013) portait de son côté sur 426 enfants âgés de 6 mois à 6 ans. L'augmentation de la concentration de plomb dans l'eau d'une concentration inférieure à 1 µg/L à une concentration supérieure à 2 µg/L se traduisait par une augmentation de la plombémie des enfants de 5 %; la moyenne géométrique de la plombémie était alors de 1,4 µg/dL. L'augmentation de la plombémie était plus substantielle lorsque seuls les enfants consommant de l'eau de robinet étaient considérés. La dernière étude transversale dont il est question ici a été réalisée par Levallois *et al.* (2014). Menée à l'automne 2009 et à l'hiver 2010, cette étude prenait en compte 306 enfants âgés de 1 à 5 ans résidant dans de vieux quartiers de Montréal; tous consommaient de l'eau du robinet. Les niveaux moyens de plombémie des enfants étudiés étaient très faibles (moyenne géométrique : 1,35 µg/dL). Les auteurs de cette étude ont constaté un lien significatif entre la plombémie des enfants et la concentration de plomb dans l'eau d'un réseau desservant les résidences de ces enfants. En particulier, les enfants exposés à une eau dont la concentration moyenne en plomb dépassait 3,27 µg/L avaient plus fréquemment une plombémie supérieure ou égale à 1,78 µg/dL, une valeur correspondant au 75^e percentile de la distribution des plombémies.

En général, ces études étaient de bonne qualité, spécialement en raison de la mesure à l'échelle individuelle des sources d'exposition environnementale résidentielles et de la prise en considération de plusieurs covariables importantes par analyse multivariée. Une des limites de ces études concerne cependant leur devis transversal (prélèvements environnementaux faits le plus souvent au moment de la prise de la plombémie), ce qui ne permet pas d'évaluer l'exposition au cours de la période pouvant influencer la plombémie. Pour remédier à cette limite, de nouveaux échantillonnages d'eau ont été réalisés sur un sous-échantillon des résidences ayant participé à l'étude de Montréal afin d'estimer l'exposition au plomb contenu dans l'eau pendant une période de 5 mois précédant la prise de sang (Ngueta *et al.*, 2014). Les résultats de cette analyse complémentaire ont, dans l'ensemble, confirmé ceux obtenus antérieurement. Des facteurs limitent cependant la généralisation des résultats, notamment la non-prise en compte de la variabilité saisonnière des autres sources de plomb.

4.3 Synthèse des résultats des études épidémiologiques

En définitive, les études épidémiologiques sur le lien entre l'exposition au plomb de l'eau et la plombémie des enfants ont noté un lien entre de faibles concentrations de plomb dans l'eau potable et la plombémie des enfants. Toutefois, aucune de ces études n'a permis d'évaluer spécifiquement l'impact de l'exposition au plomb présent dans l'EPÉG. De plus, même si l'étude de cohorte de Lanphear *et al.* (2002) ainsi que les études transversales d'Oulhote *et al.* (2013), de Levallois *et al.* (2014) et de Ngueta *et al.* (2016) permettent de déterminer certaines balises quantitatives sur le lien entre la présence de plomb dans l'eau potable et la plombémie d'enfants consommateurs, leurs résultats ne permettent pas de prédire précisément l'augmentation de la plombémie découlant d'une contamination donnée de l'eau potable par le plomb.

5 Modélisation de l'impact du plomb présent dans l'eau potable des écoles et des garderies sur la plombémie des enfants exposés

Le chapitre précédent a mis en lumière que, dans certaines conditions, la plombémie d'enfants exposés au plomb par l'entremise de l'eau potable est susceptible d'augmenter. Toutefois, aucune des études épidémiologiques réalisées jusqu'à maintenant ne permet d'évaluer adéquatement ce lien dans le contexte précis de la présente étude, à savoir l'effet sur la plombémie des enfants exposés lorsque l'exposition au plomb découle de sa présence spécifique dans l'EPÉG. C'est donc une approche de modélisation cinétique qui sera utilisée pour examiner l'impact du plomb présent dans l'EPÉG sur la plombémie des enfants exposés, plus précisément au regard du portrait de la contamination au plomb de l'EPÉG au Québec. Pourvu que le modèle utilisé soit valide, l'avantage des études de modélisation consiste à pouvoir isoler l'effet d'une seule source d'exposition, en l'occurrence l'EPÉG, en faisant varier cette source tout en fixant tous les autres paramètres qui entrent en jeu dans le modèle choisi.

Une fois le modèle défini (voir la section 5.1), il importe de le paramétrer en fonction des scénarios d'exposition à évaluer (voir la section 5.2). Il faut ensuite présenter les résultats en découlant (voir la section 5.3). Enfin, les comparaisons avec les résultats provenant d'autres études ainsi que la description des limites et des incertitudes associées à la modélisation (voir les sections 5.4 et 5.5) complètent l'étude de modélisation.

5.1 Description du modèle utilisé

Le modèle biocinétique *Integrated Exposure Uptake Biokinetic* (IEUBK) de la U.S. EPA (Hogan *et al.*, 1998) est un modèle largement utilisé à travers le monde pour évaluer l'impact de l'exposition environnementale au plomb sur la plombémie des enfants âgés de 6 mois à 7 ans. La pertinence et la convivialité de ce modèle pour évaluer l'impact sur la plombémie des enfants dans des contextes d'expositions environnementales (ex. : dans l'eau, le sol, l'air, etc.) suscitent un fort consensus sous réserve que les sols et les poussières, et non l'eau potable, constituent la principale source d'exposition, comme le détaille l'annexe 3 qui porte de façon approfondie sur la description et la validité de ce modèle.

Dans le cadre du présent mandat, le modèle IEUBK comporte toutefois une limite importante. C'est qu'il permet au mieux de faire varier les concentrations de plomb dans les milieux environnementaux sur une base annuelle ou mensuelle. Or, si les concentrations de plomb dans l'EPÉG oscillent près de la moyenne géométrique des distributions observées lors des campagnes d'échantillonnage effectuées dans les écoles et les garderies, ces concentrations peuvent varier de manière considérable d'une journée à l'autre (voir le chapitre 3), et, en de rares occasions, des concentrations ponctuellement plus élevées (pouvant être décrites comme des pics d'exposition) peuvent apparaître. Par ailleurs, certains auteurs mentionnent que l'ingestion ponctuelle d'une eau présentant une concentration très élevée de plomb ($\approx 700 \mu\text{g/L}$) pourrait générer chez l'enfant des plombémies supérieures à $10 \mu\text{g/dL}$ et constituer ainsi une préoccupation sanitaire, nonobstant une faible exposition moyenne en général (Deshommes *et al.*, 2016; Triantafyllidou et Edwards, 2009; Triantafyllidou *et al.*, 2014; United States Consumer Product Safety Commission [U.S. CPSC], 2005). C'est donc pour pouvoir examiner cette question qu'un modèle alternatif a été mis au point.

Le modèle alternatif proposé par l'ESERTR de l'INSPQ consiste en un modèle toxicocinétique à un compartiment, qui sera désigné pour les besoins du présent travail comme le modèle toxicocinétique à base empirique (TCBE). Ce modèle s'inspire de l'approche décrite par Ngueta *et al.* (2016) pour déterminer un indice cumulé d'exposition rétrospective au plomb par l'entremise de l'eau potable. Il simule la plombémie résultant de l'exposition variable au plomb présent dans l'EPÉG tout en tenant compte de la plombémie de base, aussi appelée *bruit de fond*, laquelle résulte de l'exposition des enfants à l'ensemble des sources environnementales de plomb. En conséquence, des modélisations TCBE de la plombémie ont été réalisées spécifiquement pour des nourrissons de 6 mois, des tout-petits de 2 ans et des enfants de 6 ans. En effet, il est reconnu que les nourrissons et les tout-petits présentent généralement une plombémie plus élevée que les individus plus âgés pour une exposition à une même concentration environnementale de plomb⁹. Le choix de réaliser des modélisations pour les enfants de 6 ans se justifie quant à lui par le fait que les études sur le lien entre le QI et la plombémie des enfants ont majoritairement porté sur des sujets âgés de 6 ans en moyenne (voir l'annexe 1). Pour plus de précisions sur l'élaboration du modèle TCBE et sa validation à l'aide du modèle IEUBK¹⁰, le lecteur peut se référer à l'annexe 3.

La figure 1 permet de concrétiser les résultats obtenus à l'aide du modèle TCBE. Elle illustre les variations journalières de la plombémie d'un individu de 6 mois, de 2 ans ou de 6 ans qui est exposé au plomb dans l'EPÉG 5 jours sur 7 au cours d'une année scolaire de 270 jours. Cet individu, en guise d'exemple, est exposé à des concentrations qui varient quotidiennement et dont la moyenne géométrique journalière est de 24 µg/L.¹¹ Ainsi, trois indicateurs de plombémie sont générés. En plus de permettre d'estimer la valeur de la plombémie maximale atteinte durant l'année (*PbS maximale* dans la légende), cette modélisation permet le calcul de la moyenne annuelle de la plombémie (*PbS moyenne* dans la légende) à partir des plombémies modélisées pour chaque jour de l'année scolaire. La modélisation TCBE permet aussi d'estimer le nombre de jours durant l'année où la plombémie dépasse une valeur donnée. À des fins de démonstration pour la figure 1, une valeur de 3,5 µg/dL¹² a été retenue à cet égard. La figure 1 montre aussi l'évolution des plombémies découlant de l'exposition à une concentration constante de 24 µg/L de plomb dans l'EPÉG; cette évolution est représentée par des traits discontinus. Ainsi, il est possible de noter que, pour une même valeur moyenne de concentration de plomb dans l'eau au cours de l'année, la plombémie atteint des niveaux environ 2 fois plus élevés lorsque la concentration varie de jour en jour plutôt que lorsque la concentration est constante. Cette observation met en évidence l'importance de considérer le caractère variable des concentrations journalières de plomb lors de la modélisation de la plombémie.

Afin d'obtenir des distributions statistiques pour les trois indicateurs de plombémie chez les enfants décrits au paragraphe précédent (*PbS maximale*, *PbS moyenne* et *nombre de jours* de la figure 1), une approche probabiliste, détaillée à l'annexe 3, a été appliquée au modèle TCBE. L'intérêt d'une telle démarche, nommée dans le reste du document *modélisation TCBE probabiliste*, est de permettre d'estimer l'étendue et la probabilité des valeurs d'indicateurs de plombémie chez les enfants exposés, en fonction de la variation des valeurs des paramètres d'entrée du modèle (ex. : consommation journalière d'eau potable); dans chaque cas, ces variations sont caractérisées par des distributions statistiques précises (U.S. EPA, 1997). Finalement, ce ne sont pas seulement les valeurs

⁹ Ces données non présentées ont été obtenues à la suite d'une simulation effectuée à l'aide du modèle IEUBK, en fixant ses paramètres aux valeurs par défaut le caractérisant (voir l'annexe 3).

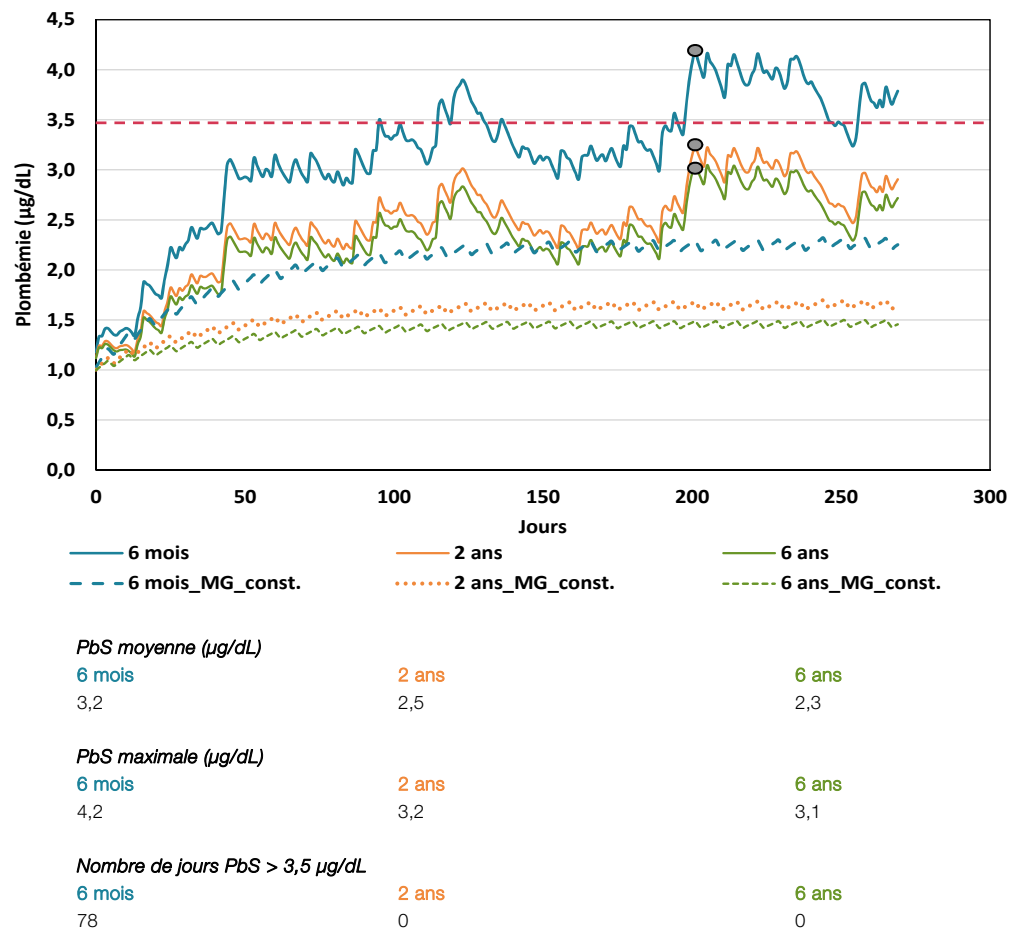
¹⁰ La version de l'IEUBK utilisée ici est la version 1.1 pour Windows. Il est possible d'y avoir accès sur le site de la U.S. EPA (2015b).

¹¹ Ces variations correspondent à une distribution statistique de concentrations de plomb mesurées dans ce que Deshommes *et al.* (2016) ont considéré comme étant l'école présentant le pire problème de contamination par le plomb parmi celles qu'ils ont étudiées.

¹² D'après Zartarian *et al.* (2017), cette valeur renvoie à une proposition récente des Centers for Disease Control and Prevention (CDC) des États-Unis, qui consiste à revoir à la baisse leur seuil d'action pour la plombémie.

uniques des indicateurs de plombémies qui sont générées comme à la figure 1, mais aussi les divers centiles des distributions de ces indicateurs, incluant ceux reflétant la plombémie des enfants les plus exposés. La modélisation TCBE probabiliste permet enfin d'estimer la proportion d'enfants présentant une plombémie annuelle (moyenne ou maximale) au-delà d'une valeur d'intérêt. Conformément au seuil considéré pour la définition de maladies à déclaration obligatoire (MADO) au Québec (Comité des définitions nosologiques, 2018), c'est la valeur de plombémie de 5 µg/dL, qui est, dans cette optique, retenue pour la présente étude.

Figure 1 Évolution journalière des plombémies chez les nourrissons de 6 mois, les tout-petits de 2 ans et les enfants de 6 ans, étant donné une exposition aux variations de concentrations journalières de plomb dans l'EPÉG ou à la moyenne géométrique constante de 24 µg/L de ces concentrations, sur la durée d'une année scolaire



Note : Les traits continus et discontinus représentent la plombémie (PbS) découlant de l'exposition à une concentration moyenne de plomb dans l'EPÉG de 24 µg/dL qui, respectivement, varie de jour en jour, ou qui est constante chaque jour (MG_const). Les points gris indiquent les PbS maximales atteintes, tandis que le trait rouge indique une PbS de 3,5 µg/dL.

5.2 Scénarios d'exposition retenus pour modéliser les distributions de plombémies

5.2.1 PRÉMISSES APPLICABLES À TOUS LES SCÉNARIOS

Afin de générer des distributions de plombémies annuelles à l'aide de la modélisation TCBE probabiliste, un scénario général d'exposition des enfants au plomb dans l'EPÉG a été élaboré selon cinq prémisses :

- La plombémie de type bruit de fond pour les enfants québécois, soit celle résultant de l'exposition moyenne continue issue de toutes les sources d'exposition, se caractérise par une distribution statistique présentant une médiane de 0,95 µg/dL et un 97,5^e centile de 2,15 µg/dL¹³.
- L'année scolaire dure 270 jours, ce qui correspond approximativement à la période annuelle de fréquentation scolaire, si les vacances des Fêtes et la semaine de relâche sont exclues. Il est présumé que la fréquentation de la garderie est semblable même si de nombreux enfants ne vont pas à la garderie nécessairement à temps plein et n'y restent pas nécessairement toute la journée comme dans le milieu scolaire.
- Tous les individus (soit les nourrissons, les tout-petits et les enfants de 6 ans) fréquentent l'école ou la garderie 5 jours par semaine durant cette période et y boivent le tiers de leur consommation journalière totale en eau potable.
- Pour chacune des journées où il fréquente l'école ou la garderie, un individu est susceptible d'être exposé à une concentration de plomb dans l'EPÉG, qui varie, de jour en jour, conformément à une distribution donnée de concentrations de plomb dans l'EPÉG (par exemple, comme celles décrites dans les tableaux 2 et 3). Il faut noter que plusieurs distributions de plomb dans l'EPÉG ont été utilisées et sont décrites à la sous-section 5.2.2.
- La variabilité du volume d'eau ingéré quotidiennement, du poids corporel et de la plombémie de base des enfants (voir le tableau 1 de l'annexe 3) suit des distributions statistiques qui sont décrites à l'annexe 3.

5.2.2 DISTRIBUTIONS DES CONCENTRATIONS DE PLOMB DANS L'EAU POTABLE DES ÉCOLES ET DES GARDERIES D'UN TERRITOIRE DONNÉ

Le vocable *écoles et garderies d'un territoire donné* est utilisé ici pour désigner l'ensemble des écoles ou des garderies situées sur un territoire précis (ex. : une province, une région, une ville ou une commission scolaire).

Des modélisations TCBE probabilistes ont été réalisées pour six distributions différentes de plomb dans l'EPÉG, distributions qui ont été sélectionnées parmi celles présentées dans le tableau 1 du chapitre 3. Ces distributions, détaillées dans le tableau 2, correspondent aux données récentes colligées au cours de campagnes d'échantillonnage menées au sein de plusieurs écoles (et de quelques garderies) se trouvant sur un territoire canadien donné, incluant le Québec¹⁴. En effet, en raison du peu de données québécoises, les modélisations ont été élargies au contexte canadien.

¹³ Cette distribution correspond à celle de la plombémie des enfants québécois âgés de 3 à 5 ans inclus dans *l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé* tel que décrit dans le document Valcke (2018) – voir le tableau 2 de l'annexe 3. Elle a été appliquée aux modélisations effectuées pour les enfants des trois âges considérés dans la présente étude.

¹⁴ Du tableau 1, seules les concentrations issues de la campagne d'échantillonnage de Lavoie *et al.* (1991), colligées dans des établissements de la ville de Québec, ont été exclues des modélisations. En effet, l'écart entre la période de collecte de ces données et celle des autres campagnes d'échantillonnage est non négligeable, soit de plus de 20 ans, ce qui les rend difficilement comparables.

Comme discuté au chapitre 3, le mode de prélèvement de l'eau varie d'un territoire à l'autre, et parfois lors d'une même campagne menée sur un territoire donné. Par conséquent, lorsque des données issues de plusieurs modes de prélèvement étaient disponibles sur un territoire, le choix effectué ici a porté sur les distributions de données présentant la plus haute tendance centrale (moyenne géométrique ou médiane selon le cas). Ce choix reflète donc la contamination moyenne en plomb la plus élevée. Même s'il s'agit d'une approche prudente employée dans le cadre du présent travail seulement, l'approche choisie n'est pas nécessairement représentative de l'exposition réelle des enfants.

Tableau 2 Distributions des concentrations de plomb dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$) retenues lors de modélisations TCBE probabilistes de l'exposition dans les écoles et les garderies d'un territoire donné

AIRE GÉOGRAPHIQUE Territoire échantillonné	Mode de prélèvement	Année(s) des prélèvements	Nombre d'établissements	Nombre d'échantillons	Distribution des concentrations de plomb dans l'EPÉG ($\mu\text{g/L}$)		
					Méd.	90 ^e	Max.
Québec							
Plusieurs régions, ÉG ^A	5 minF	2013-2016	436	1 919	0,7	3,5	350
Ville de Québec, Éc ^B	30 minS	2015-2016	29	29	1,9	24,5	559
DSPublique de Montréal, Éc ^C	aléatoire 1 ^{er} jet	2017	51	204	3	11,5	20
Canada							
Plusieurs provinces, ÉG ^D	6hS1	n.d.	4 010	31 061	1,8	11	13 200
Nouveau-Brunswick^E							
Plusieurs régions, Éc	1 ^{er} jet	2011-2012	314	1 969	1,7	23	2 679
Ontario^F							
Plusieurs régions, Éc	6hS1	2016-2017	5 033	5 700	0,81	7,3	2 000

Symboles et abréviations : 5minF : échantillonnage après 5 minutes d'écoulement suivant le 1^{er} jet; 30 minS : échantillon collecté après 30 minutes de stagnation (250 ml ou 1 L); aléatoire 1^{er} jet : échantillonnage aléatoire de 250 ml prélevés au 1^{er} jet; 6hS1 : 1^{er} jet après stagnation d'au moins 6 heures; 1^{er} jet : échantillonnage au 1^{er} jet (après 8 ou 24 heures de stagnation); 90^e : valeur au 90^e centile; DSPublique : direction de santé publique; Éc : écoles; ÉG : écoles et garderies; j : jours; Max. : maximale; Méd. : valeur médiane; n.d. : donnée non disponible.

- ^A Source : C. Robert, communication personnelle, février 2017. Les données ont été gracieusement fournies sous forme brute par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Il faut noter que ces données n'étaient disponibles que pour un seul mode d'échantillonnage.
- ^B Source : F. Proulx, Ville de Québec, avril 2017.
- ^C Source : Tétreault, Brodeur et Beausoleil (2017).
- ^D Source : Deshommes *et al.* (2016).
- ^E Source : T. McCluskey, communication personnelle, 3 novembre 2017. Les données ont gracieusement été fournies sous forme brute par le ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance du Nouveau-Brunswick.
- ^F Source : Gouvernement de l'Ontario (2018).

5.2.3 DISTRIBUTIONS DES CONCENTRATIONS DE PLOMB DANS L'EAU POTABLE D'ÉCOLES ET DE GARDERIES POTENTIELLEMENT PROBLÉMATIQUES SUR UN TERRITOIRE DONNÉ

Dans certaines écoles ou garderies, les distributions des concentrations de plomb mesurées dans l'eau potable laissent entrevoir une possible exposition sensiblement plus élevée des enfants que dans la majorité des autres établissements (Deshommes *et al.*, 2016). Ces établissements sont désignés dans la suite du présent avis comme étant *potentiellement problématiques*. Pour évaluer spécifiquement les risques que peut poser le contexte actuel de ces écoles ou garderies quant à la présence de plomb dans l'eau potable, des simulations de plombémies ont été effectuées à partir de neuf distributions ciblées de concentrations de plomb mesurées dans des échantillons d'eau potable provenant de tels établissements (voir le tableau 3). Les distributions de concentrations prises en compte proviennent des territoires suivants :

- **Canada (hors Québec) :** Une distribution reflétant les échantillons colligés dans l'ensemble des dix écoles et garderies déterminées comme étant les plus contaminées par Deshommes *et al.* (2016)¹⁵. Ces dix établissements représentent 0,25 % des 4 010 établissements de cette étude. Seuls les résultats d'un prélèvement effectué après 30 minutes de stagnation étaient disponibles.
- **Nouveau-Brunswick :** Deux distributions reflétant les échantillons colligés dans les 16 écoles présentant les médianes de concentrations de plomb dans l'eau potable les plus élevées (soit arbitrairement 5 % de l'ensemble des 314 écoles échantillonnées) de même que dans les 5 écoles présentant les médianes les plus élevées. Pour le calcul de ces médianes, les mesures effectuées dans chacune des écoles, sur l'eau de premier jet et après 30 secondes d'écoulement, ont été combinées. Cette combinaison de mesures issues de ces deux modes de prélèvement a été faite par les auteurs du présent document afin d'obtenir ce qui a été jugé ici comme étant les distributions pouvant être les plus représentatives de l'exposition des enfants dans ces écoles¹⁶. C'est sur la base de l'ordre décroissant de la moyenne géométrique des concentrations de plomb dans l'EPÉG ainsi combinées que ces écoles ont été sélectionnées.
- **Québec :** Deux distributions de concentrations de plomb dans l'eau potable mesurées dans 5 écoles déterminées au Québec par Doré *et al.* (2018). Dans un souci de comparabilité de ces données avec celles des autres provinces canadiennes, les modes de prélèvement de l'eau associés à ces deux distributions correspondent aux modes de prélèvement des distributions des établissements canadiens (hors Québec) ainsi que des écoles du Nouveau-Brunswick.

¹⁵ Suivant l'application d'un algorithme décisionnel regroupant divers critères, décrit en annexe de l'article cité.

¹⁶ En effet, il apparaît raisonnable de présumer que ces enfants vont, au cours d'une journée, ingérer à la fois de l'eau provenant du premier jet des fontaines et celle obtenue après 30 secondes d'écoulement.

Tableau 3 Distributions des concentrations de plomb dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$) retenues lors de modélisations TCBE probabilistes correspondant à l'exposition dans des écoles et des garderies potentiellement problématiques d'un territoire donné

AIRE GÉOGRAPHIQUE Spécificité des écoles désignées ^A	Nombre d'échantillons	Concentration de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies ($\mu\text{g/L}$)		
		Méd.	90 ^e	Max.
Canada (hors Québec)^B				
10 écoles (0,25 %) les plus problématiques ^C , 30 minS	99	14,4	168,4	1 050
École la plus problématique, 30 minS ^{C,D}	11	24	412	491
Nouveau-Brunswick^E				
16 écoles (5 %) les plus problématiques ^C , 1 ^{er} jet et 30secF	344	15	59,2	2 679
5 écoles (2 %) les plus problématiques ^C , 1 ^{er} jet et 30secF	104	22	98,2	2 679
Québec^F				
5 écoles potentiellement problématiques, 30 minS	37	5,8	46	851
5 écoles potentiellement problématiques, 1 ^{er} jet et 30 secF ^G	74	5,2	48,5	201

Symboles et abréviations : 30 minS : échantillon collecté après 30 minutes de stagnation (250 ml ou 1 L); aléatoire 1^{er} jet et 1 minF : échantillonnage aléatoire de 250 ml prélevés au 1^{er} jet et de 250 ml prélevés après une minute d'écoulement suivant le 1^{er} jet; 1^{er} jet : échantillonnage au 1^{er} jet (après 8 ou 24 heures de stagnation); 30 secF : échantillonnage après 30 secondes d'écoulement suivant le 1^{er} jet; 90^e : valeur au 90^e centile; j : jours; Max. : maximale; Méd. : valeur médiane; n.d., donnée non disponible.

^A Le mode de prélèvement est indiqué en petits caractères.

^B Source : Données de Deshommes *et al.* (2016) gracieusement fournies sous forme brute par la Chaire CRSNG en eau potable de Polytechnique Montréal. Notez que les dix pires écoles comprennent en fait sept écoles et trois garderies.

^C Sur la base des médianes les plus élevées.

^D Le cas de l'école la plus problématique est présenté à titre comparatif avec des données publiées dans la littérature scientifique sur cette même école (Deshommes *et al.*, 2016).

^E Source : T. McCluskey, communication personnelle, 3 novembre 2017. Les données ont gracieusement été fournies sous forme brute par le ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance du Nouveau-Brunswick.

^F Source : Données de Doré *et al.* (2018) gracieusement fournies sous forme brute par la Chaire industrielle CRSNG en eau potable de Polytechnique Montréal.

^G Les distributions présentées correspondent aux données combinées des deux types de prélèvements indiqués afin d'utiliser les données les plus susceptibles de représenter adéquatement l'exposition journalière des enfants qui fréquentent les écoles en question.

5.3 Résultats des modélisations TCBE probabilistes des plombémies

L'approche par modélisation cinétique permet d'évaluer, en premier lieu, si l'exposition des enfants au plomb présent dans l'EPÉG entraîne une augmentation de leur plombémie de base. Une telle augmentation se traduirait par un déplacement des distributions de plombémies modélisées au-delà de la distribution du bruit de fond mentionnée à la section 5.2. Ainsi, les valeurs médianes et des 97,5^{es} centiles des plombémies annuelles moyennes modélisées pour les nourrissons, les tout-petits et les enfants de 6 ans seront comparées à celles du bruit de fond.

Cette approche permet, en second lieu, d'évaluer dans quelle mesure les plombémies estimées sont susceptibles de dépasser le seuil MADDO de 5 $\mu\text{g/dL}$. Pour ce faire, les valeurs médianes et des 97,5^{es} centiles de la plombémie annuelle moyenne et maximale atteinte seront comparées à ce seuil.

De même, les proportions d'enfants dépassant le seuil MADDO seront mises en évidence en plus du nombre de jours au cours desquels ce seuil est dépassé.

5.3.1 PLOMBÉMIES POUR LA CLIENTÈLE DES ÉCOLES ET DES GARDERIES D'UN TERRITOIRE DONNÉ

Le tableau 4 du présent document indique que les niveaux de plombémie des divers scénarios de distribution de concentrations de plomb dans l'EPÉG utilisés pour la modélisation ne diffèrent pratiquement pas. Il est notable également dans ce tableau que peu importe l'âge considéré, les médianes et les 97,5^{es} centiles des plombémies annuelles moyennes modélisées demeurent généralement à l'intérieur des variations du bruit de fond. Tout au plus, la médiane et le 97,5^e centile des plombémies d'enfants exposés au plomb, notamment par l'intermédiaire de l'EPÉG, correspondent respectivement à 1,3 µg/dL et à 2,5 µg/dL. Bien que ces résultats suggèrent une augmentation d'environ 0,35 µg/dL de la plombémie de base de tous les individus par rapport au bruit de fond, la signification sanitaire réelle de cette augmentation est incertaine. Certains éléments à ce propos sont discutés au chapitre 6.

De plus, les modélisations montrent, d'après le tableau 4, qu'une faible proportion (soit moins de 1 %) des enfants ont une plombémie moyenne annuelle qui dépasse le seuil MADDO de 5 µg/dL. Ce résultat est cohérent avec le fait que même les 97,5^{es} centiles des mesures simulées de plombémies annuelles moyennes ou maximales notées dans le tableau 4 n'atteignent pas ce seuil. Ainsi, la plombémie de plus de 97,5 % des individus est restée inférieure à 5 µg/dL tous les jours de l'année.

Selon les données limitées disponibles et étant donné une exposition moyenne ininterrompue, mais dont l'ampleur fluctue jour après jour, il est possible de conclure que la présence de plomb dans l'EPÉG ne semble pas entraîner un impact majeur sur la plombémie moyenne des enfants lorsqu'est examinée la situation des écoles et des garderies d'un territoire donné, comme cela est défini à la sous-section 5.2.2. Ceci est cohérent avec les données du MELCC et celles de Deshommes *et al.* (2016), lesquelles sont généralement inférieures à la CMA de 5 µg/L proposée par Santé Canada (voir le tableau 1 du chapitre 3).

Tableau 4 Modélisations probabilistes des plombémies moyennes et maximales (µg/dL) chez des individus exposés dans des écoles et des garderies à des concentrations de plomb dans l'eau potable, qui varient quotidiennement selon des distributions statistiques mesurées au sein d'établissements d'un territoire donné

Origine des distributions de concentrations dans l'eau potable Mode de prélèvement	Indicateur de plombémie	Nourrissons de 6 mois				Tout-petits de 2 ans				Enfants de 6 ans			
		Statistique, plombémie			Nombre de jours PbS _{sang} > 5 µg/dL ^D Moy.; 97,5 ^e	Statistique, plombémie			Nombre de jours PbS > 5 µg/dL ^D Moy.; 97,5 ^e	Statistique, plombémie			Nombre de jours PbS > 5 µg/dL ^D Moy.; 97,5 ^e
		Méd.	97,5 ^e	> 5 ug/dL ^C		Méd.	97,5 ^e	> 5 ug/dL ^C		Méd.	97,5 ^e	> 5 ug/dL ^C	
QUÉBEC	PbS MOY ^A	1	2,2	< 1		1	2,2	< 1		1	2,2	< 1	
MELCC, 2013-2016 5 minF	PbS MAX ^B	1	2,2	< 1	< 0,2; < 0,2	1	2,2	< 1	< 0,2; < 0,2	1	2,2	< 1	< 0,2; < 0,2
Ville de Québec 2015-2016	PbS MOY ^A	1,3	2,5	< 1		1,1	2,4	< 1		1,1	2,2	0	
30 minS	PbS MAX ^B	1,6	3,4	< 1	< 0,2; < 0,2	1,3	3,2	< 1	< 0,2; < 0,2	1,3	2,5	0	0; 0
DSPublique de Montréal, 2017 aléatoire 1 ^{er} jet	PbS MOY ^A	1	2,2	0		1	2,2	0		1	2,2	0	
	PbS MAX ^B	1,1	2,2	0	0; 0	1	2,2	0	0; 0	1	2,2	0	0; 0
CANADA (hors Québec)	PbS MOY ^A	1	2,2	< 1		1	2,2	< 1		1	2,2	0	
Deshommes <i>et al.</i> (2016) 6hS1	PbS MAX ^B	1,2	2,4	< 1	0; 0	1	2,4	< 1	< 0,2; < 0,2	1	2,2	< 1	0; < 0,2
NOUVEAU-BRUNSWICK	PbS MOY ^A	1,3	2,5	< 1		1,1	2,4	< 1		1,1	2,2	0	
Plusieurs régions, 1 ^{er} jet	PbS MAX ^B	1,7	3,6	< 1	0; < 0,2	1,4	3,5	< 1	0; < 0,2	1,4	2,8	< 1	0; < 0,2
ONTARIO	PbS MOY ^A	1,1	2,2	< 1	< 0,2; < 0,2	1	2,2	0	0; 0	1	2,2	0	0; 0
Plusieurs régions, 1 ^{er} jet, 6hS1	PbS MAX ^B	1,2	2,4	< 1		1,1	2,3	0		1	2,2	0	

Symboles et abréviations : 5 minF : échantillonnage après 5 minutes d'écoulement suivant le 1^{er} jet; 30 minS : échantillon collecté après 30 minutes de stagnation (250 ml ou 1 L); aléatoire 1^{er} jet : échantillonnage aléatoire de 250 ml prélevés au 1^{er} jet; 6hS1 : 1^{er} jet après stagnation d'au moins 6 heures; 1^{er} jet : échantillonnage au 1^{er} jet (après 8 ou 24 heures de stagnation); 90^e : valeur au 90^e centile; DSPublique : direction de santé publique; j : jours; Max. : maximale; Méd. : valeur médiane; Moy. : valeur moyenne; PbS MAX : plombémie maximale; PbS MOY : plombémie moyenne.

^A Plombémie moyenne au cours de la période scolaire de 270 jours pour les 10 000 sujets modélisés par simulation de Monte Carlo.

^B Plombémie maximale atteinte au cours de la période scolaire de 270 jours sur les 10 000 sujets modélisés par simulation de Monte Carlo.

^C Pourcentage des enfants ayant présenté une plombémie moyenne ou maximale supérieure à 5 µg/dL. La limite de sensibilité du modèle est de 1 %.

^D Nombre de jours, durant l'année scolaire, durant lesquels les individus simulés ont une plombémie supérieure à 5 µg/dL. La limite de sensibilité du modèle est de 0,2 jour.

5.3.2 PLOMBÉMIES POUR LA CLIENTÈLE D'ÉCOLES ET DE GARDERIES POTENTIELLEMENT PROBLÉMATIQUES SUR UN TERRITOIRE DONNÉ

Le tableau 5 du présent document rapporte les résultats de la modélisation TCBE probabiliste réalisée pour des scénarios d'exposition basés sur des distributions de concentrations plus élevées de plomb dans l'EPÉG, soit les distributions indiquées dans le tableau 3 pour les écoles potentiellement problématiques. Ce tableau montre que peu importe les âges considérés, l'exposition au plomb présent dans l'EPÉG potentiellement problématiques peut se traduire par une augmentation substantielle des plombémies au cours de l'année comparativement au bruit de fond. En particulier, la médiane des plombémies moyennes annuelles peut atteindre 2,5 µg/dL chez les nourrissons, alors que, chez les plus exposés d'entre eux (valeurs du 97,5^e centile), cette plombémie moyenne annuelle est au moins égale à 5,4 µg/dL. Enfin, les nourrissons sont plus susceptibles que les autres groupes à voir leur plombémie augmenter en situation d'exposition accrue au plomb présent dans l'EPÉG. Par exemple, par rapport à un bruit de fond de 0,95 µg/dL, la médiane de la plombémie moyenne annuelle est de 0,5 à 1,6 fois plus élevée que le bruit de fond pour les nourrissons et de 0,2 à 1,1 fois plus élevée pour les enfants plus âgés.

Sur la base des résultats obtenus pour les écoles potentiellement problématiques, une proportion non négligeable (de 1 à 17,7 %) des enfants exposés pourraient présenter une plombémie dépassant le seuil MADO de 5 µg/dL. De plus, des enfants pourraient présenter une plombémie supérieure à 5 µg/dL pendant un nombre significatif de jours. Pour les individus médians, de chaque âge au sein de ces groupes d'écoles, cette situation se produirait respectivement durant 14, 10 et 3 jours chez les nourrissons, les tout-petits et les enfants de 6 ans. Pour ce qui est des 2,5 % des individus les plus exposés de chaque âge, le nombre de jours où la plombémie de ces individus est plus élevée serait respectivement de 191, de 172 et de 24 sur les 270 jours que compte l'année scolaire.

Tableau 5 Modélisations probabilistes des plombémies moyennes et maximales (µg/dL) chez des individus exposés dans des écoles et des garderies à des concentrations de plomb dans l'eau potable, qui varient quotidiennement selon des distributions statistiques mesurées au sein d'établissements potentiellement problématiques

Origine des distributions de concentration dans l'eau potable Mode de prélèvement	Indicateur de plombémie	Nourrissons de 6 mois				Tout-petits de 2 ans				Enfants de 6 ans			
		Statistique, plombémie			Nombre de jours PbS > 5 µg/dL ^D Moy.; 97,5 ^e	Statistique, plombémie			Nombre de jours PbS > 5µg/dL ^D Moy.; 97,5 ^e	Statistique, plombémie			Nombre de jours PbS > 5 µg/dL ^D Moy.; 97,5 ^e
		Méd.	97,5 ^e	> 5 ug/dL ^C		Méd.	97,5 ^e	> 5 ug/dL ^C		Méd.	97,5 ^e	> 5 ug/dL ^C	
CANADA (Hors Québec) 10 écoles (0,25 %) les plus problématiques ^E , 30 minS	PbS MOY ^A	2,5	5,4	3,6	14; 191	2	5,2	2,9	10, 172	1,9	3,9	< 1	3; 24
	PbS MAX ^B	3,4	7,8	17,7		2,7	7,5	11,6		2,7	5,7	5,3	
École la plus problématique ^{E,F} , 30 minS	PbS MOY ^A	2,7	5,9	6	21; 217	2,1	5,7	4,2	14; 212	2,1	4,3	< 1	4; 62
	PbS MAX ^B	3,5	8,2	20,6		2,8	8	12,6		2,8	6	6,6	
NOUVEAU-BRUNSWICK 16 écoles (5 %) les plus problématiques ^F , 1 ^{er} jet et 30 secF	PbS MOY ^A	1,8	3,7	< 1		1,5	3,5	< 1		1,4	2,7	< 1	
	PbS MAX ^B	2,2	4,8	2	1,6; < 0,2	1,7	4,6	1,8	1,6; < 0,2	1,7	3,4	< 1	< 0,2; < 0,2
5 écoles (2 %) plus problématiques ^F , 1 ^{er} jet et 30 secF	PbS MOY ^A	2,2	4,9	2,1		1,8	4,6	1,7		1,8	3,4	< 1	
	PbS MAX ^B	2,9	6,6	9,3	8; 153	2,3	6,3	6,2	6; 105	2,3	4,6	1,7	0,8; < 0,2
QUÉBEC 5 écoles problématiques 30 minS	PbS MOY ^A	1,5	3,1	< 1		1,3	2,9	< 1		1,2	2,3	0	
	PbS MAX ^B	1,9	4,3	< 1	0,5; < 0,2	1,6	4	< 1	0,5; < 0,2	1,4	2,7	< 1	< 0,2; < 0,2
5 écoles problématiques 1 ^{er} jet et 30 secF	PbS MOY ^A	1,4	2,9	< 1		1,2	2,7	< 1		1,1	2,3	0	
	PbS MAX ^B	1,7	3,8	< 1	0,3; < 0,2	1,4	3,5	< 1	0,3; < 0,2	1,3	2,7	< 1	< 0,2; < 0,2

Symboles et abréviations : 30 minS : échantillon collecté après 30 minutes de stagnation; 1^{er} jet : échantillonnage au 1^{er} jet (après 8 ou 24 heures de stagnation); 30 secF : échantillonnage après 30 secondes d'écoulement suivant le 1^{er} jet; 97,5^e : valeur au 97,5^e centile; j, jours; Max., valeur maximale; Méd. : valeur médiane; Moy. : valeur moyenne; PbS : plombémie. En gris : plombémie dépassant 5 µg/dL.

^A Plombémie moyenne (µg/dL) au cours de la période scolaire de 270 jours pour les 10 000 sujets modélisés par simulation de Monte Carlo.

^B Plombémie maximale atteinte (µg/dL) au cours de la période scolaire de 270 jours sur les 10 000 sujets modélisés par simulation de Monte Carlo.

^C Pourcentage des enfants ayant présenté une plombémie moyenne ou maximale supérieure à 5 µg/dL. La limite de sensibilité du modèle est de 1 %.

^D Nombre de jours, pendant l'année scolaire, durant lesquels les individus simulés ont présenté une plombémie supérieure à 5 µg/dL. La limite de sensibilité du modèle est de 0,2 jour.

^E Sur la base des médianes les plus élevées.

^F Le cas de l'école la plus problématique est présenté à des fins de comparaison avec des données publiées dans la littérature scientifique sur cette même école (Deshommes *et al.* 2016).

5.4 Interprétation des résultats et comparaison avec d'autres études

Les résultats de modélisations TCBE probabilistes de la plombémie suggèrent que l'impact moyen des augmentations sporadiques de concentrations de plomb dans l'EPÉG, telles que celles documentées dans divers réseaux de distribution canadiens, est très faible, voire non détectable, à l'échelle de l'ensemble de la population scolaire d'un territoire donné. Cependant, il est toujours possible que l'effet sur la plombémie des individus d'un tel territoire, qui sont les plus exposés au plomb présent dans l'EPÉG, soit considéré comme relativement important. Cet effet important est illustré par les valeurs des 97,5^{es} centiles de plombémies chez des nourrissons et des tout-petits exposés à l'EPÉG présentant des concentrations de plomb équivalentes à ce qui a été observé dans la Ville de Québec ou au Nouveau-Brunswick (voir le tableau 4). En effet, les plombémies maximales chez ces groupes d'enfants augmentent de plus de 1 µg/dL par rapport à leur plombémie bruit de fond (laquelle est de 2,15 µg/dL). Par ailleurs, les médianes des plombémies moyennes annuelles obtenues pour les écoles potentiellement problématiques sont comparables aux 97,5^{es} centiles des plombémies moyennes annuelles pour les écoles et les garderies d'un territoire donné. Sensiblement les mêmes tendances peuvent être notées pour les plombémies maximales atteintes durant l'année de même que sur la fréquence des dépassements du seuil MAD0 de 5 µg/dL. Ces chiffres sont cohérents avec l'hypothèse selon laquelle, parmi les individus modélisés au sein de la clientèle d'écoles et de garderies d'un territoire donné, ceux qui sont les plus exposés le sont justement parce qu'ils fréquentent un établissement potentiellement problématique sur ce territoire. Toutefois, comme il s'agit d'une population se restreignant à un établissement, ce dernier n'a pas assez de poids sur l'ensemble des établissements du territoire pour influencer à la hausse la tendance centrale des plombémies infantiles.

Tout comme pour les présents résultats obtenus pour les écoles potentiellement problématiques, Triantafyllidou *et al.* (2014) suggèrent un impact non négligeable de la consommation d'eau potable distribuée auprès des enfants de plus de 600 écoles de Seattle ou de Los Angeles, soit des écoles risquant de présenter des concentrations élevées de plomb. Par ailleurs, la DSPublique de Montréal a récemment évalué que, tout comme ce que suggèrent les résultats du présent avis, l'impact de la présence de plomb dans l'eau potable distribuée dans 51 écoles sélectionnées aléatoirement sur son territoire¹⁷ n'influençait que de façon négligeable la plombémie des enfants de ce territoire (Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017).

Les résultats de la présente étude peuvent aussi être discutés à la lumière de ceux obtenus par Ngueta *et al.* (2016), qui sont décrits à la section 4.2, puisque ces auteurs ont eu recours à une approche de modélisation s'apparentant à celle utilisée ici. Ainsi, il est possible de constater que, lorsque la médiane des concentrations de plomb dans l'EPÉG passe de 1,9 µg/L¹⁸ à environ 15 µg/L¹⁹, la médiane de la plombémie moyenne chez les enfants de 6 ans, estimée par le modèle, passe de 1,1 µg/dL (voir le tableau 4) à 1,4 ou à 1,9 µg/dL pour respectivement les 10 pires écoles du Canada ou les 16 pires écoles du Nouveau-Brunswick – voir le tableau 5. L'examen du 97,5^e centile de la plombémie moyenne permet de constater que les valeurs correspondantes sont de 2,2, de 2,7 et de 3,9 µg/dL. Ces chiffres traduisent des augmentations d'environ 2 % de la plombémie par µg/L de plomb dans l'EPÉG pour ce qui est des individus qui présentent une exposition médiane, et d'un peu plus de 5 % dans le cas des individus les plus exposés (c'est-à-dire au 97,5^e centile des plombémies). Ils sont nettement inférieurs à l'augmentation suggérée par Ngueta *et al.* (2016) de

¹⁷ C'est-à-dire sans recherche spécifique d'écoles, telles les écoles problématiques.

¹⁸ Données pour la Ville de Québec; voir le tableau 2.

¹⁹ Données pour les 16 établissements les plus problématiques du Nouveau-Brunswick et les 10 les plus problématiques du Canada (hors Québec); voir le tableau 3.

35 % de plombémie par $\mu\text{g/L}$ de plomb dans l'eau potable résidentielle lorsque celle-ci se situe dans l'intervalle 1-10 $\mu\text{g/L}$. La différence peut s'expliquer par des hypothèses de modélisation dissemblables s'appliquant à des scénarios qui tiennent compte de sources distinctes d'exposition (soit la maison plutôt que l'école). La différence peut aussi vraisemblablement s'expliquer par deux facteurs spécifiquement identifiables. Premièrement, Ngueta *et al.* (2016) ont considéré que la totalité du plomb absorbé se trouvait dans le sang, alors que le modèle utilisé dans le présent écrit a été amélioré par la prise en considération d'un facteur de distribution du plomb dans l'organisme, soit notamment vers les os, ce qui a pour effet de diminuer la plombémie modélisée pour une exposition donnée (voir l'annexe 3). Deuxièmement, puisqu'elle ne compte que pour le tiers de la consommation journalière d'eau potable, la consommation à l'école, qui est modélisée ici, devrait avoir un impact environ 3 fois moindre sur la plombémie, tout autre facteur étant égal.

Deux autres études épidémiologiques ont fait état d'augmentations de la plombémie attribuables à l'eau potable, des augmentations qui peuvent être comparées à ce qui a été modélisé ici. Ainsi, Lanphear *et al.* (2002) ont observé une élévation significative de la plombémie (c'est-à-dire 1 $\mu\text{g/dL}$, ou 20,4 %) lorsque la concentration de plomb dans l'eau totale ingérée par des enfants de 2 ans et moins était supérieure à 5 $\mu\text{g/L}$. Oulhote *et al.* (2013) ont de leur côté observé que le passage de la concentration de plomb dans l'eau d'une concentration inférieure à 1 $\mu\text{g/L}$ à une concentration supérieure à 2 $\mu\text{g/L}$ se traduisait par une augmentation de 5 % de la plombémie des sujets, plombémie dont la moyenne géométrique était de 1,4 $\mu\text{g/dL}$.

Finalement, les résultats obtenus dans la présente étude rappellent que même si la problématique de la présence de plomb dans l'EPÉG en est une essentiellement d'expositions à des concentrations ponctuellement très élevées, la plombémie moyenne peut également augmenter dans les cas où il y a présence de plomb de manière continue à des concentrations plus modérées. Dans la figure 1, les traits discontinus illustrent cette réalité pour une concentration moyenne de plomb dans l'EPÉG de 24 $\mu\text{g/L}$. Des modélisations complémentaires (données non présentées) suggèrent qu'une telle augmentation serait observée à partir de concentrations d'environ 15 $\mu\text{g/L}$. Comme le laissent penser certaines données décrites au chapitre 3, données relatives à des échantillons québécois prélevés dans l'EPÉG après 5 minutes d'écoulement, des concentrations élevées de plomb dans l'EPÉG pourraient être mesurées de manière continue au Québec, même si ces mesures sont peu fréquentes en général.

C'est toutefois l'étude de Deshommes *et al.* (2016) qui fournit le plus d'éléments de comparaison avec les résultats obtenus dans le présent travail au regard des écoles et des garderies potentiellement problématiques. Ces auteurs ont simulé, avec le modèle IEUBK, la plombémie d'un enfant de 5 ans exposé quotidiennement à une concentration constante de plomb dans l'eau de son école. Pour ce faire, ils ont utilisé la médiane des concentrations de plomb mesurées dans la pire école qu'ils ont déterminée afin de refléter l'exposition moyenne. Une seconde simulation, cette fois reflétant l'exposition élevée, a été effectuée à partir de la valeur du 90^e centile des concentrations relevées à l'école en question. Finalement, des plombémies de 2,3 et de 15 $\mu\text{g/dL}$ ont été respectivement calculées pour des expositions quotidiennes moyennes et élevées (Deshommes *et al.*, 2016). Ces données peuvent être comparées aux plombémies des enfants de 6 ans modélisées selon la distribution des concentrations de plomb mesurées dans cette même école (voir l'école la plus problématique au tableau 5). Les médianes des plombémies annuelles moyennes et maximales pour les concentrations dans l'eau potable mesurées dans la présente étude pour la pire école (soit 2,1 et 2,8 $\mu\text{g/dL}$) sont donc tout à fait comparables à la valeur de 2,3 $\mu\text{g/dL}$ obtenue par Deshommes *et al.* (2016). Toutefois, les valeurs des 97,5^{es} centiles obtenues ici sont environ 3 fois moindres que la valeur de 15 $\mu\text{g/dL}$ modélisée par Deshommes *et al.* (2016). Après une analyse complémentaire (données non présentées), les mêmes tendances sont observées suivant la comparaison des

résultats obtenus pour les tout-petits de la présente étude avec les résultats obtenus pour un enfant fréquentant la pire garderie qui est considérée dans l'étude de Deshommes *et al.* (2016).

Les résultats de la modélisation effectuée ici correspondent à ceux de Deshommes *et al.* (2016) basés sur la concentration médiane dans l'eau potable, mais diffèrent sensiblement de ceux de ces mêmes auteurs basés sur les 90^{es} centiles de ces concentrations. Cette discordance s'explique par le fait que Deshommes *et al.* (2016) ont modélisé l'exposition continue au 90^e centile des distributions des concentrations de plomb dans l'EPÉG. Ce dernier choix peut se défendre pour évaluer la situation d'un individu moyen périodiquement et systématiquement exposé aux concentrations de plomb les plus élevées dans un établissement donné (pire scénario). L'approche choisie par ces auteurs n'apparaît toutefois pas cohérente avec la prémisse d'une exposition continue pour toute une population d'enfants, prémisse qu'implique le recours au modèle IEUBK et qui fait l'objet de l'évaluation réalisée ici. En effet, il est improbable qu'un enfant puisse être exposé tous les jours à une concentration beaucoup plus élevée que la tendance centrale d'une distribution de concentrations dans l'eau potable pour une école donnée. Donc, l'impact sur les plombémies des pires cas de Deshommes *et al.* (2016) apparaît surestimé d'un point de vue populationnel.

5.5 Limites et incertitudes liées à la modélisation de la plombémie

Le modèle TCBE, mis au point dans le cadre du présent mandat, a été validé par une comparaison des prédictions de ce modèle avec celles du modèle bien établi qu'est IEUBK. Comme mentionné à l'annexe 3, les validations du modèle IEUBK réalisées par divers auteurs en ont montré la robustesse et suggèrent que ses biais, le cas échéant, pencheraient plutôt en faveur d'une légère surestimation de ses prédictions par rapport à la réalité (Hogan *et al.*, 1998). Il est donc possible de penser qu'il en est de même pour le modèle TCBE. Cette surestimation confère un facteur de sécurité supplémentaire sur les estimations des plombémies associées à une exposition donnée pour les enfants. Ceci dit, des incertitudes persistent concernant la capacité du modèle TCBE à refléter fidèlement la problématique à l'étude ici. Ces incertitudes, et les limites qui en découlent, sont décrites ci-dessous.

5.5.1 MODÈLE CINÉTIQUE PROPREMENT DIT

Ce sont des expositions constantes et ininterrompues qui ont été modélisées pour permettre la validation du modèle TCBE par comparaison avec le modèle IEUBK. Par conséquent, la sensibilité de la structure mathématique du modèle TCBE aux variations caractéristiques de doses d'exposition élevées et transitoires correspondant aux épisodes d'ingestion d'eau potable fortement contaminée dans les écoles potentiellement problématiques demeure inconnue. Par ailleurs, malgré une bonne adéquation entre les prédictions de la plombémie faites par le modèle TCBE et celles réalisées par le modèle IEUBK, l'exercice de validation a porté sur un intervalle de concentrations dans l'eau (10-925 µg/L; voir l'annexe 3), qui ne couvre pas l'ensemble des valeurs ayant fait l'objet de modélisations de Monte Carlo. Il n'y a cependant pas lieu de croire le modèle TCBE moins valide en dehors de cet intervalle.

De plus, les valeurs très élevées de concentrations de plomb présent dans l'EPÉG incluses dans les distributions utilisées pour la modélisation peuvent refléter la présence de plomb particulaire, qui est généralement moins absorbé que le plomb dissous dans le tractus gastro-intestinal (ATSDR, 2007). Comme le modèle TCBE a pris en compte une fraction d'absorption de 50 % s'appliquant plutôt au plomb dissous, une surestimation de la plombémie modélisée est attendue.

5.5.2 SCÉNARIO D'EXPOSITION APPLIQUÉ AU MODÈLE

Comme pour tout exercice de modélisation, la justesse des résultats obtenus dépend de la fiabilité des données d'entrée caractérisant le scénario d'exposition simulé à l'aide du modèle. Donc, d'après l'hypothèse selon laquelle le tiers de la consommation d'eau des enfants se fait à l'école ou à la garderie, un facteur de réduction de 33 % a été appliqué à ces taux de consommation. Ce facteur reste relativement arbitraire. Ainsi, quoiqu'il semble raisonnable de penser que cette proportion pourrait devenir plus considérable suivant la mise sur pied des campagnes de promotion de la consommation d'eau du robinet dans les écoles (MSSS, 2018), elle est cohérente avec la proportion de 30 % utilisée par d'autres auteurs (Deshommes *et al.*, 2016; Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017). À cet égard, Deshommes *et al.* (2016) mentionnent que la proportion retenue reflète la répartition de la consommation d'eau si le repas est pris à la maison (déjeuner et souper) ou à l'école (dîner). En effet, certaines données montrent que les taux de consommation mesurés dans des écoles américaines seraient de 2 à 4 fois moindres que le taux estimé ici pour les enfants de 6 ans (Kenney *et al.*, 2015). Dans une autre étude réalisée en Allemagne, la consommation apparente²⁰ d'eau à l'école est quant à elle similaire à celle retenue dans le cadre du présent travail (Muckelbauer *et al.*, 2009). Les résultats de ces deux autres études suggèrent donc que le choix fait ici n'a pas engendré une sous-estimation de l'exposition.

Le scénario d'exposition considéré repose notamment sur la prémisse que les enfants fréquentant les écoles et les garderies boivent aléatoirement à l'ensemble des points d'eau de ces établissements, ce qui n'est pas certain. De même, le taux de fréquentation annuelle des écoles ou des garderies considéré ici (270 jours par an) peut sembler sous-estimé pour certains enfants, surtout les enfants dont les deux parents travaillent et qui fréquentent la garderie à l'année. Toutefois, la figure 1 montre qu'au-delà de 150 jours, les plombémies n'augmentent plus de manière importante pour une même concentration dans l'eau; en corollaire, l'incertitude sur le taux réel de fréquentation a probablement peu d'impact sur l'analyse effectuée ici. Enfin, les échantillons d'EPÉG sont généralement prélevés durant la saison estivale quand l'eau est plus chaude. Cette période est plus propice à la présence de plomb. Par conséquent, les données prises en compte dans le présent document peuvent surestimer le risque, puisque les enfants fréquentent l'école principalement durant l'hiver.

Pour terminer, la modélisation des scénarios décrits dans la sous-section 5.2.4 ne prend pas en compte de manière spécifique certains autres facteurs potentiels de surexposition au plomb que l'EPÉG. Des enfants pourraient, par exemple, être exposés de manière accrue au plomb en raison de comportements particuliers – individus arrivant systématiquement les premiers à l'école et consommant l'eau à un robinet problématique, ou de facteurs nutritionnels – individus ayant une carence en fer, laquelle augmente l'absorption du plomb (ATSDR, 2007). Des enfants demeurant dans des secteurs où le parc immobilier est âgé ou moins bien entretenu pourraient également être exposés de manière notable aux sources résidentielles de plomb (ex. : peintures, poussières, conduites résidentielles d'eau en plomb, etc.). Toutefois, même si les modélisations réalisées ici n'évaluent pas spécifiquement ces facteurs, il semble raisonnable de suggérer que ces facteurs soient, au moins en partie, indirectement pris en compte dans la distribution du bruit de fond intégré aux modélisations de Monte Carlo. De fait, les données de bruit de fond proviennent de mesures populationnelles (Valcke, 2018), et les centiles élevés de leurs distributions sont vraisemblablement associés aux situations de surexposition – voir l'annexe 3. Ceci dit, l'approche de modélisation de Monte Carlo adoptée implique que les valeurs de plombémie de bruit de fond et de concentration de plomb présent dans l'EPÉG sont indépendantes. Or, il est possible que ce ne soit pas le cas,

²⁰ Dans cette étude, c'est le débit d'eau journalier par enfant et par jour d'école qui a été estimé à l'aide d'un débitmètre plutôt que le volume d'eau consommé.

puisque'un enfant fortement exposé à l'école pourrait aussi l'être davantage à la maison, dans la mesure où l'agressivité de l'eau distribuée constitue un facteur déterminant sur les concentrations de plomb dans l'eau, et que les écoles potentiellement problématiques pourraient plus souvent se situer dans les vieux quartiers, où la proportion d'entrées de service en plomb est élevée. Toutefois, il manque de données permettant de quantifier ce phénomène par l'évaluation simultanée de l'exposition à l'école et à la maison.

5.5.3 DONNÉES CARACTÉRISANT LES INDIVIDUS MODÉLISÉS

Concernant les paramètres qui constituent le modèle TCBE, un bon niveau de confiance est attribué aux distributions de poids corporel et à celles du volume sanguin, des paramètres qui sont bien établis en pédiatrie. Par contre, une relative incertitude est associée au fait d'appliquer aux trois groupes d'individus les mêmes distributions de plombémie de bruit de fond, alors que les données populationnelles disponibles (Centers for Disease Control and Prevention [CDC], 2009; Santé Canada, 2010) laissent entendre que ce paramètre diminue avec l'âge. En conséquence, le recours ici à des données concernant des enfants âgés de 3 à 5 ans pourrait engendrer une sous-estimation du bruit de fond moyen des nourrissons et des tout-petits et une surestimation de celui des enfants de 6 ans, mais des données plus précises de plombémie pour ces groupes d'âge ne sont pas disponibles à l'heure actuelle. Une incertitude notable semble également associée au fait que les taux infantiles de consommation totale d'EPÉG, qui ont été appliqués dans la modélisation TCBE aux individus de trois âges différents, ont été interpolés à partir de données qui concernent plutôt des étendues d'âges (Équipe scientifique sur les risques toxicologiques [ESRT], 2012). Qui plus est, ces étendues présentent des âges médians différents de ceux utilisés dans la modélisation réalisée ici.

5.5.4 DONNÉES CARACTÉRISANT LES CONCENTRATIONS DE PLOMB DANS L'EPÉG

L'incertitude à l'égard des données caractérisant les concentrations de plomb dans l'EPÉG est grandement liée à la représentativité, pour le territoire québécois, des distributions de concentrations de plomb dans l'EPÉG, qui ont été utilisées dans la modélisation. Cette incertitude est également tributaire de la validité de l'hypothèse prise en compte dans la présente étude, selon laquelle les concentrations de plomb mesurées dans l'EPÉG sont réparties, au sein des établissements, d'après une distribution statistique aléatoire. En effet, les données d'échantillonnage pour l'EPÉG du Québec sont limitées, alors qu'une grande variabilité spatiotemporelle des concentrations de plomb est notée dans les échantillons provenant d'un même établissement (Deshommes *et al.*, 2016; Doré *et al.*, 2018). Cette situation commande donc un échantillonnage non négligeable afin d'obtenir un portrait potentiellement représentatif de la réalité. De plus, les données recueillies au Québec proviennent d'échantillonnages réalisés après un écoulement de 5 minutes sur un seul robinet de chaque établissement, ce qui, comme cela est décrit dans le chapitre 3, est peu susceptible de représenter adéquatement l'exposition des occupants des écoles ou des garderies. Si les données de concentrations des autres provinces ont permis de remédier en partie à ces incertitudes, la possibilité d'extrapoler au contexte québécois les résultats obtenus pour ces concentrations demeure incertaine. Ainsi, l'incertitude quant à la représentativité des données utilisées dans cet avis en comparaison de la contamination réelle de l'EPÉG au Québec, et l'impact en découlant sur la plombémie infantile, est aussi grande que le nombre d'échantillons mesurés est bas. Toutefois, la faible disponibilité des données n'a pas permis de traiter la problématique de manière différente lors des simulations probabilistes. Enfin, l'effet de la forme mathématique de la distribution des concentrations de plomb dans l'EPÉG (lognormale, Poisson, Weibull) n'a pas été évalué, puisque, par défaut, les auteurs du présent avis ont présumé que toutes les concentrations suivaient une courbe log-normale. Ceci dit, d'autres formes de distributions ne peuvent pas être exclues.

6 Estimation de l'impact possible de la présence de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies sur le QI des enfants

Les résultats de la modélisation présentés au chapitre précédent suggèrent que l'exposition au plomb présent dans l'EPÉG peut, dans certains cas, augmenter la plombémie des enfants y étant exposés. Cet état de choses concerne vraisemblablement un échantillon restreint d'écoles ou de garderies notées comme étant potentiellement problématiques. Selon le troisième objectif de la présente étude, le risque que l'augmentation des plombémies peut représenter est établi en évaluant l'impact que cette augmentation pourrait avoir sur le QI des enfants. Cette évaluation est détaillée ci-dessous et se base sur la relation dose-réponse entre la plombémie et l'effet sur le QI.

6.1 Relation dose-réponse entre la plombémie et l'effet sur le QI

À la lumière des connaissances actuelles sur le lien entre la plombémie et la perte de QI chez les jeunes enfants, il est généralement admis que la relation dose-réponse caractérisant ce lien est supralinéaire pour les plombémies inférieures à 30 µg/dL (voir l'annexe 1). Autrement dit, la diminution du QI par unité de plombémie s'atténue à mesure que la plombémie augmente. Inversement, l'effet sur le QI serait proportionnellement plus important à une faible plombémie qu'à une plombémie élevée. Ce lien a principalement été mis en lumière par Lanphear *et al.* (2005); voir l'annexe 1 pour les détails. L'étude de Lanphear *et al.* (2005), qui a analysé de manière groupée les résultats de 8 cohortes prospectives regroupant en tout plus de 1 300 enfants de divers pays, est reconnue comme étant l'étude cardinale sur la neurotoxicité infantile du plomb par la très grande majorité des institutions sanitaires à travers le monde (EFSA, 2010; NTP, 2012; OEHHA, 2009; Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2010, 2011). Les résultats y étant décrits traduisent une perte de QI plus appréciable, par unité de plombémie, chez les enfants présentant une plombémie inférieure à 10 µg/dL que chez les enfants dont la plombémie dépassait cette concentration. Aussi, quoique le niveau d'incertitude statistique associé à la courbe dose-réponse, et la signification toxicologique de cette dernière, soient plus notables pour les plombémies inférieures à 5 µg/dL que pour les plombémies supérieures à cette valeur, les positions des institutions de santé publique concordent sur le fait qu'aucun seuil d'effet n'a pu être établi à ce jour.

Ceci étant dit, les analyses réalisées par d'autres auteurs sont cohérentes quant à l'impact quantitatif appréhendé de l'augmentation de la plombémie sur la diminution du QI des enfants. Plus précisément, selon plusieurs institutions de santé publique à travers le monde, dont l'EFSA (2010) et l'OMS (2010), une perte d'environ 1 point de QI en moyenne dans la population pour chaque augmentation de 1 µg/dL de sa plombémie de base apparaît comme une estimation réaliste de cet impact pour des plombémies comprises dans l'intervalle 1-10 µg/dL (Budtz-Jørgensen *et al.*, 2013). Cette estimation a également été retenue par Santé Canada (2017a) dans son document de consultation publique sur le plomb dans l'eau potable. Ainsi, cet organisme souligne qu'un tel déplacement de la distribution de QI se traduirait par un impact populationnel non négligeable aux extrémités des distributions populationnelles de QI. Cet impact se caractériserait par l'augmentation du nombre d'enfants se trouvant en difficulté d'apprentissage et par la diminution du nombre d'enfants considérés comme doués (voir l'annexe 1). C'est donc sur la base du déplacement de la tendance centrale de la plombémie populationnelle que les résultats de la modélisation décrits au chapitre 5 seront interprétés dans les pages qui suivent. Enfin, en raison des incertitudes à propos du mécanisme d'action toxique du plomb sur le QI, notamment quant à la période de temps nécessaire pour que le plomb présent dans le sang puisse causer son action toxique sur le QI des enfants, la présente analyse portera autant sur la plombémie moyenne annuelle des enfants que sur leur

plombémie maximale. Cette façon de faire est d'ailleurs cohérente avec le fait, souligné par Crump *et al.* (2013), que les modèles de relation dose-réponse décrits par Lanphear *et al.* (2005) diffèrent peu selon l'indicateur de plombémie considéré (ex. : plombémie concomitante au lieu de plombémie maximale; voir l'annexe 3 pour plus de détails).

6.2 Effet possible sur le QI des enfants fréquentant les écoles et les garderies potentiellement problématiques d'un territoire donné

Les résultats présentés au chapitre 5 pour les groupes d'écoles potentiellement problématiques laissent entrevoir, même s'ils ne concernent qu'une fraction de l'ensemble des écoles et des garderies d'un territoire donné, que la présence de plomb dans l'eau potable de ces établissements peut avoir un impact non négligeable sur le QI des populations d'enfants les fréquentant. En effet, les diverses valeurs **médianes** de la plombémie annuelle moyenne ou maximale, présentées dans le tableau 5 pour les écoles et les garderies potentiellement problématiques, engendreraient une diminution d'environ 1 à 3 points de QI chez les nourrissons et d'environ 1 à 2 points de QI chez les autres individus. Cette estimation repose, il faut le rappeler, sur la prémisse d'un bruit de fond médian de 0,95 µg/dL et sur le fait que chaque augmentation de 1 µg/dL de plombémie de base est associée à une perte de 1 point de QI. En ce qui concerne les individus les plus exposés, les valeurs des **97,5^{es} centiles** des nourrissons peuvent varier de 2,8 à 6,3 µg/dL pour la plombémie annuelle moyenne, ce qui se traduirait par une diminution de QI appréhendée pouvant atteindre 4 points. Quant à la perte de QI théorique correspondant à la plombémie maximale, qui varie de 3,4 à 9 µg/dL, elle se situerait entre un peu plus de 1 point et près de 7 points. Les impacts potentiels sur le QI sont similaires chez les tout-petits (2 ans) et sont environ 2 fois moins élevés chez les enfants de 6 ans. Toutefois, des incertitudes majeures découlent de ce type d'analyse et sont discutées plus loin dans le texte (voir la section 6.4). De plus, il importe de rappeler que la plombémie est un indicateur de l'exposition au plomb, mais pas de l'accumulation de la charge corporelle. Or, le plomb auquel les enfants sont exposés sera éventuellement stocké dans les os et pourrait constituer un facteur de risque pour d'autres effets délétères sur leur santé lorsque ce plomb sera relâché des os plus tard durant leur vie.

6.3 Portée des résultats de modélisation sur la gestion du risque

Les résultats obtenus ici peuvent contribuer à l'établissement de certaines balises en vue de la gestion du risque relié à la présence de plomb dans l'EPÉG. Ceci est vrai dans la mesure où la prémisse acceptée est que, pour éviter un impact mesurable sur le QI, il faut s'assurer que cette présence se traduit par une augmentation de la plombémie inférieure à 1 µg/dL au-delà du bruit de fond. Donc, une situation pourrait être considérée comme problématique lorsque des augmentations de la moyenne géométrique et du 97,5^e centile de la plombémie des enfants québécois, par rapport à un bruit de fond de 0,95 µg/dL à > 1,95 µg/dL et de 2,15 µg/dL à > 3,15 µg/dL, seraient respectivement observées. Malheureusement, il n'est pas possible avec les données actuelles de proposer des distributions typiques de concentrations dans l'EPÉG, qui correspondent à de telles augmentations. En effet, les distributions de concentrations dans l'EPÉG, présentées dans les tableaux 2 et 3, ayant généré une situation potentiellement problématique à l'égard des augmentations de plombémies sont nombreuses et ne suivent pas de patrons précis. Surtout, un jugement ne peut être formulé sur la base simplement du respect de la concentration maximale acceptable (CMA) dans l'eau proposée par Santé Canada. De fait, même si les médianes des concentrations dans l'EPÉG sont inférieures à 2 µg/L²¹, les concentrations très élevées associées aux

²¹ Selon les données de la Ville de Québec et du Nouveau-Brunswick présentées dans le tableau 2.

centiles élevés et aux centiles maximums de ces distributions peuvent se traduire par des augmentations de plombémie supérieures à 1 µg/dL au 97,5^e centile (voir le tableau 4). À l'inverse, un dépassement occasionnel de la CMA dans l'EPÉG peut ne pas se traduire par de telles augmentations si la CMA est respectée la plupart du temps et si les variations spatiotemporelles de la concentration de plomb dans l'EPÉG sont faibles.

6.4 Incertitudes relatives à l'évaluation du risque de diminution du QI

Puisque le risque a été évalué sur la base de la modélisation de la plombémie, d'une part, et de la relation dose-réponse, où la dose est représentée par la plombémie, d'autre part, les incertitudes associées à ces deux éléments doivent être prises en compte lors de l'estimation du risque. Les incertitudes reliées à la modélisation de la plombémie ayant déjà été décrites à la section 5.6, il reste à évaluer celles reliées à la relation dose-réponse entre la plombémie et l'effet sur le QI.

Outre les limites et les incertitudes relatives à l'étude cardinale de Lanphear *et al.* (2005) proprement dite et à sa réanalyse réalisée par Crump *et al.* (2013), études qui sont présentées à l'annexe 1, il existe des incertitudes générales sur l'effet délétère du plomb sur le QI des enfants, en particulier quant à la forme réelle, linéaire ou supralinéaire, de la relation dose-réponse à faible dose (Budtz-Jørgensen *et al.*, 2013; Carlisle *et al.*, 2009; NTP, 2012; Skerfving *et al.*, 2015). L'impact de ces incertitudes sur l'interprétation du risque associé à une plombémie donnée suscite d'ailleurs d'intenses débats dans la littérature scientifique (Banner et Kahn, 2014; Bowers et Beck, 2006; Hornung *et al.*, 2006; Hornung et Lanphear, 2014; Jusko *et al.*, 2006), surtout pour des plombémies de moins de 5 µg/dL (Wilhelm *et al.*, 2010). En effet, pour ces plombémies, les intervalles de confiance à 95 % sur les fonctions de risque sur le QI sont très importants (Crump *et al.*, 2013). Par ailleurs, même si le QI est le paramètre presque universellement utilisé en santé publique pour les besoins de l'évaluation du risque sanitaire lié au plomb, des incertitudes majeures persistent quant à sa robustesse comme marqueur de toxicité sur la fonction cognitive (D. Saint-Amour, communication personnelle, 10 décembre 2018). Reste que le QI est généralement considéré comme plus sensible que d'autres marqueurs de neurotoxicité comme la mémoire, l'attention et l'acuité visuelle (Saint-Amour *et al.*, 2012); son utilisation témoigne donc d'un principe de prudence.

Des incertitudes existent aussi relativement au mécanisme d'action toxique du plomb sur le développement intellectuel des enfants. Plus précisément, la période de l'enfance où l'exposition au plomb est plus susceptible d'avoir un effet néfaste sur le QI, et la durée minimale d'exposition requise pour avoir un tel effet, ne sont pas connues. Alors que l'étude de Lanphear *et al.* (2005) repose sur des mesures de QI effectuées à des âges variant de 5 à 10 ans, Hornung *et al.* (2009) mentionnent que c'est la plombémie à 6 ans qui serait la plus directement liée à la perte de QI. Par conséquent, des incertitudes demeurent quant à l'impact sur le QI d'une plombémie donnée chez des enfants plus jeunes, comme ceux de 6 et de 24 mois, dont la plombémie a été modélisée ici. Par ailleurs, Crump *et al.* (2013) suggèrent une relation significative entre la plombémie mesurée à 24 mois et dans l'intervalle 6-24 mois et la diminution du QI à l'âge scolaire, et ce, pour des plombémies supérieures à celles modélisées ici. À cet égard, il semble pertinent de rappeler que les résultats des modélisations TCBE laissent entendre que, pour une même concentration de plomb dans l'EPÉG, l'augmentation de la plombémie était plus importante chez les nourrissons que chez les autres groupes d'enfants plus âgés.

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence du dépistage systématique à chaque point d'utilisation

De plus, l'incertitude associée à l'effet sur le QI de plombémies données est aussi grande que le nombre d'individus concernés est petit. En effet, il faut rappeler l'importance de considérer les résultats obtenus plus haut dans une perspective populationnelle et non pas dans une perspective individuelle. De fait, ce n'est qu'à l'échelle populationnelle que l'effet de la baisse de QI de l'ordre de 1 point en moyenne aurait un impact significatif estiment les institutions de santé publique mondiales. À l'échelle individuelle, la perte de 1 point de QI n'apparaît pas préoccupante, étant donné la marge d'erreur liée à cette mesure (Kaufman, 2001; Wilhelm *et al.*, 2010).

7 Surveillance de la qualité de l'eau des écoles et des garderies : pertinence et modalités

La pertinence de procéder à une surveillance de la qualité de l'EPÉG à chaque point d'utilisation est fonction de l'importance du risque exposé précédemment (voir les chapitres 5 et 6). De même, elle est fonction de la capacité lors d'une telle surveillance à mettre en évidence les cas potentiellement problématiques, c'est-à-dire les cas où les concentrations de plomb dans l'eau sont susceptibles d'avoir un impact sur la plombémie et le QI des enfants. Finalement, elle est aussi fonction des capacités à résoudre ces cas problèmes selon les connaissances et les ressources disponibles.

Selon la section 6.2, l'impact d'une faible exposition au plomb de l'EPÉG sur le QI des enfants est incertain, mais possible, particulièrement sur celui des nourrissons les plus exposés lorsque l'EPÉG présente des augmentations occasionnelles, mais appréciables de sa concentration en plomb. Cependant, il est difficile de déterminer précisément la fréquence et l'ampleur des augmentations requises ayant un impact réel sur la plombémie, et donc sur le QI des enfants. En effet, puisque cet impact dépend à la fois de l'ampleur et de la fréquence des concentrations élevées, les combinaisons possibles pour ces deux facteurs sont multiples. Par exemple, un de ces deux facteurs pourrait être suffisamment élevé pour engendrer un impact mesurable même si l'autre facteur demeure faible, ou encore ces deux facteurs pourraient être moyennement élevés et générer aussi un impact.

Lorsque de telles situations sont constatées, la possibilité de mettre en place des mesures correctives efficaces doit être prise en compte. Le présent chapitre mettra donc l'accent sur les méthodes recommandées ou utilisées par les principaux organismes pour évaluer les concentrations de plomb dans l'EPÉG et bien déterminer les situations où il y a un risque d'exposition problématique (voir la section 7.1). Puis, il présentera les approches prépondérantes et les mesures de gestion généralement utilisées en Amérique du Nord, en se concentrant spécifiquement sur ce qui est fait au Québec pour réduire les concentrations en plomb dans l'EPÉG. Au besoin, il précisera les avantages et les inconvénients associés à ces mesures et à ces approches (voir la section 7.2). La section suivante du chapitre discutera des aspects liés aux coûts-bénéfices ainsi que des aspects éthiques reliés à la problématique du plomb dans l'eau des écoles et des garderies (voir la section 7.3). Enfin, la dernière section comparera différents scénarios de surveillance, variant selon la fréquence de l'échantillonnage de la qualité de l'EPÉG, en termes de pertinence pour mettre en évidence les situations potentiellement problématiques, et fera cette comparaison selon les critères proposés dans *La gestion des risques en santé publique au Québec : cadre de référence* (Cortin *et al.*, 2016) – voir la section 7.4.

7.1 Revue des procédures recommandées pour l'évaluation de la contamination par le plomb de l'eau des écoles et des garderies

Le protocole d'échantillonnage retenu par différentes instances pour déterminer les concentrations en plomb dépend de l'objectif, par exemple : l'évaluation de l'exposition globale de la clientèle desservie, la recherche de concentrations sporadiquement élevées, la détermination de situations problématiques au regard du relargage continu de plomb dans l'eau potable, la localisation de sources potentielles de plomb, l'appréciation de l'efficacité de mesures de mitigation mises en place, etc. Aussi, ce protocole peut être adapté selon le type d'établissements évalué. Le tableau 1 de l'annexe 5 présente d'ailleurs divers protocoles d'échantillonnage recommandés ou suggérés par les autorités canadiennes ou américaines pour réaliser la surveillance de la qualité de l'EPÉG.

Dans son document de consultation, Santé Canada (2017a) propose pour l'EPÉG, la surveillance minimale annuelle de la teneur en plomb total dans les écoles et les garderies, en accordant la priorité aux fontaines et aux robinets d'eau froide utilisés pour la consommation ou la préparation d'aliments. Cette proposition semble justifiée en raison de la grande variabilité des résultats d'échantillonnage d'un point de consommation d'eau à un autre et de la difficulté à prédire les cas de contamination (voir le chapitre 3). La fréquence d'échantillonnage pourrait toutefois être moindre si des sources de plomb ont été décelées et que les problèmes ont été corrigés.

La méthode suggérée par Santé Canada consiste à réaliser deux prélèvements consécutifs de 125 ml échantillonnés de façon aléatoire au même robinet sans purge préalable ni période de stagnation – *Random Daytime* (Santé Canada, 2017a). Cette méthode permet d'évaluer l'eau de premier jet, soit celle qui est en contact avec les éléments de la robinetterie pouvant être une source de plomb. Le temps de stagnation étant aléatoire d'un prélèvement à l'autre, les concentrations observées pourront, pour un même robinet, varier grandement selon le moment de l'échantillonnage. La méthode proposée par Santé Canada ne permet donc pas de caractériser complètement le potentiel de contamination de l'eau distribuée pour un robinet donné. Elle ne permet pas non plus de cibler les sources potentielles de plomb pouvant provenir de la tuyauterie, par exemple les conduites en plomb. Néanmoins, réalisée à large échelle et sur l'ensemble des fontaines et des robinets utilisés pour la consommation, cette façon de faire permet de dresser le portrait général de l'exposition de la clientèle desservie.

Au Québec, la méthode d'échantillonnage réglementaire retenue pour les grands établissements est la même qu'en milieu résidentiel, soit un prélèvement après 5 minutes d'écoulement entre le 1^{er} juillet et le 1^{er} octobre (Gouvernement du Québec, 2018). Il est nécessaire de recourir à cette méthode dans les établissements scolaires ou des établissements offrant des services à des enfants de 6 ans ou moins. Minimalement, un échantillon réglementaire doit être prélevé dans les écoles et les garderies, et le nombre d'échantillons ne doit pas excéder plus de 10 % du nombre total d'échantillons prélevés sur ce réseau d'eau potable²². La méthode retenue vise surtout à déterminer les contaminations par le plomb étant préoccupantes, notamment celles en lien avec la corrosion d'entrées de service en plomb. Toutefois, ce type d'entrée se trouve rarement dans les grands bâtiments. La méthode québécoise ne permet cependant pas de déceler les concentrations sporadiquement élevées comme il est possible de le faire avec une méthode prenant en compte un prélèvement de premier jet ou après un faible écoulement suivant une période de stagnation.

De manière générale, un prélèvement de premier jet après stagnation pourrait être considéré comme représentatif de la contamination au plomb provenant de la robinetterie propre à un point d'échantillonnage (premier litre), les résultats pouvant être différents de ceux obtenus aux autres points d'eau si les matériaux de robinetterie ne sont pas les mêmes. C'est habituellement lors de ces prélèvements que des concentrations sporadiquement élevées sont notées. Une stagnation de 30 minutes peut être suffisante pour évaluer s'il y a un relargage de plomb. Un temps de stagnation plus long se traduit généralement par une augmentation de la concentration de plomb dans l'eau prélevée. Un échantillonnage après écoulement (de 30 secondes ou de 1 minute) sera quant à lui représentatif de la concentration de plomb dans l'eau de la tuyauterie interne, alors qu'après un écoulement de 5 minutes, ce sont habituellement les conduites d'eau extérieures au bâtiment (réseau de distribution d'eau potable) qui sont ciblées²³. Ainsi, l'exposition des usagers sera

²² Certaines écoles et garderies possèdent leurs propres installations de captage et de distribution d'eau potable. Elles sont ainsi assujetties aux exigences réglementaires de contrôle, soit un échantillonnage annuel pour le plomb.

²³ Pour les grands établissements, un écoulement de 5 minutes n'est souvent pas suffisant pour vidanger la conduite située à l'intérieur de la bâtisse. Le prélèvement n'est donc pas représentatif de la conduite située à l'extérieur, mais plutôt de la conduite située à l'intérieur en amont du robinet échantillonné.

directement reliée au profil de consommation (c'est-à-dire, aux habitudes de consommation d'eau de premier jet, après écoulement, en début de journée, à des points d'eau différents, etc.). Il faut noter que si les méthodes d'échantillonnage énumérées ici sont prises de manière individuelle, aucune d'entre elles ne peut être considérée comme totalement représentative de l'exposition des consommateurs de l'EPÉG. Néanmoins, les méthodes avec stagnation ou avec prélèvement aléatoire (sans temps de stagnation contrôlé), et sans écoulement préalable, devraient représenter plus adéquatement les concentrations auxquelles un individu est exposé en milieu résidentiel (Commission européenne, 1999).

Un échantillonnage plus intensif (selon le nombre de prélèvements réalisés par établissement et par robinet) permettrait une meilleure caractérisation des concentrations de plomb dans les écoles et les garderies et une évaluation plus précise de l'exposition potentielle des consommateurs. En contrepartie, un tel échantillonnage exigerait des ressources financières et humaines considérables et pourrait éventuellement entraîner la mise en place de mesures correctives potentiellement coûteuses (voir la section 7.2). Il faut noter que l'abaissement de la CMA de 10 à 5 µg/L, comme le propose Santé Canada, et l'utilisation de la méthode prenant en compte les prélèvements aléatoires (sélection des robinets où a eu lieu une certaine stagnation) pourraient faire augmenter de façon importante la fréquence des dépassements de ce nouveau critère de 5 µg/L.

7.1.1 SYNTHÈSE SUR LES PROCÉDURES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION AU PLOMB PRÉSENT DANS L'EAU POTABLE DES ÉCOLES ET DES GARDERIES

Selon le protocole d'échantillonnage retenu pour mesurer le plomb dans l'eau potable, il sera possible d'évaluer le potentiel de contamination venant de la robinetterie, de la canalisation ou de la conduite située à l'extérieur de l'établissement. La pertinence d'une surveillance systématique du plomb à chaque point d'eau dans l'EPÉG, comme le propose Santé Canada, peut être évaluée en fonction, entre autres, des concentrations de plomb dans l'eau de ces établissements et de la variabilité des concentrations dans le temps et dans l'espace, de la capacité à mesurer l'exposition représentative des enfants consommant cette eau, de l'impact de cette exposition sur la plombémie des enfants et enfin de l'accessibilité à des mesures correctives adéquates. La méthode d'échantillonnage de Santé Canada (premier jet sans temps de stagnation connu) cible principalement le relargage de plomb associé aux composantes de la robinetterie et peut donner des concentrations très variables pour un même robinet selon la période de l'échantillonnage. Réalisée sur plusieurs années et à tous les points d'utilisation, une surveillance de ce type vise à détecter les situations problématiques, soit celles exposant les usagers d'un établissement à des concentrations de plomb se trouvant au-dessus du bruit de fond attendu.

L'échantillonnage réglementaire au Québec permet la caractérisation du plomb dans l'eau potable d'un nombre limité d'établissements scolaires ou de garderies annuellement, et ce, à un seul robinet par bâtiment. Suivant ce mode d'échantillonnage, la caractérisation demeure limitée, et ce protocole pourrait dans certaines situations ne cibler que les cas de contamination prolongée, mais pouvant potentiellement exposer un plus grand nombre d'usagers de l'établissement touché. Globalement, il convient de rappeler qu'au Québec la présence de plomb dans l'EPÉG ne constitue vraisemblablement pas un problème majeur. Des concentrations élevées demeurent possibles, mais dans un nombre restreint d'établissements. Cependant, sans échantillonnage de chaque point d'utilisation, il est difficile d'exclure la possibilité d'un tel relargage.

7.2 Mesures de mitigation pour corriger les problèmes de plomb détectés

Comme mentionné précédemment, la prise en compte de la disponibilité et de l'efficacité des méthodes permettant de corriger les problèmes mis au jour, ainsi que de leur efficacité, est un aspect important à considérer lors de l'évaluation de l'intérêt d'une surveillance intensive du plomb dans l'EPÉG.

7.2.1 MESURES UTILISÉES EN AMÉRIQUE DU NORD

Plusieurs méthodes alternatives existent pour réduire l'exposition au plomb provenant de l'eau potable (Barn et Kosatsky, 2011; Santé Canada, 2009; Watchelet *et al.*, 2017). Dans une revue récente, Levallois *et al.* (2018) présentent diverses stratégies de mitigation selon leurs avantages et leurs inconvénients (voir l'annexe 5, tableau 2). Particulièrement en ce qui concerne la gestion de l'eau potable en milieu scolaire, l'U.S. EPA (2006) résume bien les diverses mesures correctives permettant de réduire les concentrations de plomb dans l'eau lorsque les analyses excèdent le niveau recommandé. Ces mesures, reprises notamment par le MELCC (Ellis et Bolduc, 2014), sont indiquées dans le tableau 3 de l'annexe 5 selon le caractère permanent ou transitoire de la mesure retenue.

L'U.S. EPA précise que la mise en place de mesures permanentes (ex. : remplacement de la robinetterie ou de la conduite en plomb, filtre au point d'utilisation) est privilégiée pour corriger de façon permanente les problèmes de dépassement de critères de qualité. L'utilisation d'eau en bouteille ou la vidange répétée de la tuyauterie comme mesure définitive sera fonction de l'ampleur de la clientèle à desservir, en raison, notamment, du fait que les coûts de ces deux mesures peuvent devenir prohibitifs à long terme. L'U.S. EPA souligne que la vidange de la tuyauterie peut se présenter comme une solution facile et rapide en présence de fortes concentrations en plomb, ou lorsque la source est située dans une zone restreinte. En contrepartie, elle est peu avantageuse au regard de l'économie d'eau potable. Aussi, en cas de purge non automatique de la tuyauterie, elle demande du temps en ressources humaines pour effectuer des vidanges régulières. De plus, cette procédure de vidange n'est pas recommandée pour les fontaines d'eau réfrigérantes (U.S. EPA, 2006). Enfin, il est rapporté comme autres contraintes parmi les mesures de mitigation proposées, le relargage possible du plomb lors de remplacements partiels de conduites ou à la suite de travaux de plomberie (Cartier *et al.*, 2013; Deshommes *et al.*, 2017), le besoin de surveillance de la qualité de l'eau afin d'évaluer l'efficacité des mesures mises en place et également l'effet sur la consommation de boissons sucrées dans le cas où l'accès à l'eau potable est limité (Levallois *et al.*, 2018).

Quoique la réduction de l'exposition au plomb suivant la mise en place de mesures correctives soit soulignée (Triantafyllidou *et al.*, 2014), peu d'informations sont actuellement disponibles quant à l'efficacité de ces différentes mesures. À titre d'exemple, en Ontario, où la vidange matinale régulière de la tuyauterie est obligatoire, l'efficacité d'une telle pratique est remise en question, et des mesures correctives plus permanentes (telle l'installation de filtres au robinet) sont suggérées (Deshommes *et al.*, 2012; Watchel *et al.*, 2017). Dans une publication récente, Pfadenhauer *et al.* (2016) font part du faible nombre d'études de qualité ayant permis d'évaluer la plombémie d'enfants à la suite d'interventions visant la réduction de l'exposition au plomb présent dans l'eau potable. Même si les interventions environnementales semblent plus prometteuses que celles mettant l'accent sur l'éducation, les auteurs soulignent le besoin d'études évaluant l'efficacité des interventions sur les produits de consommation et les mesures réglementaires.

7.2.2 MESURES UTILISÉES AU QUÉBEC

En mars 2017, diverses DSPublique de la province (Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches, Estrie, Laurentides, Montérégie, Montréal), qui ont eu à gérer des dépassements de la norme relative au plomb dans l'EPÉG, ont été consultées par l'INSPQ afin de documenter comment ces situations avaient été gérées (voir les détails à l'annexe 4). Suivant cette consultation, les principaux constats à propos de la gestion de ces dépassements ont été dégagés : difficulté à bien circonscrire la problématique (nombreux robinets, conception de la tuyauterie non connue), localisation inconnue de la source de plomb, détermination de solutions correctives adéquates, observation éventuelle de concentrations plus élevées de plomb après les travaux et coûts élevés dans certaines situations. En raison d'un éventuel abaissement de la norme sur le plomb et des modifications des techniques d'échantillonnage, de nombreux enjeux sont appréhendés par les DSPublique tels que l'évaluation du risque pour la santé, l'efficacité et les coûts-bénéfices des mesures correctives mises en place ainsi que la communication avec les décideurs et les populations concernées.

En suivi des dépassements de la norme québécoise observés dans l'EPÉG de 2013 à 2016, les DSPublique ont rempli un sondage mené par l'INSPQ sur les interventions réalisées en vue de gérer ces situations (voir l'annexe 4). Les interventions des DSPublique, effectuées lors de la réception de ces constats de hors norme, se sont principalement limitées à assurer le suivi auprès du MELCC ou du gestionnaire de l'établissement concerné, ou encore auprès du réseau afin que soit réalisée une caractérisation plus adéquate de la qualité de l'eau dans l'établissement. Des mesures correctives ont été mises en place dans six établissements telles que la pose d'affiches au robinet (eau non potable), la distribution d'eau embouteillée, la vidange de la tuyauterie avant la consommation, le remplacement de la tuyauterie ou de la robinetterie ou l'installation temporaire de tuyaux flexibles à l'extérieur des murs pour la distribution de l'eau. D'autres actions étaient prévues auprès de ces établissements comme la réalisation de nouveaux échantillonnages ou le remplacement de la robinetterie ou de la tuyauterie. Les actions correctives permanentes réalisées dans les écoles et les garderies du Québec sont donc peu nombreuses, et l'efficacité des quelques mesures de remplacement de la robinetterie ou de la tuyauterie mise en cause lors des investigations s'est avérée à court terme discutable. Enfin, plusieurs DSPublique ont souligné les enjeux de la communication avec les populations touchées. C'est que la communication est souvent délicate lors de contaminations par le plomb.

Suivant l'adoption en 2013 des dernières mesures réglementaires québécoises relativement à l'échantillonnage du plomb, un sous-comité de travail sur le plomb a proposé (en 2015), à l'intention des DSPublique, un guide visant à mieux orienter les interventions de santé publique lors de situations problématiques au regard du plomb dans l'eau potable (Gauvin *et al.*, 2015). En ce qui concerne les contaminations en établissement, ce guide souligne que chaque situation peut être particulière, pouvant ainsi nécessiter une gestion adaptée au contexte de la contamination dans l'établissement concerné. Aucune valeur seuil de plomb dans l'eau pouvant représenter une menace réelle ou appréhendée pour la santé publique n'était proposée par le sous-comité dans le cas des grands bâtiments, même si certains professionnels mentionnaient des valeurs de 50 ou de 100 µg/L de plomb dans l'eau en se référant à la modélisation des impacts sur la plombémie moyenne des enfants. Toutefois, s'il y a dépassement de la norme québécoise, des échantillonnages complémentaires permettent une meilleure caractérisation de la qualité de l'eau et aident ainsi à déterminer si la mise en place de mesures correctives est nécessaire, selon le jugement professionnel des intervenants. Au besoin, les intervenants des DSPublique sont invités à faire appel au Comité consultatif sur le plomb créé au printemps 2013.

Dans le cas où la surveillance à grande échelle du plomb à chaque point d'utilisation d'eau potable dans les écoles et les garderies est retenue, cela se traduira nécessairement par une augmentation des dépassements des critères de qualité et nécessitera une collaboration accrue de la part du réseau de la santé publique. À court terme, la mise à jour du guide mentionné ci-dessus (Gauvin *et al.*, 2015) sera nécessaire afin d'inclure les nouvelles connaissances, tant au regard de l'évaluation du risque sanitaire que des mesures de gestion à proposer.

7.2.3 SYNTHÈSE CONCERNANT LES MESURES DE MITIGATION

Les mesures de mitigation s'appliquant à la détection de concentrations élevées de plomb dans l'eau des écoles et des garderies sont assez bien connues. Il existe cependant peu d'outils pratiques pour les mettre en œuvre. De plus, les données quant à l'efficacité et aux coûts de ces mesures correctives sont rares.

La mise en place de mesures correctives devrait être justifiée sur la base d'un impact potentiel sur la plombémie des utilisateurs des robinets ciblés. À cette étape-ci, le dépassement éventuel de la recommandation proposée par Santé Canada de 5 µg/L, après un échantillonnage aléatoire dans l'EPÉG, ne peut être interprété comme ayant d'emblée un impact significatif sur la plombémie des enfants. Si la recommandation de Santé Canada était retenue, elle devrait être associée à des mesures complémentaires d'évaluation de la qualité de l'eau du robinet ou de l'ensemble des robinets de l'établissement visé afin de mieux caractériser l'exposition de la population. Une telle caractérisation permettrait alors de justifier, le cas échéant, la mise en place de mesures de mitigation appropriées.

De façon générale, l'application de ces mesures peut être difficile lors de la recherche de solutions permanentes, notamment en raison de l'importance des ressources humaines et financières nécessaires à leur mise en place ou du manque d'expertise en gestion de ce type de problème. Des considérations environnementales relatives à certaines mesures, comme le gaspillage d'eau potable ou la production de déchets de plastique, doivent également être prises en compte dans une perspective de développement durable. La surveillance systématique de l'EPÉG, permettant de détecter plus de problèmes latents, accroîtra possiblement, du moins de façon temporaire, le nombre d'interventions du réseau de la santé publique pour faciliter la gestion des cas problèmes. L'efficacité de ces mesures visant à réduire les plombémies des clientèles des écoles et des garderies demeure aussi mal documentée.

7.3 Autres aspects à considérer

7.3.1 RAPPORT COÛTS-BÉNÉFICES

Aucune analyse coûts-bénéfices ne semble avoir été effectuée pour justifier la mise en place d'un système de surveillance de la contamination par le plomb de l'EPÉG comme le propose Santé Canada. Cependant, quelques études ont considéré l'efficacité calculée en termes de coûts-bénéfices de diverses interventions visant la réduction de la plombémie des enfants. Ainsi, l'efficacité de la réduction de la plombémie dans la population pour améliorer la santé des enfants semble bien démontrée. À titre d'exemple, Gould (2009) estime, dans un scénario sur la réduction d'une plombémie supérieure à 2 µg/dL, que pour chaque dollar investi dans le contrôle du risque associé au plomb dans la peinture, il en résulte un bénéfice économique et social de 17 à 221 \$. Les bénéfices notés sont associés à l'augmentation du QI et, conséquemment, aux meilleures perspectives d'emplois bien rémunérés dans le futur avec le revenu de taxes qui en découle; à la réduction des dépenses consacrées à l'éducation de l'enfant en difficulté et à la diminution de

l'activité criminelle. Cependant, cette efficacité doit être comparée aux coûts et à l'efficacité d'autres mesures pouvant réduire l'exposition au plomb provenant de diverses sources. L'organisme américain à but non lucratif The Pew Charitable Trusts (Health Impact Project, 2017) rapporte également des bénéfices économiques notables associés à la mise en place de mesures visant la réduction de l'exposition au plomb, soit l'enlèvement des conduites d'eau potable en plomb ou l'éradication des risques associés aux peintures à base de plomb. En France, Pichery *et al.* (2011) estiment que les bénéfices nets en gains de santé liés à la réduction de l'exposition au plomb sont 10 fois supérieurs en ce qui a trait au contrôle de la poussière et des sols que les bénéfices nets associés au remplacement des conduites d'eau potable en plomb en milieu résidentiel (1,8 à 4 milliards comparativement à 0,12 à 0,25 milliard). Cependant, l'extrapolation de ces estimations doit se faire avec prudence. D'une part, il faut considérer que ces données ne sont pas nécessairement transposables au contexte québécois (profils et sources de contamination différents du contexte français). D'autre part, la réduction déjà non négligeable des plombémies dans la population québécoise au cours des dernières années contribue aux incertitudes associées à ces estimations.

En Colombie-Britannique, Watchel *et al.* (2017) précisent que l'analyse des bénéfices associés à l'amélioration de la qualité de l'eau potable en milieu scolaire n'a pas été effectuée. Cependant, compte tenu du coût élevé qui a été estimé pour l'amélioration des infrastructures et de la contribution à l'exposition généralement faible au plomb contenu dans l'eau potable en garderie et en milieu scolaire, il pourrait être pertinent d'examiner si d'autres programmes visant à améliorer le QI des enfants, tels les programmes de cessation du tabagisme maternel et ceux concernant l'amélioration de l'environnement domestique, pourraient être plus rentables. Les auteurs mentionnent que, dans le contexte où les niveaux élevés de plomb de l'eau potable des écoles peuvent contribuer aux taux élevés de plombémies mesurés chez les enfants, il serait raisonnable de considérer l'intervention à partir d'une approche d'analyse coûts-bénéfices. Par ailleurs, Barn et Kosatsky (2011) soulignent que l'impact de la consommation d'eau potable en milieu scolaire sur la plombémie des enfants devrait être mieux évalué au même titre que l'efficacité des programmes de correction.

7.3.2 ASPECTS ÉTHIQUES

La perspective éthique permet de contextualiser les actions de santé publique et d'apporter un éclairage plus étoffé aux valeurs que sous-tendent ces actions et aux conséquences qu'elles peuvent avoir sur les populations visées. L'explicitation des valeurs en jeu permet donc de mieux faire ressortir les considérations éthiques des différentes options de surveillance de l'EPÉG proposées aux décideurs.

Les valeurs examinées dans cet avis afin d'éclairer, d'un point de vue éthique, la prise de décision à l'égard de la surveillance relative à la présence de plomb dans l'EPÉG ont été retenues après une discussion entre les auteurs de l'avis et certains collaborateurs. Les valeurs qui semblaient les plus pertinentes pour l'action en santé publique (Filiatrault, Désy et Leclerc, 2015) ont été retenues : autonomie, équité, bienfaisance, non-malfaisance et prudence. Le tableau 1 de l'annexe 6 détaille ces valeurs et la façon dont elles s'appliquent au cas à l'étude. Bien que d'autres valeurs aient été discutées, il est apparu au cours des discussions que le respect de ces valeurs ne permettait pas d'orienter le choix d'une option; ces valeurs sont donc moins intéressantes pour l'analyse comparative de différents scénarios de surveillance d'un point de vue éthique. Finalement, c'est le poids donné aux valeurs retenues ci-dessus qui va influencer une éventuelle prise de décision en faveur d'un scénario de surveillance. Les valeurs considérées dans cet avis sont utilisées comme balises pouvant faciliter la comparaison de différents scénarios de surveillance de l'EPÉG.

7.4 Comparaison de différents scénarios de surveillance de la qualité de l'eau des écoles et des garderies du Québec

Malgré les nombreuses incertitudes à l'égard des connaissances actuelles, autant en ce qui concerne le niveau de contamination possible de l'EPÉG au Québec qu'en ce qui concerne les impacts possibles sur les enfants potentiellement exposés, les auteurs du présent document ont jugé important de donner un éventail d'options permettant la mise en évidence des cas de contamination de l'EPÉG jugés potentiellement problématiques.

Quatre options de surveillance de la qualité de l'EPÉG ont été définies selon l'intensité de la surveillance proposée, allant du *statu quo* (réglementation québécoise actuelle : option 1) à une surveillance plus intensive (comme celle recommandée par Santé Canada : option 4). Des options intermédiaires sont présentées à titre d'exemples, à partir de propositions crédibles, telles la procédure mise en place par la DSPublique de Montréal – légèrement améliorée car étendue aux garderies (option 2) – et une procédure qui ciblerait uniquement les situations jugées *a priori* les plus à risque (option 3).

7.4.1 OPTIONS DE SURVEILLANCE CONSIDÉRÉES ET CRITÈRES UTILISÉS POUR LES COMPARER

Les quatre scénarios de surveillance de l'EPÉG présentés et comparés sont donc les suivants :

- Scénario 1 : *Statu quo*, soit le maintien de la surveillance actuelle en fonction de la réglementation en vigueur au Québec (RQEP), c'est-à-dire échantillonnage après 5 minutes d'écoulement (et sur un seul robinet par établissement) et couvrant un nombre limité d'établissements.
- Scénario 2 : Échantillonnage de type aléatoire (sans écoulement) de l'eau d'un seul robinet destiné à la consommation par établissement auprès d'un échantillon limité d'écoles et de garderies.
- Scénario 3 : Échantillonnage dans les établissements considérés *a priori* les plus à risque soit à cause de leurs caractéristiques propres (bâtiments très anciens avec possibilité de présence d'entrées de service en plomb), soit à cause de l'agressivité de l'eau les desservant (potentiel de relargage de plomb plus important dans l'eau corrosive). De plus, les établissements hébergeant des garderies ou des classes de maternelle pourraient aussi être ciblés à cause de la vulnérabilité de leur clientèle. Une surveillance annuelle de tous les points d'eau de ces établissements régulièrement utilisés par les enfants ou de ceux employés pour la préparation des aliments ou des boissons serait alors recommandée.
- Scénario 4 : Méthode recommandée par Santé Canada, soit la surveillance annuelle, de façon aléatoire, de tous les robinets utilisés dans toutes les écoles et les garderies. Cette surveillance pourrait être espacée ou disparaître une fois que l'absence de problème ou la correction du problème décelé a été démontrée.

Les scénarios ne sont pas limitatifs et sont présentés à titre d'exemples de scénarios pouvant permettre une caractérisation plus ou moins intensive de l'EPÉG. Des variantes de chacun de ces scénarios sont possibles et pourront être prises en compte lors du choix de la caractérisation de l'EPÉG à privilégier ou à évaluer.

Les auteurs du présent document ont utilisé certains critères permettant de comparer les différents scénarios de surveillance à l'étude et discuter de leur pertinence respective. Ces critères se basent sur les propositions faites dans le document intitulé *La gestion des risques en santé publique : cadre de référence* publié par l'INSPQ (Cortin *et al.*, 2016). Ceci inclut une analyse éthique réalisée par les

auteurs du présent avis à partir des valeurs proposées par le *Référentiel de valeurs pour soutenir l'analyse éthique des actions en santé publique* (Filiatrault, Désy et Leclerc, 2015; voir le tableau 1 de l'annexe 6 pour plus de détails).

Les critères employés par les auteurs pour comparer les différents scénarios de surveillance sont les suivants : efficacité et efficience pour mettre en évidence et gérer les cas de contamination des écoles et des garderies jugées potentiellement problématiques ainsi que conformité avec les normes de pratique en vigueur, valeurs qui sous-tendent le choix des options de surveillance d'un point de vue éthique (ex. : bienfaisance, non-malfaisance, autonomie des décideurs, équité, prudence) et accord avec les principes de développement durable. Ces critères ont été appliqués et discutés pour chaque scénario (voir le tableau 2 de l'annexe 6). Le texte suivant résume les principales constatations relativement aux quatre options de surveillances discutées.

7.4.2 PRINCIPAUX RÉSULTATS

L'analyse de la comparaison des différents scénarios démontre qu'aucun scénario ne se démarque clairement l'un de l'autre, mais que certains critères déterminants pourraient orienter les décideurs vers un scénario particulier.

Le **scénario 1** est conforme aux exigences de la réglementation actuelle, mais ne suit pas les pratiques recommandées par divers experts ou organismes responsables. C'est que ce scénario ne prend pas en considération l'exposition générée lorsqu'il y a stagnation de l'eau dans les tuyaux contenant du plomb. Quoique la méthodologie de prélèvement préconisée par le RQEP ne permette pas l'identification des robinets d'EPÉG potentiellement problématiques, elle peut habituellement permettre de déceler des expositions continues au plomb, par exemple dans des établissements desservis par une eau corrosive ou en présence de conduites de plomb. Elle est cependant la moins efficace pour mettre au jour la majorité des situations potentiellement problématiques pouvant être reliées au relargage des constituants de la tuyauterie interne lors d'une stagnation prolongée. La possibilité de favoriser l'autonomie des parties prenantes et l'attitude proactive (bienfaisance) pour détecter et corriger le plus grand nombre de ces situations sont donc moins présentes. Cette option est par contre peu intensive, et donc peu coûteuse, et génère probablement peu d'anxiété chez les populations concernées (forte non-malfaisance). Néanmoins, le fait de ne pas évaluer une situation potentiellement à risque peut aussi parfois générer de l'anxiété chez les populations concernées. Enfin, ce scénario sera aussi en accord avec les principes de développement durable (peu d'écoulement d'eau ou d'utilisation d'eau embouteillée), compte tenu du faible nombre d'établissements auxquels des mesures correctives seraient éventuellement appliquées.

Le **scénario 2** préconise une surveillance un peu plus intensive en ce qui a trait aux cas potentiellement problématiques que celle proposée au scénario 1. Cependant, à cause de la probable faible sensibilité de ce scénario pour mettre en évidence les situations problématiques (échantillon limité d'établissements concernés, un seul robinet par établissement et sans stagnation contrôlée), son impact est difficile à évaluer en matière de bienfaisance, d'autonomie et d'équité (voir l'annexe 6). Toutefois, il ressort de ce scénario plus de prudence et de souci d'équité que dans le scénario 1, mais moins que dans les scénarios 3 et 4. Par contre, à cause du faible nombre d'établissements concernés, comme au scénario 1, ses impacts seront plus limités sur les coûts, l'atteinte au développement durable et probablement l'anxiété qui pourrait apparaître lors de la détection de problèmes de contamination de l'EPÉG dans la population concernée (plus grande non-malfaisance).

Le **scénario 3** est plus intensif, mais concerne uniquement les bâtiments et les populations à risque. Il se concentre sur les enfants d'âge préscolaire que les résultats présentés au chapitre 5 ont mis en évidence comme étant le groupe risquant le plus de présenter des plombémies élevées suivant une contamination d'EPÉG. De plus, ce scénario prend en compte le risque plus élevé de contamination dans les petits bâtiments qui sont plus susceptibles de distribuer l'eau à partir d'entrées de service en plomb. En focalisant ainsi l'action sur les populations *a priori* plus vulnérables, ce scénario vise une plus grande équité. Les bâtiments les plus à risque peuvent aussi être déterminés à partir du caractère corrosif de l'eau qu'ils distribuent. Bien que Santé Canada remette en question la validité de ce critère (Santé Canada, 2009, 2017a), une étude récente réalisée par l'équipe de recherche de la Chaire industrielle CRSNG en eau potable de Polytechnique Montréal rapporte le potentiel d'influence de la corrosivité de l'eau (faible pH et faible alcalinité) sur la présence de plomb dans l'eau potable (Doré *et al.*, 2018). Par ailleurs, ce scénario a aussi l'avantage de couvrir des bâtiments pouvant comporter d'autres sources d'exposition au plomb (vieille peinture). Sa sensibilité pour détecter les situations problématiques (bienfaisance) dans les garderies et les classes de maternelle est *a priori* très bonne (si l'ensemble des établissements concernés est joint). Il permet d'accumuler une quantité importante de données, ce qui favorise la mise de l'avant du principe de prudence par les autorités de santé publique ainsi que celui de l'autonomie des parties prenantes. Par contre, cette option délaisse les enfants d'âge scolaire qui risquent aussi d'être exposés au plomb et de subir les effets associés à cette exposition.

Étant plus interventionniste que les scénarios 1 et 2, ce scénario pourra générer un certain nombre d'effets secondaires plus fréquents : coûts élevés, génération d'anxiété dans les populations concernées et problèmes pour atteindre les objectifs de développement durable, surtout lorsque des mesures de mitigation temporaires sont utilisées. Son efficacité est par contre *a priori* supérieure au scénario 4, car ce scénario se concentre sur les situations les plus à risque. De plus, puisqu'il est moins intensif que le scénario 4, le scénario 3 aurait moins d'impact en termes d'atteintes au développement durable, et les autres impacts négatifs sur la population seront moindres.

Le **scénario 4** est le plus intensif et maximise donc le potentiel d'autonomie des parties prenantes. Il vise, comme recommandé par Santé Canada, à échantillonner tous les robinets des points d'eau utilisés pour la consommation des enfants dans les établissements scolaires ou les garderies. Ainsi, ce scénario maximise les gains possibles sur le plan de la santé (bienfaisance), mais au détriment de coûts possiblement considérables (réduction de l'efficacité) et d'impacts possiblement négatifs sur les enfants, les parents et les enseignants (anxiété générée par l'intervention – malfaisance). Ces impacts en termes d'atteintes au développement durable peuvent aussi être notables lors de la gestion des problèmes détectés (écoulements d'eau excessifs, impact environnemental d'autres options comme l'utilisation d'eau embouteillée ou de filtres). Par contre, cet impact environnemental sera plus limité si des mesures à plus long terme (comme le retrait des sources de plomb) sont prises. Le scénario 4 sous-tend davantage les valeurs d'équité et de prudence, puisqu'il ne se limite pas qu'aux groupes les plus à risque, mais couvre également l'ensemble de la population.

Les scénarios 3 et 4 sont donc ceux ayant possiblement le plus d'impacts bénéfiques (pour détecter et corriger les situations potentiellement problématiques), mais ils pourraient générer des coûts importants et entraîner des effets secondaires non souhaitables (augmentation de l'anxiété des populations concernées, impacts sur l'allocation de ressources, etc.). Le scénario 3 aurait l'avantage de maximiser les gains (en ciblant les situations théoriquement les plus à risque), tout en minimisant les effets secondaires. Il ne couvre cependant pas les enfants d'âge scolaire qui risquent aussi de subir les effets associés à l'exposition au plomb. Le scénario 3 postule aussi que les caractéristiques de corrosivité de l'eau peuvent permettre de cibler des situations plus à risque, ce qui n'est pas établi. Dans tous les cas, la mise en place de l'une des options de surveillance, et particulièrement

celle correspondant au scénario 3 ou 4, serait facilitée par la réalisation préalable de projets pilotes afin de confirmer sa faisabilité ainsi que son efficacité pour la détection des situations potentiellement problématiques, et de faciliter le développement d'outils permettant aux instances concernées (directions d'écoles et de garderies, commissions scolaires) de développer une expertise pour l'évaluation et la gestion de cas de contamination de l'EPÉG.

7.4.3 LIMITES DE LA COMPARAISON DES SCÉNARIOS DE SURVEILLANCE DE L'EPÉG

Même si la comparaison de différents scénarios de surveillance permet de comprendre davantage les facteurs qui pourraient influencer le choix d'un scénario en particulier, il faut cependant être prudent dans l'interprétation de cette comparaison. Certaines limites doivent être prises en considération :

1. L'absence de données approfondies relatives au contexte québécois, autant en termes de niveaux que de types de contamination par le plomb de l'EPÉG. Selon la fréquence attendue de situations potentiellement problématiques, une surveillance plus ou moins intensive pourrait être privilégiée.
2. Les limites de l'analyse de risque présentée précédemment. Les nombreuses incertitudes dans cette évaluation font en sorte qu'il est très difficile de statuer sur les bénéfices réels apportés par ces différents scénarios sur le plan sanitaire.
3. Le peu de données quantitatives disponibles pour comparer les différents scénarios proposés en termes de coûts et d'effets secondaires dans les populations concernées.
4. L'aspect subjectif de l'analyse de l'influence des valeurs éthiques.

Tous ces facteurs militent pour la mise en œuvre d'études complémentaires de type projets pilotes, qui permettraient de diminuer certaines incertitudes tout en aidant les acteurs concernés à évaluer et à gérer les cas problèmes.

8 Conclusion et recommandations

8.1 Conclusion

Le plomb est une substance toxique qui agit à très faibles doses. Ses effets multisystémiques sans seuil d'effet, et particulièrement son action sur le développement de l'enfant, sont souvent mis de l'avant par plusieurs organisations pour justifier la recommandation d'éliminer le plus possible l'exposition des jeunes enfants au plomb.

Même si les sources de plomb sont diverses, les actions menées pour l'éliminer de beaucoup de produits domestiques (ex. : peintures, essence, boîtes de conserve, etc.) font en sorte que l'eau reste à ce jour l'une des sources d'exposition du jeune enfant à ce métal, source qui peut demeurer particulièrement significative. Cet état de choses a été démontré amplement dans plusieurs études épidémiologiques ayant évalué l'impact de différents niveaux de contamination de l'eau en milieu résidentiel.

Le contexte actuel des écoles et des garderies québécoises et l'impact possible sur la plombémie des enfants d'une contamination par le plomb de l'eau de ces établissements sont, par contre, moins documentés. D'une part, les exigences actuelles de surveillance de la qualité de l'eau des écoles et des garderies au Québec sont limitées. D'autre part, la complexité des réseaux d'eau potable des écoles fait en sorte qu'il est difficile d'avoir une idée précise des niveaux de contamination sans un échantillonnage plus exhaustif dans ces milieux. Enfin, les habitudes de consommation peuvent influencer beaucoup l'exposition véritable qui résultera des contaminations observées.

Plusieurs organisations nord-américaines, dont l'American Academy of Pediatrics (AAP) ainsi que Santé Canada, recommandent maintenant une surveillance plus intensive de la contamination par le plomb, qui devrait être effectuée à chaque robinet ou point d'eau utilisé pour la consommation d'eau des enfants dans les écoles et les garderies. Certaines provinces canadiennes (Ontario, Colombie-Britannique et Nouveau-Brunswick) ont déjà pris des initiatives dans ce sens. Au Québec, plusieurs DSPublique préconisent une approche moins interventionniste qui serait justifiée par un risque faible et des effets collatéraux possiblement importants (détournement des ressources, risque de générer de l'anxiété chez les parents et les professeurs, etc.).

En réponse aux questions posées par le MSSS, le GSE et l'ESRTR de l'INSPQ ont précisé le risque associé à la contamination de l'eau des écoles et des garderies à l'aide d'une modélisation de la plombémie des enfants qui fréquentent ces établissements.

Les principaux constats de cette évaluation sont les suivants :

1. Il existe une faible connaissance de l'état de la qualité de l'eau distribuée dans les écoles et les garderies du Québec, particulièrement en regard des concentrations de plomb.
2. Compte tenu des données disponibles (ou extrapolées à partir du contexte actuel des autres provinces canadiennes), la probabilité d'expositions continues au Québec à des niveaux suffisamment élevés de plomb dans l'EPÉG pouvant représenter un important risque pour la santé à l'échelle de la province semble faible.
3. Par contre, dans quelques établissements (dont le nombre et la taille au Québec sont actuellement impossibles à préciser), la probabilité d'expositions occasionnelles à des concentrations transitoirement très élevées existe, mais elle est très difficile à quantifier; les

conséquences d'une telle exposition sur le plan de l'élévation de la plombémie des jeunes enfants peuvent être non négligeables.

4. Le risque populationnel d'altérations du développement intellectuel des enfants à la suite de telles expositions est possible, mais son ampleur, bien qu'elle soit probablement faible, est difficile à estimer compte tenu des nombreuses incertitudes.
5. La comparaison de différents scénarios de surveillance de la qualité de l'eau des écoles et des garderies peut être effectuée en fonction de critères préétablis et transparents, dont les principaux sont : l'efficacité et l'efficience pour détecter et gérer les situations d'expositions potentiellement problématiques, la conformité avec les normes de pratique en vigueur, les valeurs éthiques en présence ainsi que la cohérence avec les actions de développement durable.
6. Les données relatives à l'efficacité et à l'efficience de différentes options de surveillance et de gestion de la qualité de l'eau dans les écoles et les garderies, incluant l'option de surveillance proposée par Santé Canada, sont limitées.
7. Les enjeux de gestion pour les DSPublique et les autres partenaires concernés sont difficiles à solutionner.
8. Selon l'analyse éthique en santé publique, les valeurs de bienfaisance, d'équité, de prudence et de prise en charge (autonomie) par les personnes concernées plaident pour des mesures de surveillance plus intensives, pourvu que le problème soit considéré comme suffisamment important.
9. Par ailleurs, les principes de non-malfaisance, d'efficience et de développement durable plaident plutôt pour une limitation de cette surveillance.

8.2 Recommandations

Compte tenu des incertitudes notables quant à l'estimation de ce risque potentiel au Québec et des avantages et des inconvénients de différents scénarios de surveillance, et du fait que les cas potentiellement problématiques décelés nécessitent la gestion la plus adéquate possible, les recommandations indiquées ci-dessous sont présentées au MSSS et aux DSPublique du Québec. Ces recommandations visent à permettre de raffiner les constats précédents et d'aider les gestionnaires concernés à prendre des décisions éclairées. Il s'agit de :

1. Mettre sur pied des initiatives en vue de connaître davantage les niveaux de contamination de l'eau dans les écoles et les garderies du Québec.
2. Favoriser la réalisation de projets pilotes permettant de mieux comparer différentes options de surveillance de la qualité de l'eau dans ces établissements, et évaluer leur faisabilité ainsi que leur efficacité et leur efficience pour détecter et corriger les situations potentiellement problématiques.
3. Développer et mettre à jour des outils pour aider les professionnels des DSPublique à mieux conseiller les partenaires concernés ainsi que la population relativement à cette problématique.
4. Soutenir les partenaires concernés (écoles, commissions scolaires, ministère de la Famille, ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur et ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques) afin que ces derniers puissent mieux évaluer et gérer le risque lorsqu'une contamination est observée.

9 Références

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007). *Toxicological profile for lead*. Repéré à <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=96&tid=22>
- Autorité européenne de sécurité des aliments. (2010). Scientific opinion on lead in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. *European Food Safety Authority Journal*, 8(4), 1570.
- Banner, W. et Kahn, C. M. (2014). Low blood lead level effects on intelligence: can a dose-response curve be determined from the epidemiological data? *Clinical Toxicology (Philadelphia, Pa.)*, 52(2), 113-117.
- Barn, P. et Kosatsky, T. (2011). Lead in school drinking water: Canada can and should address this important ongoing exposure source. *Canadian Journal of Public Health*, 102(2), 118-121.
- Bellinger, D. C. (2004). What is an adverse effect? A possible resolution of clinical and epidemiological perspectives on neurobehavioral toxicity. *Environmental Research*, 95(3), 394-405.
- Bellinger, D. C. (2007). Interpretation of small effect sizes in occupational and environmental neurotoxicology: individual versus population risk. *Neurotoxicology*, 28(2), 245-251.
- Bierkens, J., Buekers, J., Van Holderbeke, M. et Torfs, R. (2012). Health impact assessment and monetary valuation of IQ loss in pre-school children due to lead exposure through locally produced food. *Science of the Total Environment*, 414, 90-97.
- Biesiada, M. et Hubicki, L. (1999). Blood lead levels in children: epidemiology vs. simulations. *European Journal of Epidemiology*, 15(5), 485-491.
- Bowers, T. S. et Beck, B. D. (2006). What is the meaning of non-linear dose-response relationships between blood lead concentrations and IQ? *Neurotoxicology*, 27(4), 520-524.
- Brodeur, J. et Beausoleil, M. (2016). *Avis concernant les concentrations de plomb mesurées dans l'eau du robinet de l'école Face au cours de travaux de réhabilitation de la tuyauterie*. Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal. Repéré à <http://face.csdm.ca/files/FaceLettreDRSP-CSDM-2016.pdf>
- Brown, M. J. et Margolis, S. (2012). Lead in drinking water and human blood lead levels in the United States. *Morbidity and Mortality Weekly Report (MMWR), Suppl.* 61(4), 1-9. Repéré à <https://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/su6104a1.htm>
- Brown, M. J., Raymond, J., Homa, D., Kennedy, C. et Sinks, T. (2011). Association between children's blood lead levels, lead service lines, and water disinfection, Washington, DC, 1998-2006. *Environmental Research*, 111(1), 67-74.
- Budtz-Jørgensen, E., Bellinger, D., Lanphear, B., Grandjean, P. et International Pooled Lead Study Investigators. (2013). An international pooled analysis for obtaining a benchmark dose for environmental lead exposure in children. *Risk Analysis*, 33(3), 450-461.
- Bushnik, T., Haines, D., Levallois, P., Levesque, J., Van Oostdam, J. et Viau, C. (2010). Lead and bisphenol A concentrations in the Canadian population. *Health Reports*, 21(3), 7-18.

- Carlisle, J. C., Dowling, K. C., Siegel, D. M. et Alexeeff, G. V. (2009). A blood lead benchmark for assessing risks from childhood lead exposure. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 44(12), 1200-1208.
- Carrizales, L., Razo, I., Téllez-Hernández, J. I., Torres-Nerio, R., Torres, A., Batres, L. E., ... Díaz-Barriga, F. (2006). Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*, 101(1), 1-10.
- Cartier, C., Doré, E., Laroche, L., Nour, S., Edwards, M. et Prévost, M. (2013). Impact of treatment on Pb release from full and partially replaced harvested Lead Service Lines (LSLs). *Water Research*, 47(2), 661-671.
- Centers for Disease Control and Prevention. (2009). Childhood lead poisoning associated with lead dust contamination of family vehicles and child safety seats - Maine, 2008. *Morbidity and mortality Weekly Report*, 58(32), 890-893.
- Chen, A., Cai, B., Dietrich, K. N., Radcliffe, J. et Rogan, W. J. (2007). Lead exposure, IQ, and behavior in urban 5- to 7-year-olds: does lead affect behavior only by lowering IQ? *American Academy of Pediatrics*, 119(3), e650-658.
- Chen, A., Dietrich, K. N., Ware, J. H., Radcliffe, J. et Rogan, W. J. (2005). IQ and blood lead from 2 to 7 years of age: are the effects in older children the residual of high blood lead concentrations in 2-year-olds? *Environmental Health Perspectives*, 113(5), 597-601.
- Comité des définitions nosologiques. (2018). *Surveillance des maladies à déclaration obligatoire au Québec - Définitions nosologiques : maladies d'origine chimique ou physique*. Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux. Repéré à <http://publications.msss.gouv.qc.ca/msss/fichiers/2018/18-268-05W.pdf>
- Commission européenne. (1999). *Developing a new protocol for the monitoring of lead in drinking water* (REPORT EUR 19087 EN). Commission européenne. Repéré à <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/318e84bf-1029-46ed-a49a-a5b9156ad1aa>
- Cortin, V., Laplante, L., Dionne, M., Filiatrault, F., Laliberté, C., Lessard, P., ... Pouliot, B. (2016). *La gestion des risques en santé publique au Québec : cadre de référence*. Repéré à https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/2106_gestion_risques_sante_publicque.pdf
- Council on Environmental Health. (2016). Prevention of childhood lead toxicity. *Pediatrics*, 138(1). Repéré à <https://pediatrics.aappublications.org/content/pediatrics/138/1/e20161493.full.pdf>
- Crump, K. S., Van Landingham, C., Bowers, T. S., Cahoy, D. et Chandalia, J. K. (2013). A statistical reevaluation of the data used in Lanphear *et al.* (2005), pooled-analysis that related low levels of blood lead to intellectual deficits in children. *Critical Reviews in Toxicology*, 43(9), 785-799.
- Deshommes, E., Andrews, R. C., Gagnon, G., McCluskey, T., McIlwain, B., Doré, E. ... Prévost, M. (2016). Evaluation of exposure to lead from drinking water in large buildings. *Water Research*, 99, 46-55.
- Deshommes, E., Laroche, L., Deveau, D., Nour, S. et Prévost, M. (2017). Short- and long-term lead release after partial lead service line replacements in a metropolitan water distribution system. *Environmental Science & Technology*, 51(17), 9507-9515.

- Deshommes, E., Nour, S., Richer, B., Cartier, C. et Prévost, M. (2012). POU devices in large buildings: lead removal and water quality. *Journal - American Water Works Association*, 104, E282-E297.
- Deshommes, E., Prévost, M., Levallois, P., Lemieux, F. et Nour, S. (2013). Application of lead monitoring results to predict 0-7 year old children's exposure at the tap. *Water Research*, 47(7), 2409-2420.
- Dietrich, K. N., Berger, O. G., Succop, P. A., Hammond, P. B. et Bornschein, R. L. (1993). The developmental consequences of low to moderate prenatal and postnatal lead exposure: intellectual attainment in the Cincinnati Lead Study Cohort following school entry. *Neurotoxicology and Teratology*, 15(1), 37-44.
- Doré, E., Deshommes, E., Andrews, R. C., Shokoufeh, N. et Prévost, M. (2018). Sampling in schools and large institutional buildings: implications for regulations, exposure and management of lead and copper. *Water Research*, 140, 110-122.
- Edwards, M., Triantafyllidou, S. et Best, D. (2009). Elevated blood lead in young children due to lead-contaminated drinking water: Washington, DC, 2001-2004. *Environmental Science & Technology*, 43(5), 1618-1623.
- Elkind-Hirsch, K. E., Reynolds, M. V. et Goldzieher, J. W. (1989). Comparison of immunoreactive gonadotropin-releasing hormone and human chorionic gonadotropin in term placentas from normal women and those with insulin-dependent and gestational diabetes. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*, 160(1), 71-78.
- Ellis, D. et Bolduc, A. (2014). *Guide d'évaluation et d'intervention relatif au suivi du plomb et du cuivre dans l'eau potable*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/plomb/guide-evaluation-intervention.pdf>
- Équipe scientifique sur les risques toxicologiques. (2012). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec*. Institut national de santé publique du Québec. Repéré à https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf
- Filiatrault, F., Déry, M. et Leclerc, B. (2015). *Référentiel de valeurs pour soutenir l'analyse éthique des actions en santé publique*. Institut national de santé publique du Québec. Repéré à https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/2010_Referentiel_Valeurs_Analyse_Ethique.pdf
- Gasana, J., Hlaing, W. M., Siegel, K. A., Chamorro, A. et Niyonsenga, T. (2006). Blood lead levels in children and environmental lead contamination in Miami inner city, Florida. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 3(3), 228-234.
- Gauvin, D., Brault, N., Campagna, C., Lefebvre, R. et Savard, M. (2015). *Stratégie d'interventions destinée aux Directions régionales de santé publique suivant la réception de résultats hors norme de plomb et de cuivre dans l'eau potable* (document préliminaire à l'usage exclusif des Directions régionales de santé publique). Comité permanent sur l'eau de la Table de concertation nationale en santé environnementale.
- Gould, E. (2009). Childhood lead poisoning: conservative estimates of the social and economic benefits of lead hazard control. *Environmental Health Perspectives*, 117(7), 1162-1167.

Gouvernement de l'Ontario. (2017). Écoles, écoles privées et centres de garde (Règl de l'Ont 243/07). Dans Gouvernement de l'Ontario. *Loi de 2002 sur la salubrité de l'eau potable*. Repéré à <https://www.ontario.ca/fr/lois/reglement/070243>

Gouvernement de l'Ontario. (2018). Qualité de l'eau potable et application des règlements. Repéré à <https://www.ontario.ca/fr/donnees/qualite-de-leau-potable-et-application-des-reglements>

Gouvernement de l'Ontario. (2015). *Rapport annuel 2014-2015 de l'inspectrice en chef de l'eau potable*. Repéré à <https://www.ontario.ca/page/chief-drinking-water-inspector-annual-report-2014-2015>

Gouvernement du Nouveau-Brunswick (s.d.). Programme amélioré d'analyse des niveaux de plomb dans l'eau des fontaines des écoles du Nouveau-Brunswick - Questions et réponses. Repéré à http://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/education/m12/content/milieu_scolaires/q_r.html

Gouvernement du Québec. (2017). Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. Dans Gouvernement du Québec. *Loi sur la qualité de l'environnement* (chapitre Q-2, r. 37). Repéré à <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/Q-2,%20r.%2037?langCont=fr#sc-nb:1>

Gouvernement du Québec. (2018). Règlement sur la qualité de l'eau potable. Dans Gouvernement du Québec. *Loi sur la qualité de l'environnement* (chapitre Q-2, r. 40). Repéré à <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2,%20r.%2040>

Griffin, S., Marcus, A., Schulz, T. et Walker, S. (1999). Calculating the interindividual geometric standard deviation for use in the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environmental Health Perspectives*, 107(6), 481-487.

Grosse, S. D., Matte, T. D., Schwartz, J. et Jackson, R. J. (2002). Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States. *Environmental Health Perspectives*, 110(6), 563-569.

Hanna-Attisha, M., LaChance, J., Sadler, R. C. et Champney Schnepf, A. (2016). Elevated blood lead levels in children associated with the flint drinking water crisis: a spatial analysis of risk and public health response. *American Journal of Public Health*, 106(2), 283-290.

Hassanien, M. A. et Horváth, A. (1999). Lead risk assessment for children in Hungary by predicting their blood lead levels using U.S. EPA Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model. *Central European Journal of Public Health*, 7(3), 155-159.

Healey, N. (2009). Lead toxicity, vulnerable subpopulations and emergency preparedness. *Radiation Protection Dosimetry*, 134(3-4), 143-151.

Health Impact Project. (2017). *10 policies to prevent and respond to childhood lead exposure - An assessment of the risks communities face and key federal, state, and local solutions*. Health Impact Project, Robert Wood Johnson Foundation et The PEW Charitable Trusts. Repéré à https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2017/08/hip_childhood_lead_poisoning_report.pdf

Hogan, K., Marcus, A., Smith, R. et White, P. (1998). Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for lead in children: empirical comparisons with epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives*, 106(Suppl 6), 1557-1567.

Hornung, R. W. et Lanphear, B. P. (2014). The supralinear dose-response for environmental toxicants: a statistical artifact? *Clinical Toxicology (Philadelphia, Pa.)*, 52(2), 88-90.

- Hornung, R. W., Lanphear, B. P. et Dietrich, K. N. (2009). Age of greatest susceptibility to childhood lead exposure: a new statistical approach. *Environmental Health Perspectives*, 117(8), 1309-1312.
- Hornung, R., Lanphear, B. et Dietrich, K. (2006). Response to: « What is the meaning of non-linear dose-response relationships between blood lead concentration and IQ? » *Neurotoxicology*, 27(4), 635.
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans. (2006). *Inorganic and organic lead compounds - IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans* (n° 87). Lyon, France : Centre international de Recherche sur le Cancer.
- Jez, E. et Lestan, D. (2015). Prediction of blood lead levels in children before and after remediation of soil samples in the upper Meza Valley, Slovenia. *Journal of Hazardous Materials*, 296, 138-146.
- Jusko, T. A., Henderson, C. R., Lanphear, B. P., Cory-Slechta, D. A., Parsons, P. J. et Canfield, R. L. (2008). Blood lead concentrations < 10 microg/dL and child intelligence at 6 years of age. *Environmental Health Perspectives*, 116(2), 243-248.
- Jusko, T. A., Lockhart, D. W., Sampson, P. D., Henderson, C. R. et Canfield, R. L. (2006). Response to: « What is the meaning of non-linear dose-response relationships between blood lead concentrations and IQ? » *Neurotoxicology*, 27(6), 1123-1125.
- Kaufman, A. S. (2001). Do low levels of lead produce IQ loss in children? A careful examination of the literature. *Archives of Clinical Neuropsychology*, 16(4), 303-341.
- Kenney, E. L., Gortmaker, S. L., Carter, J. E., Howe, M. C. W., Reiner, J. F. et Craddock, A. L. (2015). Grab a cup, Fill it up! An intervention to promote the convenience of drinking water and increase student water consumption during school lunch. *American Journal of Public Health*, 105(9), 1777-1783.
- Lacey, R. F., Moore, M. R. et Richards, W. N. (1985). Lead in water, infant diet and blood: the Glasgow Duplicate Diet Study. *The Science of the Total Environment*, 41(3), 235-257.
- Laidlaw, M. A. S., Mohmmad, S. M., Gulson, B. L., Taylor, M. P., Kristensen, L. J. et Birch, G. (2017). Estimates of potential childhood lead exposure from contaminated soil using the U.S. EPA IEUBK model in Sydney, Australia. *Environmental Research*, 156, 781-790.
- Lanphear, B. P. (2017). Low-level toxicity of chemicals: no acceptable levels? *PLoS Biology*, 15(12), e2003066.
- Lanphear, B. P., Burgoon, D. A., Rust, S. W., Eberly, S. et Galke, W. (1998). Environmental exposures to lead and urban children's blood lead levels. *Environmental Research*, 76(2), 120-130.
- Lanphear, B. P., Hornung, R., Ho, M., Howard, C. R., Eberly, S., Knauf, K. et Eberle, S. (2002). Environmental lead exposure during early childhood. *The Journal of Pediatrics*, 140(1), 40-47.
- Lanphear, B. P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D. C. ... Roberts, R. (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives*, 113(7), 894-899.
- Lavoie, M., Levallois, P., Guerrier, P. et Trinh Viet, H. (1991). Le plomb dans l'eau potable des garderies de la région de Québec. *Sciences et techniques de l'eau*, 24, 75-79.

- Lead Poisoning Prevention Subcommittee Work Group. (2017). Consensus recommendations on revision of the blood lead reference value. (document préparé pour le Board of Scientific Counselors, National Center for Environmental Health/Agency for Toxic Substances and Disease Registry); Atlanta GA. Repéré à : <https://www.atsdr.cdc.gov/science/lpp/docs/Consensus-Report-LPP-RV-work-group-report-01-13-2017.pdf>
- Leggett, R. W. (1993). An age-specific kinetic model of lead metabolism in humans. *Environmental Health Perspectives*, 101(7), 598-616.
- Levallois, P., Barn, P., Valcke, M., Gauvin, D. et Kosatsky, T. (2018). Public health consequences of lead in drinking water. *Current Environmental Health Reports*, 5(2), 255-262.
- Levallois, P., St-Laurent, J., Gauvin, D., Courteau, M., Prévost, M., Campagna, C., ... Rasmussen, P. E. (2014). The impact of drinking water, indoor dust and paint on blood lead levels of children aged 1-5 years in Montréal (Québec, Canada). *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 24(2), 185-191.
- Lewandowski, T. A. et Forslund, B. L. (1994). Comparison of IEUBK model predictions and actual blood lead values at a former battery recycling site. *Environmental Geochemistry and Health*, 16(3-4), 217-222.
- Lynch, R. A., Boatright, D. T. et Moss, S. K. (2000). Lead-contaminated imported tamarind candy and children's blood lead levels. *Public Health Reports (Washington, D.C.: 1974)*, 115(6), 537-543.
- Mickle, M. H. (1998). Structure, use, and validation of the IEUBK model. *Environmental Health Perspectives*, 106(Suppl. 6), 1531-1534.
- Min, M. O., Singer, L. T., Kirchner, H. L., Minnes, S., Short, E., Hussain, Z. et Nelson, S. (2009). Cognitive development and low-level lead exposure in poly-drug exposed children. *Neurotoxicology and Teratology*, 31(4), 225-231.
- Ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur. (2016). *Statistiques de l'éducation. Éducation préscolaire, enseignement primaire et secondaire – Édition 2015*. Québec : Ministère de l'Éducation et de l'Enseignement supérieur. Repéré à http://www.education.gouv.qc.ca/fileadmin/site_web/documents/PSG/statistiques_info_decisionnelle/15-00503_statistiques_2015_edition_v25oct.pdf
- Ministère de la Famille. (2017). Portrait des services de garde. Repéré à <https://www.mfa.gouv.qc.ca/fr/services-de-garde/portrait/Pages/index.aspx>
- Ministère de la Santé et des Services sociaux. (2018). *Plan d'action interministériel 2017-2021. Politique gouvernementale de prévention en santé*. Ministère de la Santé et des Services sociaux Repéré à <http://publications.msss.gouv.qc.ca/msss/fichiers/2017/17-297-02W.pdf>
- Morse, D. L., Watson, W. N., Housworth, J., Witherell, L. E. et Landrigan, P. J. (1979). Exposure of children to lead in drinking water. *American Journal of Public Health*, 69(7), 711-712.
- Muckelbauer, R., Libuda, L., Clausen, K., Toschke, A. M., Reinehr, T. et Kersting, M. (2009). Promotion and provision of drinking water in schools for overweight prevention: randomized, controlled cluster trial. *Pediatrics*, 123(4), e661-667.
- National Research Council. (1993). Biologic markers of lead toxicity. Dans National Research Council. *Measuring lead exposure in infants, children, and other sensitive populations*. Washington, DC : National Academies Press. Repéré à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK236462/>

- National Toxicology Program. (2012). *NTP monograph on health effects of low-level lead*. U.S. Department of Health and Human Services. Repéré à <http://ntp.niehs.nih.gov/?objectid=4F04B8EA-B187-9EF2-9F9413C68E76458E>
- Nevin, R. (2000). How lead exposure relates to temporal changes in IQ, violent crime, and unwed pregnancy. *Environmental Research*, 83(1), 1-22.
- Ngueta, G., Abdous, B., Tardif, R., St-Laurent, J. et Levallois, P. (2016). Use of a cumulative exposure index to estimate the impact of tap water lead concentration on blood lead levels in 1- to 5-year-old children (Montréal, Canada). *Environmental Health Perspectives*, 124(3), 388-395.
- Ngueta, G., Prévost, M., Deshommes, E., Abdous, B., Gauvin, D. et Levallois, P. (2014). Exposure of young children to household water lead in the Montreal area (Canada): the potential influence of winter-to-summer changes in water lead levels on children's blood lead concentration. *Environment International*, 73, 57-65.
- Office of Environmental Health Hazard Assessment. (2009). *Public health goals for chemicals in drinking water – Lead*. California Environmental Agency. Repéré à https://oehha.ca.gov/media/downloads/water/chemicals/phg/leadfinalphg042409_0.pdf
- Organisation mondiale de la Santé. (2010). *Childhood lead poisoning*. Genève, Suisse : Organisation mondiale de la Santé. Repéré à <http://www.who.int/ceh/publications/leadguidance.pdf>
- Organisation mondiale de la Santé. (2011). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants* (prepared by the Seventy-third meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives – JECFA) – *WHO Food Additives Series: 64*. Genève : Organisation mondiale de la Santé.
- Oulhote, Y., LeTertre, A., Etchevers, A., Le Bot, B., Lucas, J.-P., Mandin, C., ... Glorennec, P. (2013). Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: predictions based on a national cross-sectional survey. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 216(6), 743-750.
- Perez, A. L., Nembhard, M., Monnot, A., Bator, D., Madonick, E. et Gaffney, S. H. (2017). Child and adult exposure and health risk evaluation following the use of metal- and metalloid-containing costume cosmetics sold in the United States. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 84, 54-63.
- Pfadenhauer, L. M., Burns, J., Rohwer, A. et Rehfuss, E. A. (2016). Effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water: a systematic review. *Environmental Research*, 147, 525-536.
- Pichery, C., Bellanger, M., Zmirou-Navier, D., Glorennec, P., Hartemann, P. et Grandjean, P. (2011). Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control. *Environmental Health*, 10, 44.
- Rabinowitz, M., Leviton, A., Needleman, H., Bellinger, D. et Waternaux, C. (1985). Environmental correlates of infant blood lead levels in Boston. *Environmental Research*, 38(1), 96-107.
- Rogan, W. J. et Ware, J. H. (2003). Exposure to lead in children-how low is low enough? *The New England Journal of Medicine*, 348(16), 1515-1516.

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation

- Safruk, A. M., McGregor, E., Whitfield Aslund, M. L., Cheung, P. H., Pinsent, C., Jackson, B. J., ... Sigal, E. A. (2017). The influence of lead content in drinking water, household dust, soil, and paint on blood lead levels of children in Flin Flon, Manitoba and Creighton, Saskatchewan. *The Science of the Total Environment*, 593-594, 202-210.
- Saint-Amour, D., Ethier, A.-A., Boucher, O., Plusquellec, P., Bastien, C., Dewailly, É., ... Muckle, G. (2012). Contribution des neurosciences cognitives pour l'étude de l'impact des contaminants environnementaux sur le développement des fonctions cérébrales. *Revue de neuropsychologie*, Volume 4(3), 163-173.
- Santé Canada. (2009). *Document de conseils sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable*. Ottawa : Santé Canada. Repéré à <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-corrosion-eau/alt/water-corrosion-eau-fra.pdf>
- Santé Canada. (2010). *Rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada – Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 1 (2007 à 2009)*. Ottawa : Santé Canada. Repéré à <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/chms-ecms/index-fra.php>
- Santé Canada. (2011). Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2007. Repéré à http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2007-fra.php
- Santé Canada. (2013a). *Rapport final sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine*. Ottawa : Santé Canada. Repéré à http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/liste_hebdomadaire/2013/electronique/w13-08-U-F.html/collections/collection_2013/sc-hc/H144-4-2012-fra.pdf
- Santé Canada. (2013b). *Stratégie de gestion des risques pour le plomb*. Santé Canada. Repéré à http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/prms_lead-psgr_plomb/index-fra.php
- Santé Canada. (2017a). *Le plomb dans l'eau potable. Document de consultation publique* (Préparé par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable).
- Santé Canada. (2017b). *Quatrième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada – Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 4 (2014 à 2015)*. Ottawa : Santé Canada. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/quatrieme-rapport-biosurveillance-humaine-substances-chimiques-environnement-canada.html>
- Schnaas, L., Rothenberg, S. J., Perroni, E., Martínez, S., Hernández, C. et Hernández, R. M. (2000). Temporal pattern in the effect of postnatal blood lead level on intellectual development of young children. *Neurotoxicology and Teratology*, 22(6), 805-810.
- Schock, M. R. et Lemieux, F. G. (2010). Challenges in addressing variability of lead in domestic plumbing. *Water Science and Technology: Water Supply*, 10(5), 793-799.
- Schwartz, J. (1994). Societal benefits of reducing lead exposure. *Environmental Research*, 66(1), 105-124.

- Skerfving, S., Löfmark, L., Lundh, T., Mikoczy, Z. et Strömberg, U. (2015). Late effects of low blood lead concentrations in children on school performance and cognitive functions. *Neurotoxicology*, 49, 114-120.
- Surkan, P. J., Zhang, A., Trachtenberg, F., Daniel, D. B., McKinlay, S. et Bellinger, D. C. (2007). Neuropsychological function in children with blood lead levels < 10 microg/dL. *Neurotoxicology*, 28(6), 1170-1177.
- Téllez-Rojo, M. M., Bellinger, D. C., Arroyo-Quiroz, C., Lamadrid-Figueroa, H., Mercado-García, A., Schnaas-Arrieta, L. ... Hu, H. (2006). Longitudinal associations between blood lead concentrations lower than 10 microg/dL and neurobehavioral development in environmentally exposed children in Mexico City. *Pediatrics*, 118(2), e323-330.
- Tétreault, L.-F., Brodeur, J. et Beausoleil, M. (2017). *Plomb dans l'eau potable de l'Île de Montréal - Concentrations de plomb dans l'eau potable des écoles et évaluation des risques à la santé des enfants de 5-6 ans - 2017*. Montréal : Direction régionale de santé publique du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal. Repéré à https://santemontreal.qc.ca/fileadmin/user_upload/Uploads/tx_asssmpublications/pdf/publications/Rapport_Plomb_dans_eau_Ecoles_Montreal_FINAL.pdf
- Triantafyllidou, S. et Edwards, M. (2009). *Lead (Pb) in U.S. drinking water: school case studies, detection challenges, and public health considerations*. Yale University Drinking Water Symposium. Repéré à <http://www.yaleseas.com/watersymposium/pdfs/EdwardsLeadPaper.pdf>
- Triantafyllidou, S. et Edwards, M. (2012). Lead (Pb) in tap water and in blood: implications for lead exposure in the United States. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(13), 1297-1352.
- Triantafyllidou, S., Le, T., Gallagher, D. et Edwards, M. (2014). Reduced risk estimations after remediation of lead (Pb) in drinking water at two US school districts. *The Science of the Total Environment*, 466-467, 1011-1021.
- Tristán, E., Demetriades, A., Ramsey, M. H., Rosenbaum, M. S., Stavrakis, P., Thornton, I. ... Vergou, K. (2000). Spatially resolved hazard and exposure assessments: an example of lead in soil at Lavrion, Greece. *Environmental Research*, 82(1), 33-45.
- United States Consumer Product Safety Commission. (2005). *Interim enforcement policy for children's metal jewelry containing lead*. United States Consumer Product Safety Commission.
- United States Environmental Protection Agency. (1994). *Technical support document: parameters and equations used in the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for lead in children*. Technical Review Workgroup for Lead, United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response/Office of Emergency and Remedial Response. Repéré à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100MECY.PDF?Dockkey=P100MECY.PDF>
- United States Environmental Protection Agency. (1997). *Guiding principles for Monte Carlo analysis (EPA/630/R-97/001)*. Washington, DC : United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. Repéré à <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/montecar.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. (2006). *3Ts for reducing lead in drinking water in schools - Revised technical guidance*. U.S EPA.

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation

- United States Environmental Protection Agency. (2007). *Lead human exposure and health risk assessments for selected case studies (draft report). Volume I. Human exposure and health risk assessments – Full-scale*. United States Environmental Protection Agency. Repéré à <https://www3.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pb/data/Pb-RA-Vol-1-073007.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. (2008a). *Child-specific exposure factors handbook*. Washington, DC : United States Environmental Protection Agency. Repéré à <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=199243>
- United States Environmental Protection Agency. (2008b). *Economic analysis for the TSCA lead renovation, repair, and painting program final rule for target housing and child-occupied facilities*. United States Environmental Protection Agency. Repéré à https://nchh.org/resource-library/EPA-HQ-OPPT-2005-0049-0916_Final_Economic_Analysis_3-08.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (2008c). Part II Environmental Protection Agency. 40 CFR Parts 50, 51, 53, and 58 – National ambient air quality standards for lead. *Federal Register*, 73(219), 66964-67062. Repéré à <https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2008-11-12/pdf/E8-25654.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. (2012). *Benchmark dose technical guidance* (n° EPA/100/R-12/001). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency. Repéré à https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-01/documents/benchmark_dose_guidance.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (2014). *Integrated science assessment for lead*. Research Triangle Park, NC : United States Environmental Protection Agency. Repéré à http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=518908
- United States Environmental Protection Agency. (2015a). *Use of lead free pipes, fittings, fixtures, solder and flux for drinking water*. U.S. Environmental Protection Agency. Repéré à
- United States Environmental Protection Agency. (2015b). *Lead at superfund sites: software and users' manuals*. United States Environmental Protection Agency. Repéré à <https://www.epa.gov/superfund/lead-superfund-sites-software-and-users-manuals>
- Valcke, M. (2018). *Extraction des données québécoises de biosurveillance des substances chimiques de l'environnement issues de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé*. Institut national de santé publique du Québec. Repéré à https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2385_extraction_donnee_quebecoises_biosurveillance_substances_chimiques_environnement.pdf
- VisezEau. (2017). L'eau potable dans les écoles et garderies : qualité chimique et risques pour la santé des enfants [webinaire]. Repéré à <https://vizezeau.org/2017/05/16/leau-potable-ecoles-garderies-qualite-chimique-risques-sante-enfants-webinaire/>
- von Lindern, I., Spalinger, S., Petroysan, V. et von Braun, M. (2003). Assessing remedial effectiveness through the blood lead: soil/dust lead relationship at the Bunker Hill Superfund Site in the Silver Valley of Idaho. *The Science of the Total Environment*, 303(1-2), 139-170.
- Wasserman, G. A., Factor-Litvak, P., Liu, X., Todd, A. C., Kline, J. K., Slavkovich, V., ... Graziano, J. H. (2003). The relationship between blood lead, bone lead and child intelligence. *Child Neuropsychology*, 9(1), 22-34.

- Watchel, S., McKee, G., Harding, J., Suthermaraj, G. et Kosatsky, T. (2017). *Managing risks to children's health from lead in drinking water in British Columbia's daycares and schools*. Vancouver : BC Centre for Disease Control.
- White, P. D., Van Leeuwen, P., Davis, B. D., Maddaloni, M., Hogan, K. A., Marcus, A. H. et Elias, R. W. (1998). The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environmental Health Perspectives*, 106(Suppl. 6), 1513-1530.
- Wilhelm, M., Heinzow, B., Angerer, J. et Schulz, C. (2010). Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 213(4), 265-269.
- Zaragoza, L. et Hogan, K. (1998). The integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: independent validation and verification. *Environmental Health Perspectives*, 106(Suppl 6), 1551-1556.
- Zartarian, V., Xue, J., Tornero-Velez, R. et Brown, J. (2017). Children's lead exposure: a multimedia modeling analysis to guide public health decision-making. *Environmental Health Perspectives*, 125(9), 097009.
- Zheng, J., Huynh, T., Gasparon, M., Ng, J. et Noller, B. (2013). Human health risk assessment of lead from mining activities at semi-arid locations in the context of total lead exposure. *Environmental Science and Pollution Research International*, 20(12), 8404-8416.
- Zhong, B., Giubilato, E., Critto, A., Wang, L., Marcomini, A. et Zhang, J. (2017). Probabilistic modeling of aggregate lead exposure in children of urban China using an adapted IEUBK model. *The Science of the Total Environment*, 584-585, 259-267.

Annexe 1

**Association entre la plombémie
et le QI infantile : relation dose-réponse**

Description de l'étude de Lanphear *et al.* (2005)

Lanphear *et al.* (2005) ont étudié l'association entre la plombémie et le QI infantile à partir de données individuelles. Ces données ont été combinées pour estimer l'effet regroupé de sept cohortes d'enfants (quatre cohortes américaines, une mexicaine, une australienne et une yougoslave). Les enfants étaient suivis de manière prospective depuis leur naissance jusqu'à un âge variant de 5 à 10 ans, selon la cohorte. La plombémie des enfants participants a été mesurée à au moins quatre moments au cours du suivi, alors que leur QI a été déterminé à la fin de ce suivi. Des modèles de régressions linéaires multiples entre le QI et la plombémie ont été générés, et ces modèles incluaient au départ onze facteurs de confusion potentiels. Parmi ces facteurs, cinq ont été retenus pour le modèle final, puisqu'ils étaient associés au QI de façon significative ou que leur inclusion dans le modèle entraînait une modification substantielle (> 10 %) de l'association du QI avec la plombémie. Les facteurs retenus sont les suivants : le lieu où la cohorte était menée, le score HOME (*Home Observation for Measurement of the Environment*)²⁴, le poids de naissance ainsi que l'éducation et le QI maternels. Il faut noter que les facteurs de confusion retenus sont couramment considérés dans les études neurodéveloppementales (G. Muckle, communication personnelle, s.d.).

Quatre types de mesures de plombémie ont été considérés par Lanphear *et al.* (2005) : la concentration la plus élevée (*Peak Blood Lead*), la moyenne des plombémies mesurées de 6 à 24 mois (*Early Childhood*), la moyenne de plombémies de 6 mois à la mesure la plus proche du test de QI (*Lifetime Mean*) et la mesure la plus proche (24 semaines ou moins) du test de QI (*Concurrent Blood Lead*). La plombémie concomitante (*Concurrent Blood Lead*) a été privilégiée dans le modèle final, puisque cette mesure était associée à une meilleure modélisation (meilleur R²) de l'effet sur le QI. Le modèle final de régression, appliqué à 1 333 enfants (soit à 84 % de l'effectif initial des sept cohortes), permet de mettre en évidence une relation non linéaire décrivant le mieux l'association inverse entre la plombémie et le QI. Plus précisément, le modèle privilégié par les auteurs considère une transformation logarithmique de la variable indépendante (c'est-à-dire la plombémie) pour tenir compte de la non-linéarité. De fait, la perte de points de QI est plus importante par unité de plombémie concomitante chez les enfants présentant une concentration inférieure à 10 µg/dL comparativement à ceux dont la plombémie dépassait cette concentration. Pour une augmentation de 2,4 à 10 µg/dL, la perte de QI estimée était de 3,9 points (IC 95 % : 2,4–5,3), alors que, pour une augmentation de 10 à 20 µg/dL et de 20 à 30 µg/dL, la perte était respectivement de 1,9 point (IC 95 % : 1,2–2,6), et de 1,1 point (IC 95 % : 0,7–1,5). De plus, pour les 103 enfants dont la plombémie maximale mesurée est demeurée inférieure à 7,5 µg/dL, cette perte a été de 2,9 points (IC 95 % : 0,7–5,2) par µg/dL, alors que cette perte était plus modeste, soit 0,2 point (IC 95 % : 0,1–2,4) par µg/dL, pour les enfants dont la plombémie maximale mesurée était supérieure ou égale à 7,5 µg/dL.

²⁴ Le score HOME est un indice qui permet d'apprécier le degré de stimulation intellectuelle et affective des enfants à la maison.

Réanalyse de l'étude de Lanphear *et al.* (2005) par Crump *et al.* (2013)

Devant l'importance des conclusions de l'étude de Lanphear *et al.* (2005) et de leur portée potentielle en ce qui a trait à l'évaluation du risque pour la santé publique à l'échelle mondiale, et même si d'autres études publiées peu de temps après allaient dans le même sens (Jusko *et al.*, 2008; Min *et al.*, 2009; Surkan *et al.*, 2007; Téllez-Rojo *et al.*, 2006), Crump *et al.* (2013) ont vérifié la validité et la robustesse des résultats rapportés.²⁵ Pour ce faire, ils ont eu accès aux données originales de l'étude et ont produit de façon indépendante de nouvelles analyses statistiques.

Ainsi, même si quelques erreurs ont été relevées par ces auteurs dans l'étude initiale de Lanphear *et al.* (2005) et qu'elles ont été corrigées, une analyse plus approfondie de l'effet du lieu d'origine de chaque cohorte a été effectuée. De plus, Crump *et al.* (2013) ont ajouté le tabagisme et la consommation d'alcool durant la grossesse ainsi que l'ordre de naissance aux cinq facteurs de confusion initialement considérés dans l'analyse de Lanphear *et al.* (2005). Un cinquième type de mesure de plombémie a aussi été étudié par Crump *et al.* (2013), soit la plombémie à 24 mois. Malgré ces modifications, Crump *et al.* (2013) ont obtenu des résultats très similaires à ceux de Lanphear *et al.* (2005). De fait, chez les enfants présentant une plombémie concomitante inférieure ou égale à 5 µg/dL ou une plombémie maximale inférieure ou égale à 7 µg/dL au cours du suivi de la cohorte, la perte de QI est statistiquement significative, soit de respectivement 1,6 point (IC 95 % : 0,7-1,5) et de 3,5 points (IC 95 % : 0,4-6,6) par unité de plombémie concomitante. Finalement, les conclusions de Crump *et al.* (2013) sont sensiblement les mêmes que celles de Lanphear *et al.* (2005), soit : 1) la relation entre la perte de QI et l'augmentation de la plombémie suit une relation non linéaire pour l'intervalle de plombémies couvert par l'analyse de Lanphear *et al.* (2005), donc que la perte de QI est plus importante, par unité de plombémie concomitante, chez les enfants ayant présenté une plombémie maximale inférieure à 7,5 µg/dL que chez les enfants chez qui cette valeur avait été dépassée; 2) l'utilisation de la plombémie concomitante permet de mieux décrire sur le plan statistique la relation dose-réponse.

Par ailleurs, autant dans l'étude initiale de Lanphear *et al.* (2005) que dans la réanalyse de Crump *et al.* (2013), il s'est avéré impossible d'établir un seuil sans effet. Comme l'absence d'effet est pratiquement indémontrable dans le domaine de l'évaluation du risque, Crump *et al.* (2013) mentionnent que si un tel seuil existe, il est inférieur à une plombémie concomitante de 5 µg/dL et à une plombémie maximale de 7 µg/dL. En effet, en deçà de ces valeurs, la relation entre l'augmentation de la plombémie et la perte de QI n'est pas statistiquement significative, considérant l'étendue des intervalles de confiance des coefficients de régression (Crump *et al.*, 2013). Le manque de signification statistique s'explique par une moins grande proportion d'enfants qui présentent de faibles plombémies dans les cohortes investiguées²⁶.

²⁵ Il convient de noter que le premier auteur de cette équipe est une sommité en analyse de risque, mais la déclaration d'intérêts des auteurs, montrée à la fin de Crump *et al.* (2013), fait état de nombreux liens avec l'industrie du plomb.

²⁶ Par exemple, environ 37 enfants présentent des plombémies inférieures à 2 µg/L.

Détermination de la dose à effet significatif (*Benchmark Dose*)

À la lumière des résultats de l'étude de Lanphear *et al.* (2005), l'EFSA (2010) a commandé auprès d'une équipe de recherche internationale (Budtz-Jørgensen *et al.*, 2013), aux fins de l'évaluation du risque du plomb, la réalisation d'une modélisation de type *Benchmark Dose* (BMD) de la relation dose-réponse entre la plombémie aux niveaux étudiés par Lanphear *et al.* (2005) et la perte de QI. Puisqu'aucun seuil d'apparition d'effet délétère sur le QI n'a pu être noté (Lanphear *et al.*, 2005), l'approche BMD, qui est à l'heure actuelle l'approche la plus reconnue par les organismes réglementaires pour la détermination de valeurs toxicologiques de référence ou d'autres critères santé (U.S. EPA, 2012), est particulièrement pertinente. Elle vise essentiellement à déterminer une dose d'exposition (dans ce cas-ci la plombémie) associée à une réponse prédéfinie statistiquement significative à l'échelle de la population exposée, en considérant l'ensemble de la relation dose-réponse. De la même manière que pour les substances cancérigènes, les critères santé sont alors établis sur la base d'une augmentation de la réponse toxique considérée, en l'absence de seuil d'effet, comme étant négligeable ou acceptable (ESRT, 2012).

La réponse prédéfinie retenue par Budtz-Jørgensen *et al.* (2013) correspond à une perte de 1 point de QI, en moyenne, dans la population infantile. Puisque la moyenne du QI dans la population est, par définition, de 100, cette perte correspond à une réponse significative de 1 %. Cet effet est cohérent avec le niveau de réponse généralement considéré lors du recours à l'approche *Benchmark Dose* (BMD) appliquée à des données de relation dose-réponse issues d'études épidémiologiques (U.S. EPA, 2012). La borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la dose entraînant cette perte de 1 % de QI, désignée sous l'acronyme $BMDL_{01}$, varie de 0,26 à 1,61 $\mu\text{g}/\text{dL}$, selon, d'une part, les modèles mathématiques retenus par Budtz-Jørgensen *et al.* (2013) pour représenter la relation dose-réponse, et d'autre part, des mesures de plombémie considérées parmi les quatre mesures rapportées par Lanphear *et al.* (2005). Ces points de départ (0,26 à 1,61 $\mu\text{g}/\text{dL}$) suggèrent donc des valeurs de perte relative de QI de respectivement 3,85 et 0,63 point de QI par unité de plombémie ($\text{pt}/\mu\text{g}/\text{dL}$). Quoique le modèle de régression logarithmique, et sa $BMDL_{01}$ de 0,26 $\mu\text{g}/\text{dL}$, présente la courbe dose-réponse s'ajustant le mieux aux données (Budtz-Jørgensen *et al.*, 2013), c'est finalement la valeur de 1,2 $\mu\text{g}/\text{dL}$ de plombémie concomitante, obtenue avec le modèle linéaire « par morceaux » (*Piecewise Linear Model*), qui a été retenue par l'EFSA. Cette valeur reflète donc une perte relative de QI de 0,8 $\text{pt}/\mu\text{g}/\text{dL}$, ce qui est très similaire à la valeur initiale de 0,7 $\text{pt.QI}/\mu\text{g}/\text{dL}$ de plombémie concomitante que suggèrent les données de Lanphear *et al.* (2005). C'est la $BMDL_{01}$ de 1,2 $\mu\text{g}/\text{dL}$ qui a été retenue par Santé Canada dans sa proposition actuelle de CMA pour l'eau potable (Santé Canada, 2017a). Il convient également de souligner que d'autres auteurs ont obtenu des résultats qui traduisent des pertes relatives de QI similaires. Ainsi, Carlisle *et al.* (2009) ont obtenu une valeur de 1,0 $\text{pt.QI}/\mu\text{g}/\text{dL}$ de plombémie concomitante en réanalysant les données de Lanphear *et al.* (2005). Pour un intervalle de plombémie de 0,5 à 5 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (plombémie mesurée une seule fois entre l'âge de 7 et de 12 ans chez 3 176 enfants suédois), Skerfving *et al.* (2015) ont estimé la perte de QI par unité de plombémie à 1,1 $\text{pt.QI}/\mu\text{g}/\text{dL}$.

La réponse toxicologique, soit la perte de 1 point de QI en moyenne, que recommande l'EFSA (2010) est justifiée par le fait qu'un déplacement de la distribution populationnelle de 1 point de QI en moyenne se traduirait par des impacts significatifs à l'échelle des populations concernées sur la capacité d'apprentissage et les aptitudes neurocomportementales (Nevin, 2000; Schwartz, 1994; Téllez-Rojo *et al.*, 2006), principalement sur les sujets se situant aux extrémités de la distribution du QI (Bellinger, 2004, 2007; Rogan et Ware, 2003). Ainsi, une diminution de la proportion d'enfants doués et une augmentation de la proportion de ceux se trouvant en difficulté d'apprentissage seraient attendues. À titre d'exemple, il a été estimé qu'un tel déplacement se traduirait, tout autre facteur étant égal, par la présence d'au moins un enfant de plus, sur 250, présentant un QI inférieur à

70, avec les difficultés sérieuses d'apprentissage qui en découlent et un risque accru d'échec lors des études secondaires (Healey, 2009; Schwartz, 1994; OMS, 2010). Par ailleurs, les impacts économiques de cette incidence accrue seraient considérables, tant sur le plan sociétal – prise en charge requise – qu'individuel – perte de salaire (Bierkens *et al.*, 2012; Pichery *et al.*, 2011; U.S. EPA, 2008b). Par conséquent, la productivité économique générale de la société pourrait être abaissée par un facteur d'environ 2 % selon Grosse *et al.* (2002). Chaque dollar investi dans la réduction de la plombémie populationnelle se traduirait donc par au moins 17 \$ en gains économiques, un niveau de rendement qui se compare favorablement à une autre mesure de santé publique, soit la vaccination infantile (Gould, 2009). Enfin, il faut noter que la perte de 1 point de QI en moyenne a par ailleurs été mentionnée comme seuil de risque *de minimis* par Carlisle *et al.* (2009), ce qui est cohérent avec le recours à l'approche par marge d'exposition (MOE) utilisée par l'EFSA (2010) pour son évaluation du risque de l'exposition alimentaire au plomb.

Perspectives concernant les limites relatives au processus de détermination de la relation dose-réponse

Les limites des analyses faites par Lanphear *et al.* (2005) et Crump *et al.* (2013) sont décrites ci-dessous.

Validité interne des études épidémiologiques retenues

La validité interne des résultats obtenus est limitée par des biais possibles inhérents à chacune des sept études de cohorte d'origine. Des biais de sélection, tel le biais attribuable à des pertes au suivi, sont problématiques, notamment dans les études de cohorte de ce type. De fait, les taux de participation à l'étude complète varient de 25 % (Schnaas *et al.*, 2000) à 72 % (Dietrich *et al.*, 1993) selon les études. Il faut noter que le biais de sélection lors de la constitution de cohortes influence plutôt la validité externe des résultats des études prospectives. Par ailleurs, des erreurs ayant pu altérer la mesure du QI ne peuvent également être totalement exclues. Ainsi, il semble y avoir une hétérogénéité substantielle entre les valeurs de QI moyen selon les différentes études, ce qui peut constituer une certaine limite quant au potentiel d'interprétation des données issues des différentes études regroupées au sein d'une même analyse.

Mesure de la plombémie

En ce qui concerne le choix du paramètre de plombémie, les auteurs des deux études ont privilégié celui présentant la meilleure modélisation statistique de l'effet sur la mesure de QI. Or, le choix du paramètre à retenir devrait idéalement s'appuyer sur les connaissances à propos des mécanismes biologiques plausibles (par exemple la période de plus grande vulnérabilité) plutôt que sur des considérations statistiques. En l'absence de connaissances suffisantes à cet égard, l'éventail des fonctions de risque devrait être considéré lors de la formulation des conclusions. Cependant, comme la modélisation mentionnée ci-dessus diffère très peu selon le type de mesure considéré, il est peu probable que, ce faisant, les conclusions puissent varier de manière importante.

Modèle statistique retenu

Du point de vue statistique, plutôt qu'une transformation logarithmique de la variable indépendante comme cela a été réalisé dans le modèle retenu par Lanphear *et al.* (2005) et par Crump *et al.* (2013), une fonction non linéaire de type *Spline* fournirait une meilleure représentation de la relation entre le QI et la plombémie. De plus, un modèle à effets aléatoires ou mixtes plutôt qu'un modèle à effet fixe – comme celui retenu par Budtz-Jørgensen *et al.* (2013), Crump *et al.* (2013) et Lanphear *et al.* (2005) – aurait permis de tenir compte de l'autocorrélation entre les données provenant d'une même étude. De fait, le modèle fixe se base sur la prémisse selon laquelle les données regroupées des sept

cohortes d'enfants de Lanphear *et al.* (2005) sont indépendantes, alors qu'en fait elles ne le sont pas au sein d'une même cohorte. Cette limite peut notamment influencer l'intervalle de confiance de la mesure d'association estimée et, donc, ultimement, avoir une influence sur le calcul de la BMDL qui en découle. Il faut noter que Lanphear *et al.* (2005) ont aussi employé le modèle avec effets aléatoires, mais ils ne l'ont pas retenu pour la présentation des résultats finaux, argumentant que les résultats de ce modèle étaient peu différents de ceux du modèle à effet fixe.

Facteurs de confusion

Enfin, certains facteurs de confusion n'ont pu être pris en compte dans les analyses faute de données, par exemple l'apport en fer et en calcium de l'enfant de même que la dépression et l'allaitement chez la mère. Il faut rappeler que, pour avoir un effet confondant, une variable doit non seulement être un facteur de risque de l'effet redouté, mais aussi être liée à l'exposition étudiée. Toutefois, d'autres études ont démontré que certains de ces facteurs (notamment, l'apport en fer et l'allaitement) n'altéraient pas de façon significative l'association entre le plomb et les effets sur le QI. Par ailleurs, le nombre de facteurs de confusion considérés dans les analyses présentées demeure important; il apparaît donc peu probable que l'effet résiduel de ceux n'ayant pas été pris en compte puisse fausser de manière importante les résultats finaux.

Annexe 2

Méthodologie de collecte d'informations

La présente annexe regroupe les aspects méthodologiques employés lors de la rédaction du présent avis. Plus précisément, elle montre les recherches documentaires qui ont été réalisées afin de préciser le lien entre le plomb dans l'eau et la plombémie, comme le rapportent les études épidémiologiques, et de décrire la relation dose-réponse entre la plombémie et la perte de QI (voir la section *Recherches documentaires* de la présente annexe). Les étapes de collecte de renseignements et de consultation de partenaires et d'experts se sont révélées capitales lors de la rédaction du présent avis, tant dans le développement de l'aspect modélisation que dans la réalisation du portrait des concentrations de plomb dans l'eau des écoles et des garderies et des modes de gestion des risques (voir la section *Collectes de renseignements et consultations*).

Recherches documentaires

Lien entre le plomb dans l'eau et la plombémie – Recensement des études épidémiologiques

Afin de préciser le lien entre la concentration de plomb dans l'eau potable et la plombémie de l'enfant, les récents rapports de Santé Canada (2013a) et de la U.S. EPA (2014) ont été consultés. Parallèlement, la sélection des études épidémiologiques décrites dans le présent document (chapitre 4) s'est appuyée sur les études recensées par Ngueta *et al.* (2016). Plus précisément, dans la documentation complémentaire de cette publication, les auteurs résument les principaux aspects méthodologiques et les résultats des principales études épidémiologiques réalisées dans la population générale, qui documentent, à la fois, des données de plombémie chez les enfants ainsi que des valeurs de concentrations de plomb de l'environnement résidentiel, incluant l'eau, auxquelles les enfants sont exposés. Enfin, les récentes publications en lien avec l'étude épidémiologique réalisée par l'INSPQ à Montréal en 2009-2010 (Levallois *et al.*, 2014; Ngueta *et al.*, 2016) ont aussi été incluses dans la présente analyse documentaire.

Relation dose-réponse entre la plombémie et la perte de QI

Une recherche documentaire sommaire a été effectuée concernant la relation entre la plombémie et la perte de QI. Pour ce faire, les articles scientifiques phares qui décrivent cette relation dose-réponse, soit ceux de Lanphear *et al.* (2005) et de Crump *et al.* (2013), ont été consultés et analysés en premier lieu. La liste des publications de ces auteurs, établie par l'intermédiaire de *PubMed*, a ensuite été parcourue afin d'alimenter la discussion, tout comme les documents de grands organismes sanitaires qui appuient leurs réglementations sur la méta-analyse de Lanphear *et al.* (2005), par exemple EFSA (2010), NTP (2012), Santé Canada (2013a) et U.S. EPA (2014).

Collectes de renseignements et consultations

Lien entre le plomb dans l'eau et la plombémie – Modélisation toxicocinétique

Les modélisations du lien entre le plomb dans l'eau et la plombémie réalisées dans le cadre du présent avis s'appuient, entre autres, sur la collecte de renseignements et la consultation d'experts. Des partenaires des DSPublique de Montréal et des Laurentides de même que de Polytechnique Montréal ont d'abord été consultés lors de l'exploration du modèle IEUBK. Au cours des échanges avec ces partenaires, le choix des paramètres du modèle a été discuté, tout comme les capacités et les limites du modèle. Parallèlement, des discussions avec les membres du CERCeau ont alimenté les réflexions qui ont conduit au développement du modèle TCBE retenu pour remplir le mandat reçu.

Portrait de la contamination par le plomb de l'eau des écoles et des garderies

La compilation de données sur les concentrations de plomb dans l'eau des écoles et des garderies québécoises a été réalisée à l'aide des données du MELCC, qui a fourni des données concernant 436 écoles ou garderies pour la période de 2013 à 2016. Un appel à tous, lancé aux DSPublique, a aussi permis d'intégrer au portrait des données propres aux régions de Québec et de Montréal. Les données de l'étude réalisée par la DSPublique de Montréal auprès de 51 écoles (Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017) ainsi que celles de l'étude réalisée sur 29 écoles par la Ville de Québec s'ajoutent aux données récentes prises en compte. Enfin, une étude effectuée en 1991 auprès de garderies de la région de Québec a également été considérée (Lavoie *et al.*, 1991).

Afin de compléter le portrait avec des données hors Québec, Polytechnique Montréal a fourni des données utilisées dans un article récent (Doré *et al.*, 2018) sur la contamination de l'eau à l'échelle canadienne. L'article de Deshommes *et al.* (2016), présentant les résultats d'analyse de plomb dans les écoles et les garderies de quatre provinces canadiennes, a également été considéré. De plus, un webinaire, organisé le 28 juin 2017 par le GSE et l'équipe de recherche du projet VisezEau de l'Université Laval, a permis de recueillir des informations sur la situation actuelle de différentes provinces canadiennes, dont la Colombie-Britannique, l'Ontario, le Québec et le Nouveau-Brunswick. Les données brutes de qualité de l'EPÉG du Nouveau-Brunswick ont ensuite été transmises gracieusement à l'INSPQ par Tim Mc Cluskey du ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance de cette province. Les données brutes de l'Ontario se trouvaient, quant à elles, sur le site Internet du gouvernement de l'Ontario (Gouvernement de l'Ontario, 2018).

Gestion des risques

Une collecte d'informations a été réalisée au début du projet auprès de professionnels de DSPublique. Cette collecte avait trait aux mesures ayant pu être prises par le passé dans les régions concernées (Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches, Estrie, Laurentides, Montréal et Montérégie) pour gérer le risque potentiel associé à la présence de concentrations élevées de plomb dans l'eau des écoles et des garderies. Un sondage a été acheminé aux DSPublique aux prises avec des dépassements des normes de plomb des années 2013 à 2016 dans une école ou une garderie de leur région. Ce sondage devait permettre de documenter la situation au regard de la gestion de ces dépassements. Des experts de Polytechnique Montréal ont aussi été consultés afin de colliger des informations, entre autres choses, sur les concentrations de plomb dans l'EPÉG et sur les mesures permettant d'évaluer et de corriger les situations problématiques. Le webinaire du GSE et de l'équipe de recherche du projet VisezEau de l'Université Laval, mentionné précédemment, a aussi permis de recueillir des informations concernant la gestion des dépassements effectuée ailleurs au Canada. Enfin, des ressources de l'INSPQ, détenant de l'expertise en éthique et dans l'application du cadre de gestion des risques en santé publique (Cortin *et al.*, 2016), ont été consultées.

Annexe 3

Description des modèles ***Integrated Exposure Uptake Biokinetic*** (IEUBK) et toxicocinétique à base empirique (TCBE)

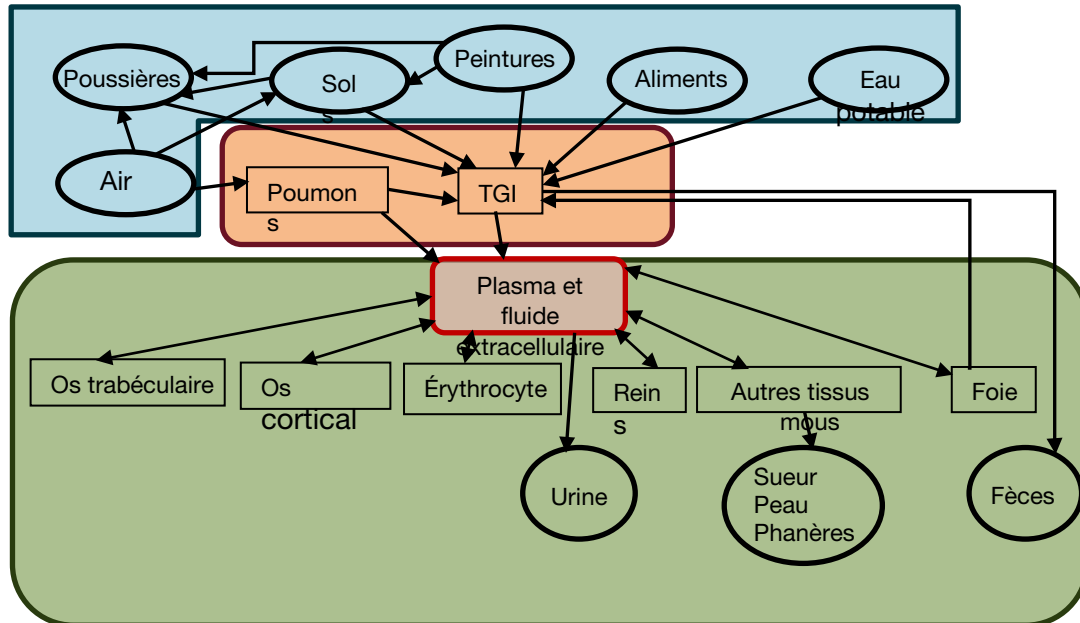
Cette annexe vise à détailler les deux modèles cinétiques utilisés dans le présent avis, soit le modèle IEUBK de la U.S. EPA et le modèle TCBE développé par l'INSPQ dans pour le présent travail.

Le modèle *Integrated Exposure Uptake Biokinetic* (IEUBK) de la U.S. EPA

Description du modèle

Le modèle IEUBK a été élaboré dans les années 1990 aux fins de l'évaluation et de la gestion du risque associé aux terrains contaminés (U.S. EPA, 1994; White *et al.*, 1998). Depuis, il a été utilisé à d'autres fins (U.S. EPA, 2007, 2008c, 2015a). Son accessibilité, sa simplicité d'utilisation et sa fiabilité sont à l'origine de son emploi très répandu pour simuler la cinétique du plomb dans l'organisme humain suivant des expositions d'origine environnementale (Carrizales *et al.*, 2006; Deshommes *et al.*, 2013, 2016; Elkind-Hirsch *et al.*, 1989; Jez et Lestan, 2015; Laidlaw *et al.*, 2017; Lynch, Boatright et Moss, 2000; Ngueta *et al.*, 2014; Perez *et al.*, 2017; Triantafyllidou *et al.*, 2014; Tristán *et al.*, 2000; von Lindern *et al.*, 2003; Zheng *et al.*, 2013; Zhong *et al.*, 2017). Ce modèle prend en compte six sources environnementales pouvant contribuer, de manière continue, à l'exposition totale des enfants au plomb : l'eau potable, l'air, le sol et les poussières, la peinture ainsi que les aliments (voir la figure 1). À partir des concentrations de plomb mesurées dans ces milieux et des taux de contact adéquats, le modèle permet de calculer, au moyen de jeux d'équations, une exposition totale (exprimée en μg de plomb par jour) absorbée par les poumons et le tractus gastro-intestinal (TGI). Cette exposition se traduit ultimement par une plombémie qui résulte des interactions dynamiques entre les sources environnementales, les voies d'exposition et la biocinétique du plomb dans l'organisme.

Figure 1 Schéma conceptuel du modèle IEUBK



Note : Le compartiment bleu représente les sources environnementales d'exposition au plomb, l'orange désigne les voies d'absorption, le vert symbolise les interactions biocinétiques dans l'organisme, lesquelles se traduisent ultimement par une plombémie donnée qui est présentée en rouge.

Adapté de U.S. EPA (1994).

Les simulations effectuées avec le modèle IEUBK ont pour but d'estimer une valeur de plombémie pour un enfant type de chacun des groupes d'âge considérés par le modèle. Le calcul de la plombémie prend donc en considération les spécificités physiologiques propres à des enfants âgés de 6 mois à 1 an, de 1 à 2 ans, de 2 à 3 ans, de 3 à 4 ans, de 4 à 5 ans, de 5 à 6 ans, et, enfin, de 6 à 7 ans ainsi que des spécificités de l'ensemble de ces groupes d'âge. Pour ce faire, l'utilisateur inscrit, dans la plateforme d'entrée de paramètre du modèle IEUBK, les concentrations de plomb associées à chacune des sources environnementales auxquelles l'enfant est exposé. L'utilisateur doit également entrer dans le modèle les valeurs d'autres paramètres tels que le taux de contact de l'enfant avec chacune de ces mêmes sources. Le modèle considère enfin que, jusqu'à leur naissance, les enfants ont été exposés *in utero*, par l'entremise du cordon ombilical, au sang de la mère qui présente une plombémie donnée.

Une fois la moyenne géométrique de la plombémie calculée par groupe d'âge, le modèle IEUBK génère une distribution log-normale, selon un écart-type géométrique de 1,6 fois cette moyenne, afin de tenir compte de la variabilité populationnelle de la plombémie. Cette distribution, basée sur des données empiriques provenant de la littérature scientifique (Griffin *et al.*, 1999; White *et al.*, 1998), reflète essentiellement l'impact des variations interindividuelles des paramètres toxicocinétiques et comportementaux²⁷ sur la variabilité populationnelle de la plombémie. En examinant la distribution de valeurs de plombémies ainsi générées par le modèle IEUBK pour des conditions d'exposition données, il est possible de déterminer la fraction des individus de chaque groupe d'âge dont la plombémie excède un seuil pouvant être spécifié (ex. : 5 µg/dL).

Validation du modèle

Le modèle IEUBK a été validé à de nombreuses reprises, comme cela est décrit dans la littérature scientifique (Hassanien et Horváth, 1999; Hogan *et al.*, 1998; Lewandowski et Forslund, 1994; Mickle, 1998; Zaragoza et Hogan, 1998; Zartarian *et al.*, 2017). Lors de ces exercices de validation, les plombémies réellement mesurées dans des populations exposées à des concentrations de plomb dans divers milieux (eau, air, sols, aliments) ont été comparées avec les plombémies obtenues lors de simulations IEUBK basées sur ces mêmes concentrations environnementales. Étant donné que le modèle IEUBK a été élaboré principalement pour évaluer le risque associé à la présence de plomb dans le sol et les poussières, la confiance envers la fiabilité de ce modèle est vraisemblablement plus importante au regard de l'exposition provenant de ces sources qu'au regard de l'exposition à l'eau potable, exposition sur laquelle se penche le présent avis. Ainsi, la validation du modèle IEUBK concernant l'impact de la contamination de l'eau est plus limitée, surtout qu'aujourd'hui dans des conditions normales l'eau potable a une contribution relativement restreinte à l'exposition totale (Safruk *et al.*, 2017; Zartarian *et al.*, 2017; Zhong *et al.*, 2017).

Bien que les auteurs ayant mené des exercices de validation du modèle IEUBK fassent état de certaines limites relatives à ce modèle, en particulier concernant l'intelligibilité, la praticabilité et la transparence du modèle codé en langage informatique C++ (Zaragoza et Hogan, 1998), ils s'entendent généralement sur sa fiabilité pour prédire les concentrations sanguines de plomb dans des populations exposées de manière continue à des sources environnementales. En particulier, Hogan *et al.* (1998) ont effectué un exercice de validation assez complet, basé sur des données colligées sur plusieurs sites contaminés américains. Les auteurs s'appuient donc sur des données colligées auprès de 488 enfants et considèrent des variations dans les conditions d'exposition à modéliser. Ainsi, pour des plombémies moyennes inférieures à 10 µg/dL, les auteurs ont observé un écart inférieur à 1 µg/dL entre la moyenne géométrique prédite et celle mesurée. De même, Hogan *et al.* (1998) ont constaté un écart inférieur à 4 %, entre la proportion prédite et celle mesurée,

²⁷ Concernant les taux de contact et les conditions tributaires des conditions du foyer, notamment.

d'individus dépassant une plombémie donnée (10 µg/dL). Pour leur part, Biesiada et Hubicki (1999) ont observé un écart relatif de 40 % entre la moyenne géométrique de plombémies mesurées chez des enfants demeurant dans une région polonaise fortement contaminée et celle prédite par le modèle lorsque les données environnementales du site en question étaient utilisées comme paramètres d'entrée. Toutefois, cette différence était plus notable (d'environ 100 %) aux extrêmes de la distribution de plombémies. En conséquence, il y avait présence d'une surestimation, par le modèle, de la fraction de la population exposée présentant une plombémie supérieure à 10 µg/dL. Enfin, Zartarian *et al.* (2017) ont couplé IEUBK avec le modèle probabiliste d'exposition externe multimédia SHEDS de la U.S. EPA et ont comparé les distributions de plombémie prédites par le modèle avec celles observées dans l'enquête nationale de biosurveillance NHANES (*National Health and Nutrition Examination Survey*). Ils ont obtenu une remarquable concordance entre les distributions modélisées et celles mesurées chez les enfants américains âgés de moins de 6 ans. Pour terminer, il faut noter que les exercices de validation empirique du modèle IEUBK ne concernent pas les expositions générant une plombémie prédite qui est supérieure à 30 µg/dL (Hogan *et al.*, 1998); il n'est donc pas recommandé d'utiliser ce modèle dans l'hypothèse où les plombémies prédites pourraient dépasser cette valeur.

Le modèle toxicocinétique à base empirique (TCBE)

Description du modèle

Le modèle TCBE a été élaboré sur la base d'une approche décrite par Ngueta *et al.* (2016) afin de répondre aux besoins du présent mandat, soit la modélisation d'expositions à des concentrations journalières variables dans l'eau potable. Pour développer un modèle simple et facile à employer, il est présumé de manière prudente :

- que le plomb biodisponible lors d'un épisode ponctuel d'ingestion accède instantanément à la circulation sanguine; considérant que la demi-vie du plomb sanguin est d'environ 30 jours, l'élimination du plomb ainsi distribué dans le compartiment sanguin est négligeable dans la première journée suivant l'exposition;
- qu'une partie du plomb absorbé dans la circulation sanguine est rapidement distribué ailleurs dans l'organisme (notamment dans les os).

Suivant ces hypothèses, il est possible d'estimer une plombémie dans la mesure où sont disponibles des données sur la fraction absorbée du plomb ingéré (biodisponibilité), la proportion de ce plomb qui est distribué dans les autres compartiments que le sang et le volume sanguin dans lequel ce plomb sera distribué. En effet, la plombémie peut être estimée à partir de la relation suivante : « Plombémie (µg/dL) = dose atteignant la circulation sanguine (µg)/volume sanguin (dL) ». À ce propos, il est assez bien admis que la biodisponibilité gastro-intestinale du plomb dissous dans l'eau est de 50 %; il s'agit d'ailleurs de la valeur considérée par défaut par le modèle IEUBK. Pour ce qui est du volume sanguin, il varie en fonction de l'âge (entre 80 ml/kg de poids corporel pour le nourrisson et environ 70 ml/kg de poids corporel pour le jeune enfant).

Ainsi, pour un épisode unique et ponctuel d'exposition à une concentration donnée de plomb dans l'eau potable, la plombémie (PbS) sera calculée selon l'équation 1 :

$$PbS = \frac{V_{\text{eau}} \times PbE \times B \times F_{\text{dist}}}{V_{\text{sang}} \times PC \times aj}$$

Équation 1

Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies : importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation

Où :

V_{eau} = Volume d'eau potable ingéré (ml)

PbE = Concentration de plomb dans l'eau potable ingérée ($\mu\text{g/l}$)

B = Fraction biodisponible du plomb ingéré (0,5 : valeur par défaut acceptée dans IEUBK)

F_{dist} = Facteur de distribution, supérieur à 0 et inférieur à 1, qui reflète le fait qu'une partie de la dose absorbée de plomb soit rapidement distribuée ailleurs que dans la circulation sanguine, notamment dans les os et les tissus mous.

V_{sang} = Volume de sang par unité de poids corporel (ml/kg)

PC = Poids corporel (kg)

a_j = Facteur d'ajustement : 10 dL/L

Si la plombémie ainsi calculée résulte d'un épisode unique d'exposition, et sur la base de la demi-vie du plomb sanguin qui est de 30 jours, la plombémie redescendra à la moitié des valeurs initiales indiquées après un mois et au quart de celles-ci après 2 mois. Donc, au bout de 6 mois, la plombémie résiduelle atteindra de nouveau le niveau du bruit de fond, équivalant à la concentration présente avant cette exposition unique. Considérant cette cinétique d'élimination, dite « d'ordre 1 », il est possible de modéliser l'évolution de la plombémie lorsque se succèdent des épisodes d'exposition (équation 2).

$$PbS_t = PbS_0 \times e^{-k \cdot t}$$

Équation 2

Où :

PbS_t = Plombémie résiduelle, considérant le temps (t) écoulé depuis un moment initial « 0 »

PbS_0 = Plombémie au moment initial « 0 »

k = Constante d'élimination, laquelle correspond au rapport 0,693/demi-vie (30 jours)

Le calcul de PbS_t , à la fin d'une journée donnée, requiert de procéder comme suit :

1. D'abord, calculer la PbS au début de cette journée selon l'équation 1, en fonction de la concentration de plomb dans l'eau potable bue par l'enfant au cours de la journée.
2. Ensuite, la PbS_0 est calculée en additionnant, à la PbS calculée à l'étape précédente, la plombémie résiduelle présente avant l'exposition ayant eu lieu au cours de cette journée, soit la PbS_t calculée pour la journée d'avant.
3. Enfin, il faut additionner la plombémie résiduelle à la fin de la journée donnée (PbS_t) à l'aide de l'équation 2 et de la valeur de PbS_0 .
4. L'algorithme du modèle TCBE est établi de manière à ce que si, à n'importe quel moment de l'année, le résultat du calcul effectué au moyen des équations 1 et 2, présentées ci-dessus, est inférieur au bruit de fond, ce soit la valeur de ce bruit de fond – 0,95 $\mu\text{g/dL}$ (Valcke, 2018) – qui se substitue à ce résultat. Cette façon de procéder permet de s'assurer que la plombémie sera toujours au moins égale au bruit de fond.

En combinant les équations 1 et 2 pour chaque jour d'exposition au cours d'une période d'intérêt, une année scolaire par exemple, il est possible de simuler l'évolution de la plombémie d'un enfant au cours de cette période. Cette combinaison permet de suivre l'évolution des concentrations de plomb

sanguin lorsque se succèdent des épisodes d'exposition répétés, à des concentrations constantes ou variables et selon une fréquence aléatoire ou déterminée.

Concrètement, les deux équations décrites ci-dessus ont été utilisées dans le logiciel Excel : chaque ligne du chiffrier correspond à une journée « t »; la simulation totale sur l'année scolaire, soit 9 mois (270 jours), est donc décrite sur 270 lignes dans Excel. De plus, une contrainte a été imposée au modèle, à savoir que la plombémie ne peut jamais descendre sous le bruit de fond mesuré au Québec, soit environ 1 µg/dL (Santé Canada, 2017b).

Opération et validation du modèle TCBE

En simulant, avec le modèle TCBE, la plombémie résultant d'une exposition à des concentrations égales de plomb jour après jour dans l'EPÉG (donc une exposition constante), un état d'équilibre où la plombémie ne change plus est atteint au bout d'environ 6 mois²⁸. Cette modélisation cinétique a été réalisée pour des enfants de 6 mois, de 2 ans et de 6 ans présentant les caractéristiques moyennes indiquées dans le tableau 1.

Tableau 1 Distributions statistiques retenues pour les paramètres du modèle TCBE aux fins de sa validation avec le modèle IEUBK et de la modélisation probabiliste de la plombémie, selon une approche par simulations de Monte Carlo

Paramètre ^A	Unité	Nourrissons (6 mois)	Tout-petits (2 ans)	Enfants (6 ans)
PC (médiane; 97 ^e centile) ^B	kg	7,6; 9,45	11,85; 14,8	20,5; 27
V _{eau} (moyenne ± écart-type)	ml/jour	263 ± 125 ^C	230 ± 150 ^D	300 ± 140 ^D
Plombémie bruit de fond ^E	µg/dL	médiane : 0,95; 95 ^e centile : 1,9		

^A Il est présumé que toutes les distributions présentent une forme log-normale.

^B Il s'agit des normes de croissance de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) pour le Canada (www.whogrowthcharts.ca).

^C Distribution estimée à partir des données de la U.S. EPA (2008a) pour les 6 à 12 mois. Pour ce faire, il faut considérer que 33 % de la consommation journalière d'eau potable se fait à la garderie.

^D Distribution estimée à partir des *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* (ESRT, 2012). Pour ce faire, il faut considérer que 33 % de la consommation journalière d'eau potable se fait à l'école ou à la garderie.

^E Comme indiqué dans Valcke (2018), cette distribution correspond à celle de la plombémie des enfants québécois âgés de 3 à 5 ans des cycles 2 et 3 de l'*Enquête canadienne sur les mesures de la santé* - ECMS.

Abréviations : PC : poids corporel; V_{eau} : volume d'eau potable ingéré.

Afin de déterminer la valeur du facteur F_{dist} de l'équation 1, les données de Leggett (1993) ont d'abord été considérées. Cet auteur rapporte que 58 [40-75] % d'une dose de plomb radiomarké, administrée chez des volontaires adultes lors d'une étude expérimentale, se trouve dans le sang à la fin de la journée. Cependant, la distribution vers les tissus et les os serait plus notable chez les enfants en raison de leur croissance osseuse (Leggett, 1993). Donc, initialement, la valeur de F_{dist} dans l'équation 1 a respectivement été fixée à 0,175, à 0,22 et à 0,23 pour les enfants de 6 mois, de 2 ans et de 6 ans, de manière à ce que la plombémie obtenue à l'état d'équilibre avec le modèle TCBE corresponde à celle prédite par le modèle IEUBK, lui-même rigoureusement validé comme cela est décrit précédemment. Pour les besoins de cet exercice, une concentration constante dans l'EPÉG a arbitrairement été fixée à 15 µg/L (voir la figure 2 de la présente annexe).

²⁸ Soit 6 demi-vies de 30 jours pour le plomb sanguin (ATSDR, 2007).

Les distributions statistiques pour les paramètres d'exposition nécessaires à la modélisation IEUBK sont présentées dans le tableau 1. De manière générale, la valeur retenue pour ces paramètres a été fixée afin de respecter les directives découlant des *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec – Lignes directrices* (ESRT, 2012) aux fins de l'évaluation de l'exposition de la population québécoise aux contaminants environnementaux. Comme il n'y a pas de valeurs spécifiques pour tous les groupes d'âge considérés par le modèle IEUBK, ce sont des valeurs de paramètres propres à trois étendues d'âge regroupant ces groupes, soit 6 à < 12 mois, 1 à < 5 ans et 5 à 7 ans, similaires aux catégories d'âge spécifiées dans les *Lignes directrices* (ESRT, 2012), qui ont été utilisées. Puisqu'à partir de ces paramètres d'entrée c'est une moyenne géométrique de plombémie pour l'enfant type de l'âge donné, qui est calculée par le modèle, et non une valeur extrême de la distribution, ce sont, sauf avis contraire, les valeurs des tendances centrales des distributions rapportées dans ces *Lignes directrices*, qui ont été employées pour chaque paramètre requis.

Tableau 2 Valeurs des paramètres d'exposition utilisés dans la modélisation IEUBK afin d'estimer la plombémie d'enfants âgés de 6 mois à 7 ans exposés de manière continue à l'eau potable de leur résidence et à celle des écoles et des garderies qu'ils fréquentent, ainsi qu'au plomb des autres milieux, ce qui contribue ainsi au bruit de fond environnemental

Milieu	Paramètre	Unité	Étendues d'âge (années)			Références
			6 à < 12	12 à < 60	60 à 84	
Air	Taux d'inhalation	m ³ /j	4,4	6,9	11,6	ESRT (2012), U.S. EPA (2008a)
	Temps passé à l'extérieur	h/j	1,7	1,7	1,7	ESRT (2012)
	Fraction d'absorption pulmonaire	%	50	50	50	NRC (1993)
	Fraction d'air extérieur en air intérieur	%	30	30	30	Valeur par défaut, IEUBK
	Concentration de plomb dans l'air extérieur	µg/m ³	0,0018	0,0018	0,0018	Santé Canada (2013a)
Aliments	Exposition journalière au plomb	µg/j	4,3	3,6	5,5	Santé Canada (2011)
	Biodisponibilité gastro-intestinale	%	50	50	50	ATSDR (2007)
Eau potable	Taux d'ingestion	L/j	0,79	0,73	0,99	ESRT (2012), U.S. EPA (2008a)
	Biodisponibilité gastro-intestinale	%	50	50	50	ATSDR (2007)
	Fraction du taux quotidien d'ingestion applicable à l'école ou à la garderie	%	30	30	30	Deshommes <i>et al.</i> (2016)
	Concentration de plomb dans l'eau de la résidence	µg/l	2	2	2	Santé Canada (2013a) ^A
	Concentration de plomb dans l'EPÉG	µg/l	5, 10, 15, 20, 25 ou 50	5, 10, 15, 20, 25 ou 50	5, 10, 15, 20, 25 ou 50	
Sols et poussières	Taux d'ingestion	g/j	Ajusté	Ajusté	Ajusté	
	Concentration de plomb dans le sol	µg/g	50	50	50	Critère A ^{C,D}
	Concentration de plomb dans les poussières	µg/g	160	160	160	Santé Canada (2013a) ^C
	Biodisponibilité gastro-intestinale	%	26	26	26	Deshommes <i>et al.</i> (2016)
	Fraction du taux d'ingestion attribuable aux poussières	%	50	50	50	ESRT (2012)
Sang maternel ^B	Plombémie de la mère	µg/dL	0,89	0,89	0,89	Santé Canada (2010)

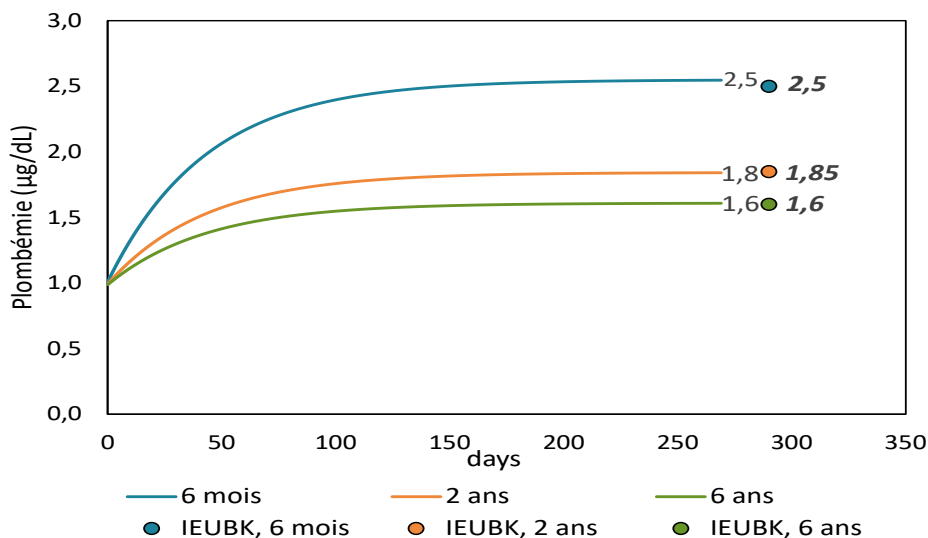
^A La valeur de 5 µg/L est la concentration maximale acceptable proposée par Santé Canada (2017a), celle de 10 µg/L est la norme prescrite dans le Règlement sur la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2018). Les valeurs de 15, de 20, de 25 et de 50 µg/L ont été déterminées de manière arbitraire.

^B Constitue une source d'exposition *in utero* par le cordon ombilical jusqu'à la naissance.

^C Ces paramètres ont été ajustés afin qu'IEUBK génère une plombémie équivalente au bruit de fond du Québec (1 µg/dL).

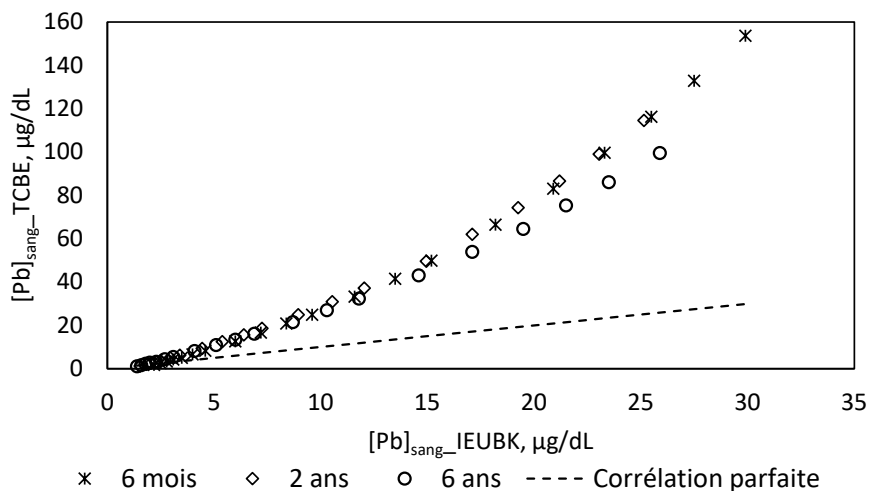
^D Gouvernement du Québec (2017).

Figure 2 Comparaison des plombémies modélisées jusqu'à l'état d'équilibre à l'aide du modèle TCBE avec les plombémies générées à l'aide du modèle IEUBK dans les mêmes conditions d'exposition, pour les enfants de 6 mois, de 2 ans et de 6 ans exposés à 15 µg/L dans l'eau potable des écoles et des garderies



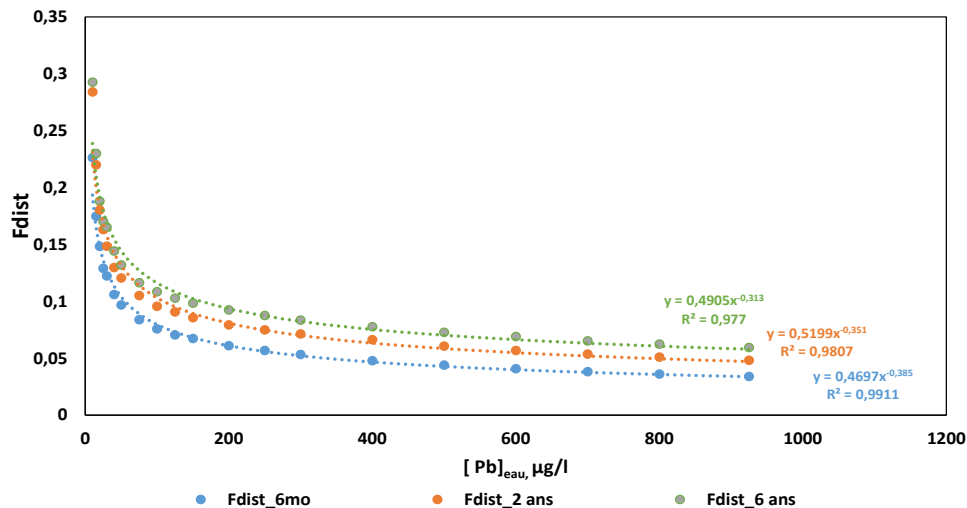
Cependant, ces valeurs initiales de F_{dist} (soit 0,175, 0,22 et 0,23) ne permettent pas de prédire correctement les plombémies pour des concentrations plus élevées dans l'eau potable des écoles et des garderies. En effet, une surestimation de plus en plus importante, par rapport aux prédictions faites à l'aide du modèle IEUBK, des plombémies calculées à l'aide du modèle TCBE est observée à mesure que les concentrations dans l'eau potable des écoles et des garderies augmentent (voir la figure 3).

Figure 3 Prévisions de la plombémie modélisée par le modèle TCBE en fonction de celles modélisées par le modèle IEUBK pour des concentrations croissantes de plomb dans l'eau potable et pour un enfant âgé de 6 mois, de 2 ans et de 6 ans, lorsque F_{dist} prend des valeurs fixes respectives de 0,175, de 0,22 et de 0,23



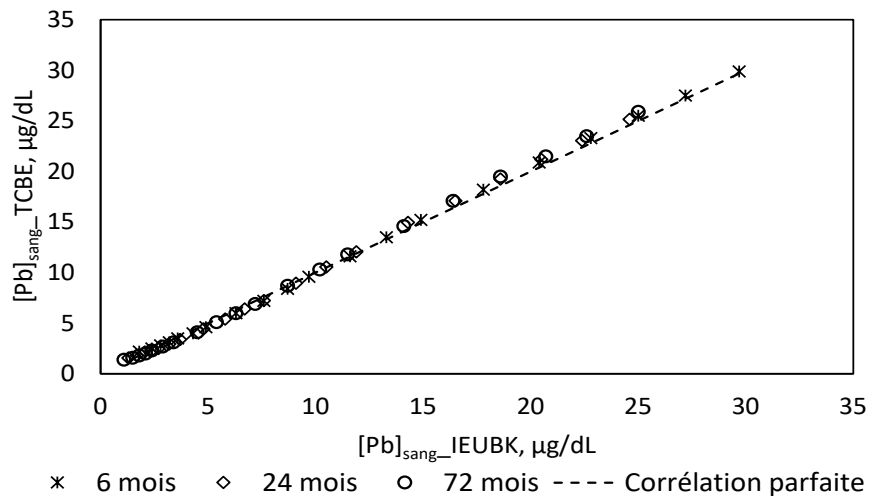
Afin de fournir une estimation juste au moyen du modèle TCBE, il a donc été nécessaire de déterminer des équations permettant d'ajuster la valeur de F_{dist} de manière à ce qu'elle diminue avec l'augmentation de la concentration de plomb dans l'eau. Ces équations reflètent le fait que, à forte concentration dans l'eau, la dose de plomb ingérée est telle que le gradient de concentration du sang vers les os et les tissus mous est plus important qu'à faible concentration. Pour déterminer ces équations, propres à chaque groupe d'âge, des expositions à des concentrations de plomb dans l'eau potable variant de 10 à 925 µg/L ont été simulées tour à tour. En effet, lorsque les valeurs indiquées dans tableau 2 sont attribuées aux autres paramètres du modèle, la concentration de 925 µg/L est la concentration maximale pouvant être prise en compte par le modèle IEUBK pour simuler une plombémie qui demeure en deçà de 30 µg/dL, soit la valeur maximale pour laquelle le modèle a été validé dans la littérature scientifique (Hogan *et al.*, 1998). À chaque simulation, la valeur initiale de F_{dist} a été divisée par le rapport entre la plombémie prédite à l'état l'équilibre à l'aide du modèle TCBE et celle prédite à l'aide du modèle IEUBK dans les mêmes conditions. En fin de compte, cette opération a permis d'obtenir, pour chaque type d'individu, une série de valeurs ajustées de F_{dist} , reliées entre elles par une courbe de régression (voir la figure 4). Ces courbes de régression sont nécessaires pour permettre une prédiction de la plombémie à l'aide du modèle TCBE équivalente à celle obtenue à l'aide du modèle IEUBK pour l'étendue de concentrations de plomb dans l'EPÉG (10 à 925 µg/L). Enfin, les équations de ces courbes ont été déterminées (voir la figure 4), et elles remplacent désormais le paramètre F_{dist} de l'équation 1 du modèle TCBE.

Figure 4 Régression de la valeur de F_{dist} nécessaire à une prédiction adéquate de la plombémie à l'aide du modèle TCBE par rapport à la plombémie calculée à l'aide du modèle IEUBK, en fonction de la concentration de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies pour les trois âges considérés



L'exercice décrit à la figure 3 a été reproduit à l'aide du modèle TCBE final, dans lequel F_{dist} est remplacé par les équations décrites à la figure 4, pour les mêmes concentrations de plomb dans l'EPÉG que celles rapportées au paragraphe précédent. Les résultats de la reproduction de cet exercice sont présentés à la figure 5. Une excellente prévision de la plombémie à l'aide du modèle TCBE est obtenue, sur la base de la comparaison faite avec la plombémie modélisée à l'aide du modèle IEUBK, selon les mêmes conditions d'exposition, et ce, peu importe le groupe d'âge pris en compte. Pour les trois âges considérés, les coefficients de corrélation entre les valeurs prédites à l'aide de ces deux modèles sont supérieurs à 0,99 (données non montrées). Donc, de manière générale, le modèle TCBE semble être un outil prédictif très fiable et utile dans le contexte du présent avis.

Figure 5 Prévisions de la plombémie modélisée par le modèle TCBE en fonction de celle modélisée par le modèle IEUBK pour un enfant de 6 mois, de 2 ans ou de 6 ans, selon des concentrations croissantes de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies et lorsque F_{dist} est calculé avec les équations de la figure 4



Annexe 4

**Concentrations de plomb dans l'eau des écoles
et des garderies du Québec et hors Québec**

Cette annexe dresse le portrait des données recensées au Québec et ailleurs au Canada (voir également le tableau 1 se trouvant au chapitre 3 du présent document).

Données du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC)

Depuis 2013, le Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) du Québec (Gouvernement du Québec, 2018) impose aux responsables d'un système de distribution de plus de 20 personnes de procéder à l'échantillonnage des eaux distribuées. Cet échantillonnage sert à analyser le plomb que ces eaux contiennent (art. 14.1 du RQEP). Le nombre minimal d'échantillons sera fonction de la taille de la population desservie (entre 2 et 50 échantillons). Quant à la période réglementaire pour recueillir les échantillons, elle est fixée du 1^{er} juillet au 1^{er} octobre de chaque année. Lorsque le réseau dessert des établissements d'enseignement ou des établissements dispensant des services à des enfants de 6 ans ou moins, il est prévu qu'au moins un des échantillons sera prélevé dans un tel établissement, sans que cet échantillonnage excède toutefois plus de 10 % du nombre d'échantillons devant être recueillis en tout. De plus, chacun de ces établissements ne doit pas être échantillonné plus d'une fois tous les 5 ans. Dans le cas où le système de distribution ne dessert que des établissements d'enseignement ou des services de garde, le nombre minimal d'échantillons requis pour le contrôle du plomb est un seul échantillon par année.

Selon les données transmises par le MELCC²⁹, pour la période de 2013 à 2016, il a été possible d'identifier 436 écoles ou garderies (respectivement 308 et 128 établissements de chaque groupe) échantillonnées dans le cadre du suivi du plomb dans l'eau potable (prélèvements après 5 minutes d'écoulement) exigé par le RQEP³⁰. Sur 1 919 analyses de plomb, le nombre d'analyses dépassant la norme de 10 µg/L après 5 minutes d'écoulement pour cette période est de 24 pour 15 établissements touchés, ce qui représente 3 % des bâtiments échantillonnés (1,3 % de l'ensemble des analyses). Parmi ces prélèvements, 11 proviennent d'écoles et 4 de garderies, dont une est située en milieu scolaire. Quant aux concentrations hors norme, elles se situent entre 12 et 350 µg/L. Au regard de la nouvelle proposition de Santé Canada, 37 établissements (8,5 %) ont, à au moins une reprise, obtenu une concentration supérieure à 5 µg/L, ce qui représente 3,3 % des analyses. Cependant, ce chiffre serait beaucoup plus élevé si le protocole d'échantillonnage préconisé par Santé Canada était appliqué (prélèvement au hasard sans écoulement).

Données des Directions de santé publique (DSPublique)

La problématique de l'exposition au plomb de populations vulnérables telles que les enfants est connue depuis plusieurs années. Déjà en 1991, Lavoie *et al.* du Centre de toxicologie du Québec avaient constaté, dans le cadre d'un projet de recherche, une exposition élevée au plomb dans certaines garderies de la région de Québec, avec une concentration médiane de 39 µg/L à l'eau de premier jet (189 échantillons; max. à 2 508 µg/L) dans les établissements du réseau de la Ville de Québec comparativement à une concentration médiane de 8 µg/L (84 échantillons; max. à 69 µg/L) dans le secteur de Sainte-Foy. Après 30 secondes d'écoulement, les concentrations chutaient significativement avec des médianes respectives de 4,5 µg/L et de < 1 µg/L.

²⁹ C. Robert, communication personnelle, février 2017.

³⁰ Ces données transmises par le MELCC ne sont pas exhaustives, car il n'y a pas d'obligation réglementaire pour le responsable d'un système de distribution d'eau potable de spécifier si l'échantillon a été prélevé dans une école ou une garderie. Seules les données permettant une telle distinction sont présentées.

En suivi des dépassements de la norme du RQEP concernant le plomb observés dans les écoles et les garderies, un sondage a été réalisé par l'INSPQ au mois de juin 2017 auprès des six DSPublique concernées par les dépassements constatés (douze établissements : neuf écoles de niveau primaire, trois garderies). Le questionnaire rempli par ces DSPublique visait à documenter, entre autres, le nombre d'élèves ou d'enfants pouvant consommer de l'eau aux robinets problématiques, les prélèvements et les analyses additionnels réalisés suivant le résultat hors norme, les mesures correctives mises en place, la diffusion d'informations à la clientèle desservie ou à une autre population et, enfin, la contribution de la DSPublique à la gestion de ce dépassement. Les six DSPublique contactées ont répondu au questionnaire.

Pour deux des écoles, il n'y a pas eu de suivi particulier, car de l'eau embouteillée était déjà distribuée aux élèves. Dans les dix autres établissements, il y a eu nouvel échantillonnage (après 5 minutes d'écoulement ou 4 litres successifs après stagnation de 30 minutes). Le dépassement de la norme a été reconfirmé uniquement dans trois établissements, et la présence de plomb au-dessus de 10 µg/L après une période de stagnation a été observée à cinq robinets (concentration maximale observée à 70 µg/L). Dans l'établissement où une concentration maximale de 350 µg/L avait été observée lors du suivi réglementaire, les analyses effectuées au robinet concerné à la suite du rééchantillonnage, se sont toutes avérées inférieures à 10 µg/L, à l'exception d'une mesure de 15 µg/L au premier litre après stagnation. Un suivi auprès de sept autres robinets de cet établissement a révélé des concentrations inférieures à 1 µg/L après 5 minutes d'écoulement et après stagnation. Il est noté pour deux établissements un lien possible entre la présence de plomb et la réalisation antérieure de travaux sur la tuyauterie.

Par ailleurs, la DSPublique de Montréal a procédé durant l'été 2017 à l'échantillonnage de l'eau de 51 écoles de niveau primaire situées sur son territoire. La méthode d'échantillonnage consistait à effectuer des prélèvements à une fontaine utilisée pour la consommation des enfants du préscolaire – prélèvement aléatoire (*Random Daytime*) au premier jet et après un écoulement d'une minute (Tétreault, Brodeur et Beausoleil, 2017). D'après les analyses, les concentrations de plomb à l'eau de premier jet (moyenne des deux prélèvements de 125 ml) variaient de 0,5 à 20 µg/L, avec une médiane de 4,5 µg/L. Quelques robinets dépassaient la valeur de 10 µg/L (huit robinets), c'est-à-dire qu'il y avait un dépassement dans 16 % des installations échantillonnées. Après une minute d'écoulement, les concentrations de plomb étaient beaucoup plus faibles avec une moyenne de 1,6 µg/L. Aucun échantillon après un écoulement d'une minute ne dépassait 10 µg/L.

Enfin, lors d'un projet de recherche mené au cours de l'été 2017, des concentrations élevées de plomb ont été relevées dans deux écoles de la région de la Capitale-Nationale. Suivant la mesure de telles concentrations, une commission scolaire de cette région a réalisé un échantillonnage extensif de l'ensemble des robinets des établissements concernés. Ainsi, des concentrations excédant 10 µg/L ont été observées à 33 % des robinets échantillonnés après stagnation (concentrations maximales à 535 µg/L), suivant un échantillonnage des premiers litres après stagnation (échantillonnage le matin) de 18 robinets et après écoulement de 5 minutes de ces derniers. Tous les robinets respectaient la norme québécoise de 10 µg/L (J.-F. Duchesne, communication personnelle, juin 2017).

Données de la Ville de Québec

Au cours des étés 2015 et 2016, la Ville de Québec a procédé à la vérification des concentrations de plomb de 29 écoles de son territoire. En tout, la Ville a analysé 174 échantillons. Les six prélèvements effectués au même robinet, soit le robinet situé dans la salle des professeurs de chaque école, étaient réalisés selon le protocole suivant : un prélèvement après 5 minutes d'écoulement, deux

prélèvements après une stagnation de 30 minutes, et un prélèvement après 1 minute, 5 minutes et 15 minutes d'écoulement. Les analyses n'ont révélé aucun dépassement de la norme québécoise relative au plomb. De fait, tous les échantillons recueillis après un écoulement d'une minute ou plus étaient inférieurs à 10 µg/L. Cependant, les prélèvements effectués après une période de stagnation ont permis de déceler des dépassements : six prélèvements étaient supérieurs à 10 µg/L au premier litre après stagnation (concentration maximale à 559 µg/L), et trois prélèvements étaient supérieurs à 10 µg/L au deuxième litre après stagnation (concentration maximale à 40,5 µg/L)³¹. Les établissements scolaires concernés ont été avisés des résultats et devaient corriger la situation le cas échéant. La DSPublique de la Capitale-Nationale a également été informée des dépassements et a contacté la commission scolaire afin de s'assurer qu'un suivi serait fait (J.-F. Duchesne, communication personnelle, juin 2017).

Autres données canadiennes (hors Québec)

Chaire industrielle CRSNG en eau potable

Dans une publication récente, Deshommes *et al.* (2016) ont présenté les résultats des concentrations de plomb dans l'eau potable de grands établissements de quatre provinces canadiennes (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, Ontario et Québec). Il faut noter que, dans cette publication, les données pour la province de Québec représentent moins de 1 % de l'ensemble des prélèvements. Parmi les établissements échantillonnés figuraient des écoles primaires, des écoles secondaires et de niveaux supérieurs, des services de garde et d'autres grands édifices (hôpitaux, centres de détention). Parmi les 4 010 établissements où se trouve la clientèle la plus vulnérable (enfants de 0 à 7 ans), 64 114 analyses ont été effectuées. Le 90^e percentile des analyses de plomb faites sur les prélèvements après 6 heures de stagnation (premier et deuxième litre), après 30 secondes ou 5 minutes d'écoulement et au premier jet après 30 minutes de stagnation, se situe entre 3,0 et 20 µg/L. Aucun prélèvement n'excédait la concentration de 10 µg/L après 5 minutes d'écoulement, qui est la norme québécoise (n = 57). Quelques échantillons ont présenté des concentrations élevées de plomb après stagnation (de quelques centaines ou même de quelques milliers de µg/L). En ce qui a trait aux écoles et aux garderies, les auteurs ont relevé 93 établissements présentant au moins un prélèvement dont la concentration en plomb était élevée à l'eau de premier jet après une stagnation de 30 minutes (> 99^e percentile), avec une étendue de 81 à 3 890 µg/L.

Programme de suivi réglementaire en Ontario

Les écoles et les garderies de l'Ontario sont soumises à un programme obligatoire d'échantillonnage de leur eau potable. Des prélèvements sont donc effectués dans ces établissements à l'eau de premier jet après une stagnation d'au moins 6 heures et après une stagnation d'environ 30 minutes (précédée d'une vidange de 5 minutes). En 2014-2015, sur 6 900 établissements, 1,6 % des écoles et des garderies ne respectaient pas la norme de 10 µg/L après vidange, alors que la proportion de ces établissements ne respectant pas cette norme s'élevait à 6,4 % pour les prélèvements d'eau stagnante (Gouvernement de l'Ontario, 2015).

Programme du Nouveau-Brunswick

Le ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance du Nouveau-Brunswick a mis en œuvre un programme d'évaluation de la qualité de l'eau de toutes les écoles de la province en 2011. Deux échantillons sont prélevés à chaque fontaine après une stagnation de l'eau de 8 à 24 heures : un premier échantillon d'eau de premier jet et un deuxième prélèvement après un écoulement de 30 secondes (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, s.d.). Sur 314 écoles

³¹ F. Proulx, communication personnelle, avril 2017.

échantillonnées, 86 (27 %) avaient des concentrations élevées de plomb (> 10 µg/L) requérant des investigations ou des correctifs (McCluskey et White, webinaire sur la contamination chimique de l'EPÉG, 28 juin 2017). Les données d'échantillonnage transmises à l'INSPQ (près de 4 000 analyses d'eau) par Tim McCluskey (ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance du Nouveau-Brunswick), révèlent, pour les années 2011 et 2012, que 18 % des échantillons présentent une concentration en plomb supérieure à 10 µg/L au premier jet après une stagnation prolongée (moyenne géométrique de 2,29 µg/L), alors que ce pourcentage baisse à 11 % après 30 secondes d'écoulement (moyenne géométrique de 1,7 µg/L). Les résultats indiquent que 3,6 % et 1,3 % des prélèvements de premier jet dépassaient respectivement des concentrations de 50 µg/L et de 100 µg/L. Ces proportions diminuent respectivement à 1 % et à 0,4 % après une vidange de 30 secondes. La concentration maximale observée était de 2 679 µg/L à l'eau de premier jet et de 710 µg/L après un écoulement de 30 secondes.

Programme de suivi en Colombie-Britannique

Le BC Centre for Disease Control a recommandé, en février 2017, de mettre en œuvre un programme provincial d'analyse annuelle de l'eau potable de chaque robinet se trouvant dans les écoles et les garderies (Watchel *et al.*, 2017). Les résultats des analyses réalisées auprès de 477 écoles de divers districts de cette province ont été présentés par Zubel, Clarkson et Tamblyn lors du webinaire sur la contamination chimique de l'EPÉG du 28 juin 2017. Les méthodes d'échantillonnage pouvaient différer d'un district à l'autre. Néanmoins, il est rapporté, selon les secteurs, qu'entre 0 et 52 % des prélèvements de premier jet après stagnation pouvaient excéder la recommandation de 10 µg/L. Après un écoulement prolongé, la proportion de dépassements de cette recommandation était nettement moindre, soit entre 0 et 6 % selon les districts.

Annexe 5

Méthodologies d'échantillonnage du plomb dans les écoles ou les garderies proposées par divers organismes et stratégies de mitigation pour la réduction du plomb dans l'eau potable

Tableau 1 Recommandations d'échantillonnage du plomb dans l'eau des écoles ou des garderies et critères de qualité proposés par divers organismes

Organisme	Protocole d'échantillonnage	Volume de l'échantillon	Norme/recommandation/niveau d'action	Commentaires
Gouvernement du Québec (2018)	<ul style="list-style-type: none"> Prélèvement après 5 minutes d'écoulement 	Pas de spécification	10 µg/L	<ul style="list-style-type: none"> Au moins un des échantillons doit être prélevé dans un établissement scolaire ou dans un établissement où il y a des enfants de 6 ans ou moins, mais ne doit pas excéder 10 % des échantillons devant être prélevés (voir l'art. 14.1. du RQEP). De plus, l'établissement ne doit pas être échantillonné plus d'une fois tous les 5 ans.
Santé Canada (Santé Canada, 2017a)	<ul style="list-style-type: none"> Échantillonnage aléatoire 	Deux prélèvements de 125 ml	5 µg/L	<ul style="list-style-type: none"> Échantillonnage annuel à toutes les fontaines d'eau potable ou à tous les robinets d'eau froide utilisés pour la consommation ou la préparation d'aliments. Moyenne calculée sur les deux prélèvements.
Ministère de l'Environnement de l'Ontario (Gouvernement de l'Ontario, 2017)	<ul style="list-style-type: none"> Premier jet après une stagnation de ≥ 6 h Deuxième prélèvement après une vidange de 5 minutes, après le premier échantillonnage et une stagnation de 30-35 minutes 	1 000 ml	10 µg/L	<ul style="list-style-type: none"> Dans le cas des garderies ou des écoles, au moins une série de deux échantillons d'un litre chacun pour chaque fontaine et chaque robinet doit être prélevée avant le 1^{er} janvier 2020.

Tableau 1 Recommandations d'échantillonnage du plomb dans l'eau des écoles ou des garderies et critères de qualité proposés par divers organismes (suite)

Organisme	Protocole d'échantillonnage	Volume de l'échantillon	Norme/recommandation/niveau d'action	Commentaires
U.S. EPA (2006)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Premier jet après une stagnation de \geq 8-18 h (3Ts program) ▪ Échantillonnage avant toute utilisation de l'eau, mais après un rinçage de 30 secondes 	250 ml	20 μ g/L	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Effectué sur les robinets prioritaires. Un suivi est fait sur les robinets excédant le niveau d'action. ▪ Le <i>Lead and Copper Rule</i> de l'U.S. EPA est actuellement en révision.
Colombie-Britannique (Watchel <i>et al.</i> , 2017)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Doit être représentatif de ce que les élèves consomment (ex. : échantillonnage au premier jet après une stagnation de 30 minutes ou après un écoulement suivant une stagnation de 6 à 8 heures. 	250-1 000 ml	10 μ g/L	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les districts scolaires doivent compléter les tests de teneur en plomb sur tous les points d'eau des écoles une fois tous les 3 ans. Par conséquent, 1/3 (ou 33 %) des écoles d'un district scolaire doivent minimalement être testées chaque année.
Nouveau-Brunswick (Gouvernement du Nouveau-Brunswick, s.d.)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Deux échantillons après stagnation de 8 à 24 heures : premier prélèvement au premier jet; deuxième après 30 secondes d'écoulement 	125 ml	10 μ g/L	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Protocole à l'initiative du ministère de l'Éducation et du Développement de la petite enfance (MEDPE) est fait en collaboration avec les districts scolaires de la province et les ministères de la Santé, de l'Environnement, et de l'Approvisionnement et des Services.

Tableau 2 **Stratégies de mitigation proposées par la U.S. EPA pour réduire le plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies**

Mesures correctives de routine	<ul style="list-style-type: none">■ Nettoyage régulier des aérateurs et enlèvement des débris.■ Utilisation de l'eau froide uniquement pour la préparation des aliments et des boissons.■ Informations transmises aux utilisateurs (étudiants et personnel) sur la nécessité de faire couler l'eau avant de la consommer.■ Poser un avis/une affiche informant que l'eau des lavabos ne devrait pas être consommée.
Mesures intérimaires	<ul style="list-style-type: none">■ Vidange de la tuyauterie de l'établissement chaque matin et, éventuellement, dans la journée (environ 10 minutes ou selon la longueur de la tuyauterie).■ Distribution d'eau embouteillée.■ Condamnation des robinets problématiques.
Mesures permanentes	<ul style="list-style-type: none">■ Remplacement de la robinetterie problématique.■ Utilisation d'un filtre adapté au point d'utilisation.■ Remplacement des conduites en plomb.

Adapté de U.S. EPA (2006).

Tableau 3 Sommaire des stratégies et des actions de mitigation employées à la suite de la détection de concentrations élevées de plomb dans l'eau potable

Stratégies	Actions	Avantages potentiels	Désavantages potentiels
Prévenir le relargage du plomb dans l'eau	Remplacement complet ou partiel des conduites de plomb.	Le remplacement complet des conduites de plomb élimine la source de contamination.	Le coût. Le remplacement partiel des conduites peut augmenter à court ou à long terme les concentrations de plomb dans l'eau en raison des perturbations du système et de la corrosion galvanique. Dans la mesure du possible, la ligne de service complète doit être remplacée.
	Remplacement des raccords et de la plomberie contenant du plomb.	Enlèvement des sources de contamination.	Le coût peut être élevé selon l'étendue de la plomberie à remplacer.
	Contrôle de la corrosion.	La réduction de la corrosivité de l'eau limite le relargage du plomb par les conduites de service en plomb et par les systèmes de plomberie des bâtiments dans la zone desservie par le réseau. Peut également réduire le relargage d'autres métaux, tel le cuivre.	Nécessite un suivi permanent de l'efficacité du traitement. Les effets potentiels associés aux modifications du traitement de l'eau sur le relargage du plomb doivent être évalués.
Réduire la concentration de plomb dans l'eau de consommation, associée au relargage du plomb	Vidange du système de plomberie.	Facile à mettre en œuvre.	Ne traite pas la source de contamination. La fréquence et la durée des vidanges doivent être adaptées au bâtiment et nécessitent un contrôle permanent de l'efficacité de la mesure. Difficile à faire respecter à long terme. Perte de grandes quantités d'eau.
	Utilisation du robinet d'eau froide uniquement.	Facile à mettre en œuvre.	Ne traite pas la source de contamination. Difficile à faire respecter.
Filtrer le plomb de l'eau	Installation du filtre au point d'entrée ou au point d'utilisation.	Facile à mettre en œuvre. Pour traiter les concentrations élevées de plomb, des filtres certifiés peuvent être installés à l'entrée du bâtiment (filtre au point d'entrée) ou à la sortie du robinet (filtre au point d'utilisation).	Les filtres doivent être entretenus et remplacés régulièrement. Une surveillance de l'efficacité des filtres doit être mise en place.

Tableau 3 Sommaire des stratégies et des actions de mitigation employées à la suite de la détection de concentrations élevées de plomb dans l'eau potable (suite)

Stratégies	Actions	Avantages potentiels	Désavantages potentiels
Limiter la consommation d'eau présentant des concentrations élevées de plomb	Mettre hors service les points d'utilisation de l'eau contaminés par le plomb.	Facile à mettre en œuvre.	Ne traite pas la source de contamination. Besoin de fournir d'autres sources d'eau potable.
	Promouvoir et encourager le recours à d'autres sources d'eau (ex. : eau en bouteille).	Facile à mettre en œuvre.	Ne traite pas la source de contamination. Besoin de fournir d'autres sources d'eau potable qui peuvent être coûteuses à long terme. La nécessité de fournir d'autres sources d'eau potable, qui peuvent être coûteuses à long terme, peut augmenter la consommation de boissons à haute teneur en sucre. De plus, la consommation de boissons en bouteille peut générer des déchets de plastique. Enfin, cette stratégie peut imposer un fardeau financier aux individus si aucune autre source d'eau n'est fournie.

Source : Adapté de Levallois *et al.* (2018).

Annexe 6

**Aspects éthiques à considérer pour évaluer
la pertinence de la surveillance systématique du plomb
dans l'eau des écoles et des garderies du Québec**

Tableau 1 Valeurs retenues pour l'analyse éthique de la surveillance des concentrations de plomb dans l'eau potable des écoles et des garderies

Catégorie de valeurs	Valeur	Définition	Application au cas à l'étude
Valeurs de société	Autonomie	Capacité des individus et des communautés à prendre des décisions éclairées grâce à des informations justes et pertinentes.	Les décisions pouvant être prises suivant la détection d'une situation de contamination par le plomb de l'EPÉG relèvent d'autres instances que la santé publique (commissions scolaires, directions d'écoles, comités de parents, etc.). Connaître le niveau de contamination de l'eau distribuée aux enfants (et le comparer à une norme ou à tout autre critère d'action) peut être important pour les différents décideurs, car cette connaissance améliore leur capacité à prendre des décisions éclairées, ce qui augmente leur autonomie. Donc, plus l'option retenue permet d'améliorer l'état des connaissances, plus la valeur d'autonomie est mise de l'avant.
	Équité	Chacun doit avoir la chance d'atteindre son plein potentiel et doit être traité avec une égale considération (réduction des inégalités sociales).	<p>Bien que la détection de concentrations élevées de plomb soit possible, peu importe le type de bâtiment, les données disponibles montrent que ce sont généralement des populations plus défavorisées qui risquent d'être exposées aux diverses sources de plomb; elles sont donc plus vulnérables aux effets du plomb. Ainsi, la détection des sources d'exposition au plomb, en permettant la mise en place éventuelle de mesures de mitigation, constitue un gain potentiel plus important pour les sujets déjà surexposés, ce qui diminue l'inégalité des expositions. Donc, plus l'option retenue permet cette détection, plus la valeur d'équité est respectée.</p> <p>Par ailleurs, le choix du scénario de surveillance de la qualité de l'EPÉG devrait, par souci d'équité envers les populations se trouvant dans des situations de risque accru, être orienté en fonction du risque appréhendé (indication de risque de contamination plus importante, de risque préexistant plus important) et de la capacité à prendre les mesures correctives qui s'imposent.</p>

Tableau 1 Valeurs retenues pour l'analyse éthique de la surveillance des concentrations de plomb dans l'eau des écoles et des garderies (suite)

Catégorie de valeurs	Valeur	Définition	Application au cas à l'étude
Valeurs associées aux finalités de santé publique	Bienfaisance	La mesure proposée doit générer des gains pour la santé des populations exposées.	L'intervention relativement à la qualité de l'eau des écoles, principalement dans le cas où il y a des niveaux de contamination élevée pourrait avoir des effets bénéfiques sur le plan de la santé. Il y a cependant de l'incertitude quant aux effets attendus, sur le plan sanitaire, lors d'expositions modérées. L'ampleur de la bienfaisance associée à chaque scénario de surveillance est aussi fonction des possibilités de mise en place d'interventions de ce type.
	Non-malfaisance	Les effets négatifs des interventions devraient être minimisés.	Les ressources allouées en vue de régler un problème de contamination pourraient être éventuellement plus utiles dans d'autres domaines. Par ailleurs, ces mesures pourraient créer des effets négatifs tels que de l'anxiété chez les élèves, les parents et les professeurs. Dans ce contexte, la non-malfaisance sera inversement proportionnelle au niveau d'interventionnisme qu'implique chaque scénario de surveillance envisagé.
Valeurs professionnelles	Prudence	En cas d'incertitude et de conséquences potentiellement sérieuses si rien n'est fait, des actions peuvent tout de même être prises pour minimiser les risques.	Même s'il y a encore de nombreuses incertitudes sur les effets du plomb à très faibles doses, il est admis que l'enfant en développement est particulièrement vulnérable aux effets neurotoxiques du plomb et qu'aucun seuil d'exposition sans effet n'a été établi. Les effets neurotoxiques à long terme ainsi que les effets irréversibles ne peuvent être exclus (ex. : retard d'apprentissage, troubles de comportement). Même si l'impact de ces effets sur le plan individuel est souvent difficile à mettre en évidence, il peut être non négligeable sur le plan populationnel (proportion d'enfants avec un déficit intellectuel).

Note : Valeurs retenues en s'appuyant sur le *Référentiel de valeurs pour soutenir l'analyse éthique des actions en santé publique* (Filiatrault, Désy et Leclerc, 2015).

Tableau 2 Comparaison de quatre scénarios pour évaluer et gérer les cas de contamination de l'eau potable par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec^A

Critères d'évaluation/Scénarios	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Efficacité pour dépister les cas potentiellement problématiques	<p>Scénario axé sur la conformité avec les normes en vigueur. Le moins sensible pour la détection de problèmes, car peu d'écoles et de garderies sont échantillonnées et, habituellement, un seul prélèvement est fait par établissement et uniquement après 5 minutes.</p> <p>Permet cependant de dépister les cas les plus problématiques entraînant une contamination continue (ex. : présence de conduites en plomb).</p>	<p>Supérieur au scénario 1. Donne une idée générale de la problématique sur un territoire donné et permet d'ajuster les efforts qui suivront sur le plan populationnel.</p> <p>Cependant, ce scénario ne donne pas de réponse ni pour une école donnée ni par robinet (grandes variations des contaminations selon les robinets et selon les temps de stagnation). De plus, il ne tient pas compte des effets de la durée de stagnation (matin ou après 30 minutes dans la journée) pour un robinet spécifique.</p> <p>L'avantage de ce scénario est que plus d'établissements sont concernés et que l'effet de la stagnation est pris en considération. Sa sensibilité est donc plus importante que celle du scénario précédent, mais elle dépend beaucoup du nombre d'établissements sélectionnés.</p>	<p>Plus poussé que le scénario 2, mais uniquement en ce qui concerne les établissements jugés les plus à risque. A l'avantage de donner une réponse pour les établissements considérés (car tous les robinets utilisés sont échantillonnés) et pour les populations potentiellement les plus à risque (enfants d'âge préscolaire) ou les bâtiments les plus à risque (petits et anciens alimentés par une eau très corrosive).</p> <p>De plus, les prélèvements faits après une stagnation contrôlée donnent une meilleure idée des niveaux de contamination par robinet et permettent d'ajuster la correction selon le niveau de contamination.</p> <p>Par contre, ce scénario tient pour acquis le fait qu'il est possible de déterminer <i>a priori</i> des établissements à risque, mais cette façon de faire n'est pas infaillible.</p>	<p>Le plus extensif pour détecter les problèmes. Permet de donner une réponse par école et par garderie ainsi que par robinet.</p> <p>Néanmoins, ne considère pas le temps de stagnation de l'eau dans la tuyauterie, qui influence le relargage du plomb.</p>

^A Ces scénarios ont semblé les plus plausibles et contrastants, mais d'autres scénarios pourraient être comparés en utilisant les mêmes critères de comparaison.

Tableau 2 Comparaison de quatre scénarios pour évaluer et gérer les cas de contamination de l'eau potable par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec (suite)

Critères d'évaluation/Scénarios	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Efficacité pour dépister les cas potentiellement problématiques (suite)				Un scénario moindre pourrait être un assouplissement de la période allouée pour procéder aux échantillonnages (comme c'est le cas dans d'autres provinces canadiennes) afin de permettre aux responsables de procéder à l'échantillonnage de l'ensemble des écoles et des garderies non pas au cours d'une année, mais, par exemple, sur une période de 3 ans.
Efficienc e pour régler les cas problématiques (atteinte des objectifs avec un bon rapport coûts/bénéfices)	Peu coûteux, mais pour des bénéfices probablement faibles (puisque sa capacité à détecter les cas de contamination est faible).	Son efficience pour détecter et régler l'ensemble des cas de contamination de l'eau est probablement faible, puisque ce scénario ne couvre qu'un échantillon d'écoles/de garderies et de robinets. Il ne donne pas de réponse précise pour des robinets particuliers ni pour des écoles particulières (sa validité est basée sur une inférence statistique à partir des résultats obtenus pour un échantillon).	Son efficience est <i>a priori</i> supérieure au scénario 4, puisque ce scénario s'intéresse aux situations les plus à risque, mais cela pourrait être confirmé par une étude pilote. En effet, même s'il se concentre sur des groupes et des bâtiments possiblement plus à risque, ce scénario touche un nombre plus limité de personnes. De plus, le groupe des jeunes enfants en milieu scolaire n'est pas concerné.	<i>A priori</i> , l'efficience sera plus faible qu'avec les scénarios 2 et 3 (coûts augmentent pour un gain limité). Par contre, l'utilisation d'un scénario moindre (étalement sur 3 ans pour procéder au dépistage) pourrait rendre ce scénario plus efficient.

Tableau 2 Comparaison de quatre scénarios pour évaluer et gérer les cas de contamination de l'eau potable par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec (suite)

Critères d'évaluation/Scénarios	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Efficienc e pour régler les cas problématiques (atteinte des objectifs avec un bon rapport coûts/bénéfices) (suite)		Ce scénario est par contre probablement plus efficient (selon la taille des échantillons requis) pour détecter, sur une base populationnelle, une situation ayant un impact notable sur la santé des enfants d'un territoire donné.		
Conformité avec les normes en vigueur	Oui, actuellement pour le Québec	Non	Non	Oui, avec la recommandation de Santé Canada
Valeurs principales sur le plan éthique (voir le tableau précédent pour les détails)				
Autonomie	-	+	++	+++
Bienfaisance	-	+	++	+++
Non-malfaisance	+++	++	+	±
Équité	-	+	++	+++
Prudence	-	+	++	+++

Tableau 2 Comparaison de quatre scénarios pour évaluer et gérer les cas de contamination de l'eau potable par le plomb dans les écoles et les garderies du Québec (suite)

Critères d'évaluation	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Développement durable (économie d'eau et impact minimal sur l'environnement)	Peu difficile à respecter, très peu d'établissements touchés.	Fort probablement acceptable compte tenu du peu d'établissements touchés.	Dépend des mesures correctives retenues (vidange nécessaire de la tuyauterie) pour régler les problèmes de contamination après une stagnation. Peut poser problème s'il y a beaucoup d'écoulements d'eau et utilisation éventuelle de bouteilles d'eau et de filtres. Par contre, des mesures plus définitives (enlèvement des sources de plomb) peuvent être envisagées si problème important.	Dépend des mesures correctives retenues (vidange nécessaire de la tuyauterie) pour régler les problèmes de contamination après une stagnation. Peut poser problème s'il y a beaucoup d'écoulements d'eau et utilisation éventuelle de bouteilles d'eau et de filtres. Par contre, des mesures plus définitives (enlèvement des sources de plomb) peuvent être envisagées si problème important.

Scénario 1 *Statu quo* (réglementation québécoise actuelle) : après 5 minutes d'écoulement, un robinet par établissement.

Scénario 2 Échantillonnage proposé par la DSPublique de Montréal, mais amélioré pour inclure les garderies : un prélèvement par établissement dans un échantillon d'écoles et de garderies, pris au hasard dans la journée (au point d'eau le plus utilisé par les enfants) et après un écoulement de 30 secondes.

Scénario 3 Échantillonnage dans les établissements jugés à plus haut risque : population plus vulnérable à cause de l'âge des enfants concernés et considération des caractéristiques des bâtiments (âge et possibilité de conduites en plomb), ou de l'agressivité de l'eau distribuée. Tous les points d'eau utilisés par les enfants des garderies et des écoles maternelles : prélèvements de premier jet le matin et après une stagnation de 30 minutes (le nombre d'écoles et de garderies reste à définir).

Scénario 4 Scénario proposé par Santé Canada : tous les points d'eau utilisés par les enfants des écoles et des garderies, prélèvements pris au hasard dans la journée et sans écoulement.

www.inspq.qc.ca