

Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2018

sur l'imprégnation au plomb, au
cadmium et à l'arsenic des jeunes
enfants du quartier Notre-Dame
de Rouyn-Noranda

Septembre 2019

Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue,
unité de santé environnementale



Québec 

Auteur

Frédéric Bilodeau, Ph. D, conseiller en santé environnementale
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

Réviseurs

Stéphane Bessette, M. Env., chef d'équipe et conseiller en santé environnementale
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

Daniel Proulx, Ph. D., professionnel en surveillance et coordonnateur de l'étude de biosurveillance
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

Collaborateurs

Omobola Sobanjo, M.D., MPH, CCFP, FRCPC, médecin-conseil
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

Mélanie Lemire, Ph. D, professeure agrégée sous octroi
Faculté de médecine, Université Laval

Avec le soutien du groupe scientifique sur la biosurveillance de l'INSPQ sous la coordination de Michelle Gagné, M. Sc.,
Conseillère scientifique en évaluation des risques toxicologiques, Institut national de santé publique du Québec,
190, boul. Crémazie Est, Montréal (Québec) H2P 1E2

Sous la direction de

Lyse Landry, M.D., directrice de santé publique
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

Mise en page

Daniel Proulx, Ph. D., professionnel en surveillance et coordonnateur de l'étude de biosurveillance
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

Révision

Annette Picard, agente administrative
Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

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 de la Direction de santé publique du Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

Dépôt légal – 3^e trimestre 2019 Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN 978-2-550-85043-4 (Imprimé)
ISBN 978-2-550-85044-1 (PDF)

**Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne
2018 sur l'imprégnation au plomb, au cadmium et à l'arsenic
des jeunes enfants du quartier Notre-Dame de
Rouyn-Noranda**

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTES DES ACRONYMES	IX
LEXIQUE	XI
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Objectifs de l'étude	3
1.2 Plomb.....	3
1.2.1 Études passées	3
1.2.2 Modification du seuil MADO	4
1.2.3 Effets à la santé.....	4
1.2.4 Sources d'exposition au plomb	4
1.2.5 Concentrations de plomb dans le quartier Notre-Dame	5
1.2.6 Déclenchement de l'enquête épidémiologique	5
1.3 Cadmium	9
1.3.1 Concentrations de cadmium dans le quartier Notre-Dame.....	9
1.3.2 Sources d'exposition au cadmium et effets à la santé.....	9
1.3.3 Inclusion du cadmium dans l'étude de biosurveillance	9
1.4 Arsenic	13
1.4.1 Premier plan de réduction de l'arsenic.....	13
1.4.2 Étude de biosurveillance de 2005-2006.....	13
1.4.3 Deuxième plan de réduction de l'arsenic et position de la DSPu	14
1.4.4 Concentrations d'arsenic dans le quartier Notre-Dame.....	14
1.4.5 Sources d'exposition à l'arsenic.....	15
1.4.6 Effets à la santé.....	15
1.4.7 Inclusion du volet arsenic dans l'étude de biosurveillance	16
2. MÉTHODOLOGIE.....	19
2.1 Population cible.....	19
2.2 Population à l'étude	19
2.3 Population témoin	19
2.4 Recrutement	19
2.5 Considérations éthiques	20
2.6 Consentement	20
2.7 Questionnaire	21
2.8 Mesures anthropométriques, prises de sang et échantillonnage des ongles	21
2.9 Seuils d'intervention	22
2.9.1 Plomb.....	22
2.9.2 Cadmium	22
2.9.3 Arsenic.....	23
2.10 Échantillonnage des sols	23

2.11 Échantillonnage de poussières intérieures	23
3. ANALYSES STATISTIQUES	25
3.1 Méthodes.....	25
3.2 Covariables analysées.....	25
3.3 Traitement des données.....	26
4. RÉSULTATS.....	27
4.1 Description de la population.....	27
4.2 Résultats généraux de l'imprégnation des enfants du quartier Notre-Dame et d'Amos au plomb, au cadmium et à l'arsenic.....	28
4.3 Plomb sanguin.....	29
4.3.1 Distribution spatiale des résultats de plombémies.....	32
4.4 Cadmium sanguin	34
4.5 Arsenic unguéal	36
4.5.1 Distribution spatiale des résultats d'arsenic unguéal	38
4.6 Poussières intérieures.....	40
4.7 Sols	40
5. DISCUSSION.....	45
5.1 Plomb.....	45
5.1.1 Sources d'exposition	45
5.2 Cadmium	46
5.3 Arsenic	46
5.3.1 Exposition à l'arsenic des enfants d'âges préscolaires du QND	46
5.3.2 Sources d'exposition	48
5.3.3 Évaluation du risque cancérigène à partir de l'approche théorique du risque unitaire.....	50
5.3.4 Limites entourant l'utilisation de l'approche du risque unitaire	51
5.4 Synergie entre les contaminants.....	53
5.5 Limites de l'étude	53
6. CONCLUSION	55
6.1 Retour sur les résultats	55
6.2 Recommandations	56
6.2.1 Recommandation sur la qualité de l'air	56
6.2.2 Recommandation sur le seuil de restauration des sols pour l'arsenic.....	57
6.2.3 Recommandations générales	57
6.3 Suites de l'étude.....	58
7. RÉFÉRENCES.....	59

ANNEXES	71
1. Variabilité des mesures d'arsenic des stations 8006 et 8045 de 1990 à 2018	73
2. Gestes simples pour réduire l'exposition des enfants	75
3. Questionnaire de contrôle des sources environnementales de plomb, de cadmium et d'arsenic	77
4. Résultats détaillés des analyses statistiques	87
5. Figure tirée d'une monographie du Centre international de recherche sur le cancer (IARC 2016).	95

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Emplacement du quartier Notre-Dame par rapport à Glencore Fonderie Horne.....	2
Figure 2 : Localisation des jauges à poussières et des échantillonneurs à haut débit dans le quartier Notre-Dame	6
Figure 3 : Concentrations de plomb dans l'air mesurées aux stations 8006, 8045 et 8049 de 1990 à 2018 comparées à la norme du RAA du MELCC	7
Figure 4 : Retombées atmosphériques de plomb mesurées aux stations de l'axe est-ouest de 2000 à 2017 comparées à la norme allemande de déposition atmosphérique de 100 µg/m ² /jr.	8
Figure 5 : Concentrations de cadmium dans l'air mesurées aux stations 8006, 8045 et 8049 de 1990 à 2018 comparées à la norme du RAA	11
Figure 6 : Retombées de cadmium atmosphérique mesurées aux stations de l'axe est-ouest de 2000 à 2017 comparées à la norme allemande de 2 µg/m ² /jr.....	12
Figure 7 : Concentrations d'arsenic dans l'air mesurées aux stations 8006, 8045 et 8049 de 1990 à 2018 comparées à la norme du RAA du MELCC, à la cible actuelle et à la cible à atteindre en 2021 de l'attestation d'assainissement de Glencore Fonderie Horne	17
Figure 8 : Retombées d'arsenic atmosphérique mesurées aux stations de l'axe est-ouest de 2000 à 2017 comparées à la norme allemande de 4 µg/m ² /jr.....	18
Figure 9 : Moyennes arithmétiques des plombémies mesurées lors des campagnes de biosurveillance menées dans le quartier Notre-Dame de 1979 à 2018.....	30
Figure 10 : Plombémies mesurées chez les enfants du QND comparées au seuil MAD0 de 50 µg/L (ligne rouge), au seuil préventif de la DSPu de 20 µg/L (ligne orange) et à la moyenne géométrique canadienne de 6,7 µg/L de 2014-2015 (ligne verte).	31
Figure 11 : Distribution spatiale des plombémies dans le quartier Notre-Dame. La fonderie Horne se trouve en haut du graphique, soit au Nord	33
Figure 12 : Concentrations de cadmium sanguin mesurées chez les enfants du QND comparées au seuil MAD0 (rouge) et à la moyenne canadienne de 0,082 µg/L de 2014-2015 (vert).	35
Figure 13 : Comparaison des concentrations d'arsenic unguéal (µg/g) chez les enfants d'Amos et du quartier Notre-Dame.	37
Figure 14 : Distribution spatiale des résultats d'arsenic unguéal	39
Figure 15 : Concentrations de plomb mesurées dans les sols échantillonnés sur les terrains du quartier Notre-Dame en comparaison avec le seuil de restauration de 500 ppm.....	41
Figure 16 : Concentrations de cadmium mesurées dans les sols échantillonnés sur les terrains du quartier Notre-Dame en comparaison avec le critère de 5 ppm du RPRT (rouge).	42
Figure 17 : Concentrations d'arsenic mesurées dans les sols échantillonnés sur les terrains du quartier Notre-Dame en comparaison avec le critère de 30 ppm du RPRT (orange) et le seuil de restauration de 100 ppm (rouge)	43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Statistiques descriptives des données sociodémographiques et anthropométriques des participants à l'étude	27
Tableau 2 : Distribution des données de plombémies, de cadmium sanguin ($\mu\text{g/L}$) et d'arsenic unguéal ($\mu\text{g/g}$) de la population témoin d'Amos et du quartier Notre-Dame	28
Tableau 3 : Concentrations de métaux mesurées dans les deux principales pièces (P1 et P2) où les enfants passent la majorité de leur temps (pour les 32 habitations échantillonnées).....	40
Tableau 4 : Seuils d'arsenic atmosphérique proposés par divers organismes internationaux	52

LISTE DES ACRONYMES

ACC : Arséniate de cuivre chromaté

AICc : Critère d'information d'Akaike pour petit échantillon

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BEST : Bureau d'étude sur les substances toxiques

CEAEQ : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

CESP : Comité d'éthique de santé publique

CISSSAT : Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

CPE : Centre de la petite enfance

CTQ : Centre de toxicologie du Québec

DSPu : Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue

FDA : Food and Drug Administration

IARC : International Agency for Research on Cancer

ICP-MS : Spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif

INSPQ : Institut national de santé publique du Québec

IRSST : Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en Sécurité du travail

LD : Limite de détection du laboratoire

LOAEC : Lowest Observable Adverse Effect Concentration

MA : Moyenne arithmétique

MADO : Maladies à déclaration obligatoire

MDDEP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

MELCC : Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

MSSS : Ministère de la Santé et des Services sociaux

MG : Moyenne géométrique

MRC : Municipalité régionale de comté

OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment

OMS : Organisation mondiale de la santé

PPM : parties par million

QND : Quartier Notre-Dame, aussi nommé quartier Noranda ou vieux Noranda.

LISTE DES ACRONYMES (SUITE)

RAMQ : Régie de l'assurance-maladie du Québec

RAA : Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

RPRT : Règlement québécois sur la protection et la réhabilitation des terrains

SARDO : Système d'archivage des données d'oncologie

TA Luft : Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft

U.S. EPA : United States Environmental Protection Agency

VIF : Facteur d'inflation de la variance

WHO : World Health Organization

LEXIQUE

Acteurs clés : Organismes ou leurs représentants responsables du processus d'évaluation et de gestion du risque en raison de leurs fonctions. Cela inclut les acteurs de premier niveau, soit des instances publiques qui ont une responsabilité légale d'une part et les autres acteurs clés publics ou privés d'autre part (INSPQ, 2016).

Biosurveillance : La biosurveillance consiste en la mesure des concentrations de composés chimiques ou de leurs biomarqueurs dans le corps humain, plus particulièrement dans les matrices biologiques comme le sang, les ongles, les cheveux et l'urine (INSPQ, 2017a).

Émissions diffuses et fugitives : Elles correspondent aux émissions atmosphériques gazeuses (*puffs*) ou particulaires qui ne proviennent pas des cheminées principales de la fonderie Horne, mais d'un ensemble de petites sources diffuses, comme les événements de toit au-dessus du réacteur, de l'allée des convertisseurs et des fours à anodes, l'aire de refroidissement et de manutention de la scorie, les poussières de concentré, etc. (Gagné, 2009).

Enquête épidémiologique : Étude visant à évaluer la distribution des maladies d'origine biologique ou chimique et des facteurs qui y contribuent sur les populations humaines. Un directeur de santé publique peut procéder à une enquête épidémiologique dans toute situation où il a des motifs sérieux de croire que la santé de la population est menacée ou pourrait l'être¹.

Imprégnation : Concentrations de contaminants, tels que le plomb, le cadmium ou l'arsenic, mesurées dans l'organisme d'individus exposés au bruit de fond environnemental (INSPQ, 2017a), c'est-à-dire aux contaminants présents dans l'environnement.

Ingestion de sol : Réfère autant aux granulats ou poussières qui pourraient volontairement être portés par un enfant à sa bouche, qu'aux résidus se trouvant sur les mains de l'enfant à la suite d'un contact avec ce sol et ingérés involontairement par ce dernier en portant ses mains à sa bouche.

Panache : Courant aérien identifiable ayant une température ou une composition différente de celle de l'air environnant (exemple : panache de fumée sortant d'une cheminée²).

Parties prenantes : Groupes organisés ou non, organismes ou leurs représentants qui sont concernés par un même risque en tant qu'acteurs clés ou comme parties affectées ou intéressées (INSPQ, 2016).

Précaution : Selon la *Loi sur le développement durable*² : « précaution » : lorsqu'il y a un risque de dommage grave ou irréversible, l'absence de certitude scientifique complète ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir une dégradation de l'environnement.

Le principe de précaution vise à permettre aux décideurs de prendre des mesures de protection lorsque les preuves scientifiques relatives à un danger pour l'environnement ou la santé humaine sont incertaines et que les enjeux sont importants (EPRS, 2015).

¹ <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/S-2.2>, art. 96.

² http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=26516313

LEXIQUE (SUITE)

Prévention : Selon la *Loi sur le développement durable*³ : « prévention » indique qu'en présence d'un risque connu, des actions de prévention, d'atténuation et de correction doivent être mis en place, en priorité à la source.

Prudence : La prudence se traduit par la précaution dans le cas de risques potentiels et par la prévention dans le cas de risques avérés (INSPQ, 2016).

Risque unitaire : Niveau de risque (probabilité d'apparition d'un effet) correspondant à une exposition à une concentration moyenne de 1 µg/m³ durant toute une vie (Walsh et al., 2004).

Surexposition : Exposition plus grande à une substance ou un contaminant à ce que l'on peut s'attendre dans la population générale.

³ <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cs/D-8.1.1>, art. 6.

1 INTRODUCTION

En activité depuis 1927, la fonderie Horne (actuellement Glencore Fonderie Horne) située à Rouyn-Noranda en Abitibi-Témiscamingue est la seule usine de traitement du cuivre au Canada⁴. La ville s'étant historiquement développée autour de la fonderie, le quartier résidentiel Notre-Dame (aussi nommé Noranda), dont les premières maisons sont situées à environ 100 mètres des installations de l'usine (Figure 1), abrite plusieurs familles avec des enfants en bas âge. Pour produire des anodes de cuivre, l'usine est alimentée par des concentrés (issus de minerais) et des matières électroniques récupérées. Ces intrants contiennent des impuretés (ex. : plomb, cadmium, arsenic, soufre, etc.) en concentration variable.

La Fonderie a des rejets atmosphériques sous forme d'émissions aux cheminées ainsi que des émissions diffuses et fugitives[⋈]. Ces dernières proviennent notamment des événements de toit des bâtiments ou elles sont liées à l'entreposage du matériel, à sa manipulation ou à son transport sur le site. Considérant la proximité du quartier Notre-Dame (QND) avec l'usine et sa position par rapport au vent dominant provenant du nord-ouest (MDDEP, 2002), la population résidant dans le QND est plus susceptible d'être exposée aux émissions diffuses et fugitives générées par cette industrie qu'aux panaches[⋈] provenant des cheminées (Gagné, 2009). On ne peut toutefois exclure que les panaches des cheminées puissent se rabattre sur le quartier lorsque les conditions météorologiques y sont favorables. Ces éléments expliquent pourquoi la santé publique y a conduit plusieurs études de biosurveillance[⋈].

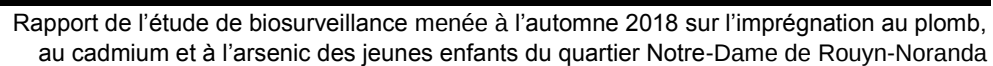
Dès la fin des années 70, le Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST, 1979) du Gouvernement du Québec a démontré que les jeunes enfants de ce quartier étaient à risque de surexposition[⋈] à trois métaux dont les effets sur la santé sont reconnus : le plomb, l'arsenic et le cadmium (ATSDR 2007a; ATSDR, 2007b; Lauwerys et al., 2007; ATSDR, 2012). De 1989 à 1999, quatre campagnes de biosurveillance ont été menées par la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue (DSPu) afin de mesurer les concentrations de plomb sanguin (plombémies) chez les enfants du quartier (Létourneau et Gagné, 1992 ; Gagné, 2000). En 2005-2006, la DSPu a mesuré à cinq reprises les concentrations d'arsenic urinaire auprès de la population du QND (Gagné, 2007). À ces études se sont ajoutées depuis 1990, des campagnes d'échantillonnage périodique des sols du quartier ainsi que des actions pour la restauration de ceux-ci. Les critères de restauration des sols appliqués dans le quartier Notre-Dame par l'entreprise et la DSPu sont de 500 parties par million (ppm) pour le plomb et de 100 ppm pour l'arsenic. Cet assainissement périodique des sols a permis notamment de réduire l'exposition des jeunes enfants par l'entremise du contact avec le sol.

En dépit des gains obtenus, les concentrations atmosphériques de plomb, de cadmium et d'arsenic mesurées actuellement dans le quartier Notre-Dame demeurent élevées et font persister des préoccupations de santé publique à l'égard de l'imprégnation[⋈] de la population à ces contaminants.

⁴ <http://www.fonderiehorne.ca/fr/Pages/home.aspx>

[⋈] À la première occurrence d'un mot défini dans le lexique, celui-ci est suivi d'un aleph (⋈).

2



Dans le cadre de son mandat de protection de la santé de la population, ces préoccupations ont conduit la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue à mener une étude de biosurveillance auprès des jeunes enfants de 9 mois à moins de 6 ans résidant dans le quartier Notre-Dame à l'automne 2018. Ce rapport présente les résultats de cette étude portant sur l'imprégnation des jeunes enfants à trois contaminants : le plomb, le cadmium et l'arsenic⁵.

1.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Les objectifs poursuivis par la DSPu dans cette étude sont les suivants :

1. Vérifier si les plombémies des enfants de 9 mois à moins de 6 ans du quartier Notre-Dame représentent un risque pour leur santé.
2. Documenter les concentrations sanguines de cadmium chez ces mêmes enfants afin de vérifier si elles représentent un risque pour leur santé.
3. Vérifier si les concentrations d'arsenic observable dans les ongles de ces enfants sont significativement plus élevées que celles retrouvées chez des enfants du même âge et représentatives d'une population non exposée à des sources industrielles d'arsenic en Abitibi-Témiscamingue.
4. Vérifier s'il existe une association entre l'imprégnation des jeunes enfants au plomb, au cadmium et à l'arsenic, les concentrations de ces métaux dans les sols (correspondant à l'aire de jeux extérieure de chaque enfant participant) et les poussières intérieures⁶.

1.2 PLOMB

1.2.1 Études passées

Entre 1979 et 1999, cinq campagnes d'évaluation des plombémies ont été menées par la DSPu auprès des jeunes enfants du quartier Notre-Dame (Gagné, 2000). Durant ces deux décennies, une diminution importante des plombémies a été observée (Gagné, 2000). À titre informatif, à partir de 1990, et ce, dans l'objectif d'abaisser les plombémies chez les jeunes enfants, un seuil de restauration des sols du quartier Notre-Dame de 500 parties par million (ppm) de plomb⁷ a été fixé par la DSPu. L'application de ce seuil et les actions de restauration qui en ont découlé dans le quartier Notre-Dame, combinées avec les efforts de l'entreprise pour réduire ses émissions atmosphériques ont vraisemblablement contribué à la diminution des plombémies observée⁸ au cours des années 90 (Gagné, 2000). En 1999, la majorité des enfants avaient des plombémies en dessous de 100 µg de plomb par litre de sang (100 µg/L), soit le seuil recommandé à l'époque par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ, 2004). Les moyennes géométriques (MG) et arithmétiques (MA) mesurées lors de cette campagne étaient respectivement de 49,5 µg/L et de 55,2 µg/L. Néanmoins, à cette date, 6 % des enfants participant à l'enquête

⁵ Afin de ne pas alourdir le document, les outils et les protocoles développés pour mener à terme cette étude ont été inclus en annexe.

⁶ « Durant la période estivale (avril à octobre inclusivement, soit 7 mois), on considère que les poussières intérieures sont composées de 50 % de sol de surface contaminé et de 50 % de sources intérieures supposées non contaminées par l'environnement extérieur étudié. Durant la période hivernale (novembre à mars), les sols sont considérés gelés ou recouverts de neige, et l'apport de sol à l'intérieur est donc supposé nul (MSSS, 2002) » (INSPQ, 2005).

⁷ Les archives consultées indiquent que le seuil de 500 ppm s'appuie sur les recommandations de 1986 de la Commission royale d'enquête du Canada sur le plomb.

⁸ Voir la « Figure 9 : Moyennes arithmétiques des plombémies mesurées lors des campagnes de biosurveillance menées dans le quartier Notre-Dame de 1979 à 2018 ».

présentaient des plombémies supérieures au seuil de 100 µg/L et la majorité de ceux-ci résidaient dans le secteur du quartier Notre-Dame situé le plus près de la fonderie.

1.2.2 Modification du seuil MADO

Au Québec, dans le recueil des définitions nosologiques pour les maladies à déclaration obligatoire d'origine chimique ou physique (MADO) mis en vigueur en janvier 2017, le seuil de déclaration obligatoire du sanguin à l'égard des enfants de 0 à 11 ans est passé de 0,5 µmol/L (100 µg/L) à 0,25 µmol/L (50 µg/L) (MSSS, 2017). Ce nouveau seuil est d'ailleurs concordant avec le seuil d'intervention de 50 µg/L qui est utilisé par le Centers for Disease Control and Prevention des États-Unis (CDC, 2019) et la Western Australian Health pour les enfants de moins de 5 ans (Taylor et al., 2012). À noter que lorsqu'un seuil MADO est dépassé, on reconnaît au Québec qu'il s'agit d'une intoxication à un agent biologique, chimique ou physique susceptible de représenter un risque de survenue d'autres cas au sein de la population si sa présence n'est pas contrôlée dans l'environnement de la personne atteinte⁹¹⁰.

Nonobstant le seuil MADO du Québec, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (WHO, 2010) reconnaît que des dommages neurodéveloppementaux peuvent survenir à des plombémies inférieures à 50 µg/L. En 2010, le ministère fédéral de l'Environnement de l'Allemagne a quant à lui établi un seuil d'intervention à 35 µg/L (Wilhelm et al., 2010).

1.2.3 Effets à la santé

L'exposition au plomb peut affecter le développement du cerveau et du système nerveux central, peut occasionner des problèmes auditifs et cognitifs, tels qu'une diminution du quotient intellectuel et peut entraîner des changements comportementaux, un déficit de l'attention, de l'hyperactivité, de la dépression ou de l'anxiété (Needleman, 2004; ATSDR, 2007a; Lauwerys et al., 2007; NTP, 2012; Taylor et al., 2012). Bien que la demi-vie du plomb dans le sang soit d'environ 36 jours (Chamberlain et al., 1975; Rabinowitz et al., 1976), le plomb s'accumule également dans les os et les dents et peut être réintroduit dans le sang lors du vieillissement et la réduction de la masse osseuse. La demi-vie du plomb accumulé dans les os est d'environ 27 ans (Rabinowitz et al., 1976).

La *United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA, 2012) et Santé Canada (2013) estiment qu'il y a suffisamment de preuves démontrant des effets à la santé pour des plombémies en deçà de 50 µg/L et soulignent que des effets ont été associés à des plombémies aussi basses que 20 µg/L. À cela s'ajoute le fait que la littérature scientifique récente suggère que des effets à la santé sont observés à des niveaux de plombémie inférieurs à 20 µg/L (Taylor et al., 2012; Taylor, 2015).

1.2.4 Sources d'exposition au plomb

À l'époque, l'essence, la peinture et la tuyauterie constituaient des sources d'exposition au plomb pour la population canadienne. Depuis 1990, on ne retrouve plus de plomb dans l'essence au Canada. Les concentrations de plomb dans la peinture pour usage résidentiel ont également substantiellement été réduites. L'ensemble de la population, mais particulièrement les jeunes enfants, peut toutefois être exposée au plomb provenant des vieilles peintures extérieures et

⁹ <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/S-2.2.%20r.%201>

¹⁰ Le seuil MADO est un seuil d'intervention pour les autorités de santé publique à des fins populationnelles. Il n'est pas utilisé à des fins diagnostiques.

intérieures qui s'écaillent (Santé Canada, 2017). À certains endroits, on retrouve encore des conduites d'eau potable ou des éléments de tuyauterie contenant du plomb, ce qui peut constituer une source notable d'exposition (INSPQ, 2019). Le tabagisme constitue également une source d'exposition au plomb (Santé Canada, 2017). L'usage de munitions contenant du plomb lors d'activités de chasse ou de tir intérieur et extérieur, ainsi que la consommation de gibier contenant des fragments de munitions au plomb peut aussi contribuer à l'exposition au plomb (CNESST, 2003; INSPQ, 2015). Finalement les émissions de plomb provenant d'activités industrielles, particulièrement celles provenant de fonderies de métaux, peuvent contribuer de façon significative à l'exposition des populations avoisinantes (ATSDR, 2007a).

1.2.5 Concentrations de plomb dans le quartier Notre-Dame

Le suivi des émissions atmosphériques de plomb se fait depuis octobre 1990 à l'aide d'échantillonneurs à haut débit (aussi appelés « hi-vol »). En 2018, la moyenne annuelle des concentrations atmosphériques de plomb mesurée était de $0,607 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui constitue une diminution comparée aux données du passé, mais demeure six fois plus élevé que le seuil provincial du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figure 3).

Les retombées de plomb au sol (aussi appelées retombées atmosphériques) sont également suivies depuis 1990 à l'aide de jauges à poussières (la position des stations peut être visualisée à la Figure 2). La même tendance peut être observée au niveau des retombées atmosphériques au sol (Figure 4). Malgré une diminution dans le temps, la moyenne annuelle la plus élevée mesurée dans le quartier en 2017 était de $360,9 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jr}$ à la station QND3, soit 3,6 fois plus que le seuil de $100 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ proposé par l'Allemagne (TA Luft, 2002), le gouvernement du Queensland en Australie (tiré de Taylor, 2015) et la Suisse (European Commission, 1997)¹¹.

1.2.6 Déclenchement de l'enquête épidémiologique

La prise en considération de l'évolution des connaissances sur les effets délétères du plomb sur la santé, de l'abaissement récent du seuil de déclaration obligatoire du plomb pour les enfants et les résultats des plombémies de 1999 laisse supposer que la santé de certains enfants du quartier Notre-Dame puisse être affectée. Les concentrations élevées de plomb atmosphérique et les retombées de plomb au sol mesurées aux stations d'échantillonnage dans ce quartier supportent également cette hypothèse.

Ce contexte particulier a mené la directrice de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue à déclencher une enquête épidémiologique* au sens de la Loi sur la santé publique (art. 96) et à planifier une nouvelle campagne d'évaluation des plombémies chez les enfants de 9 mois à moins de 6 ans du quartier Notre-Dame à l'automne 2018.

¹¹ À noter qu'il n'y a pas de valeur seuil proposée au Québec pour les retombées atmosphériques au sol.

Figure 2 : Localisation des jauges à poussières et des échantillonneurs à haut débit dans le quartier Notre-Dame

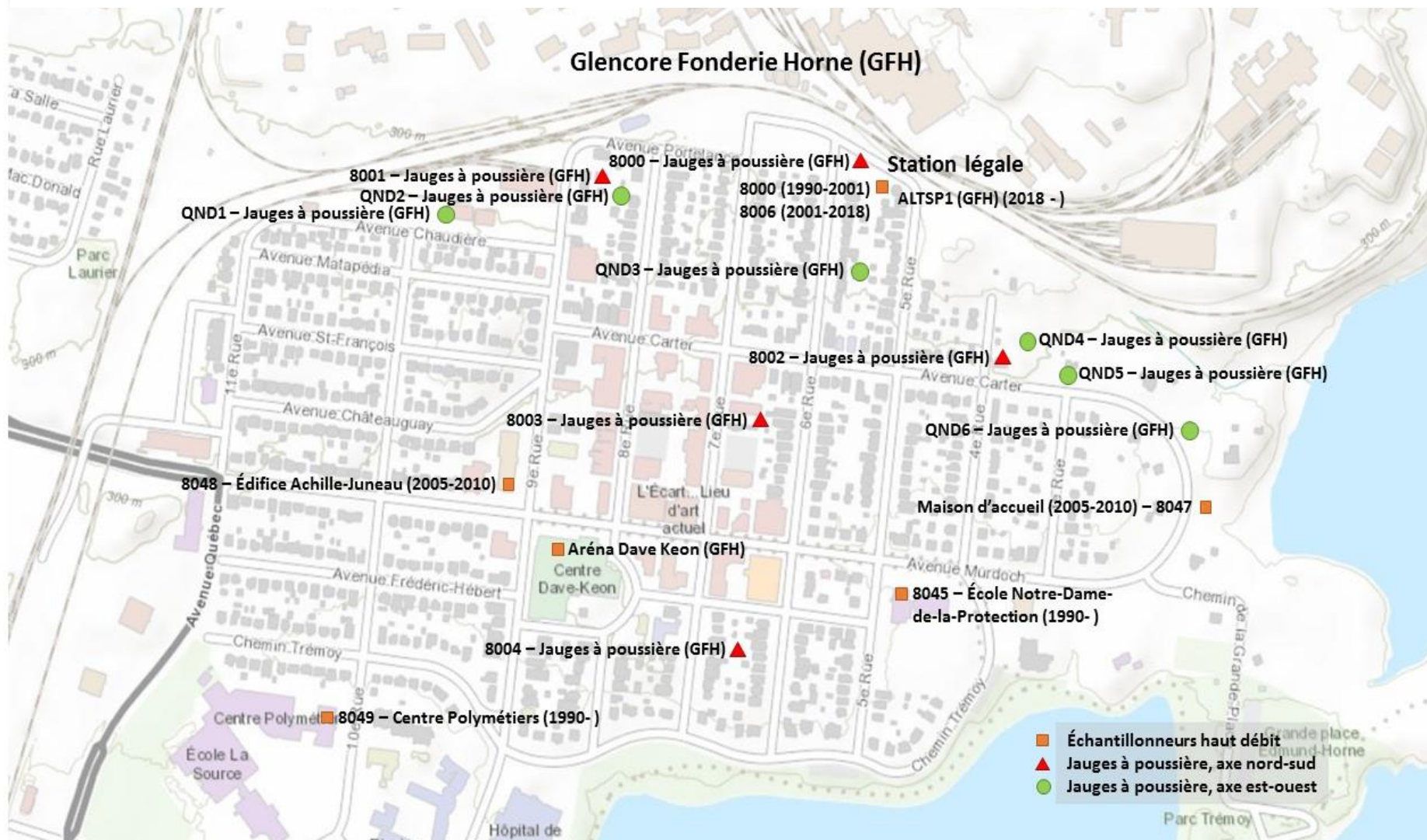


Figure 3 : Concentrations de plomb dans l'air mesurées aux stations 8006, 8045 et 8049 de 1990 à 2018 comparées à la norme du RAA du MELCC

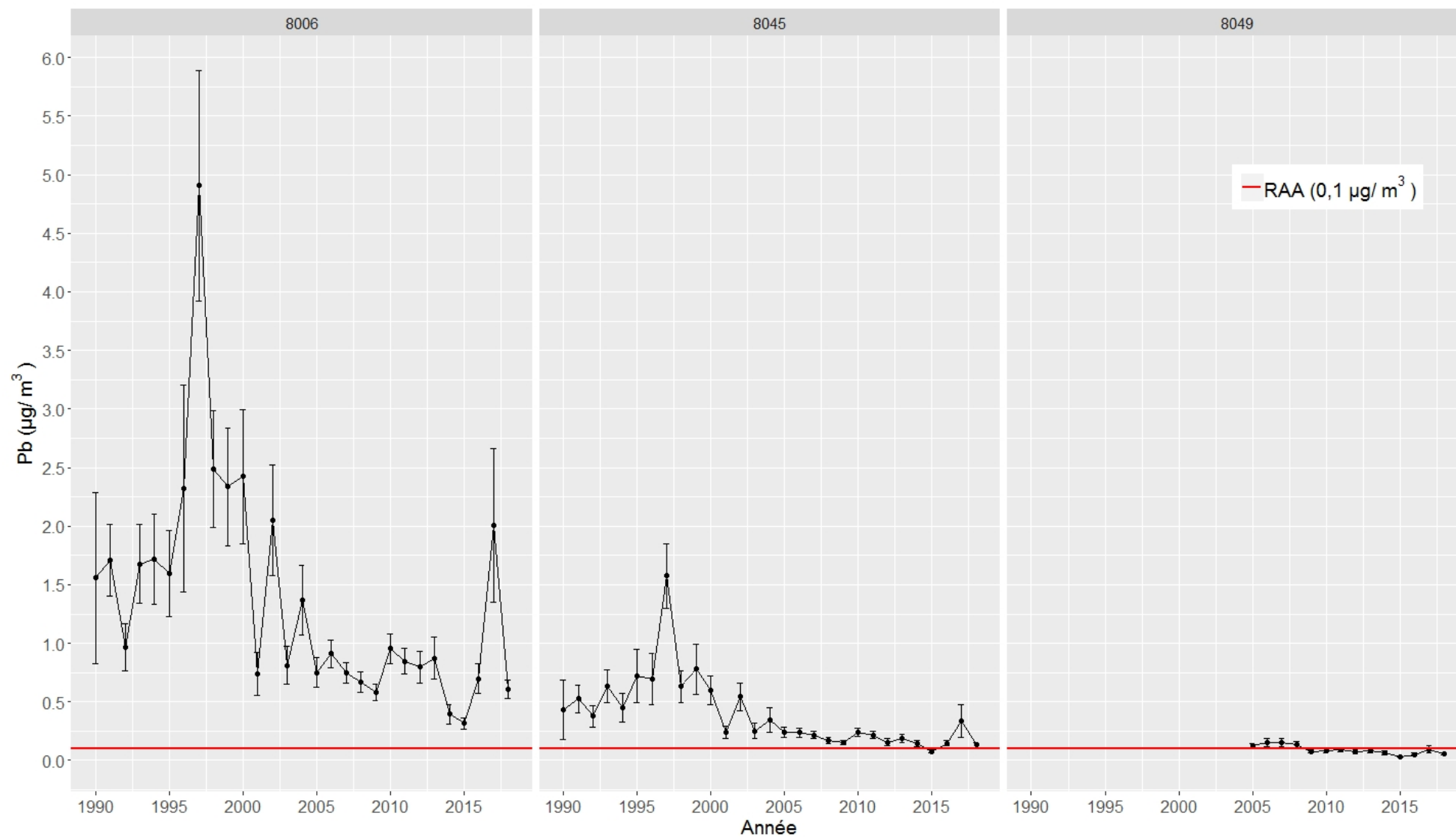
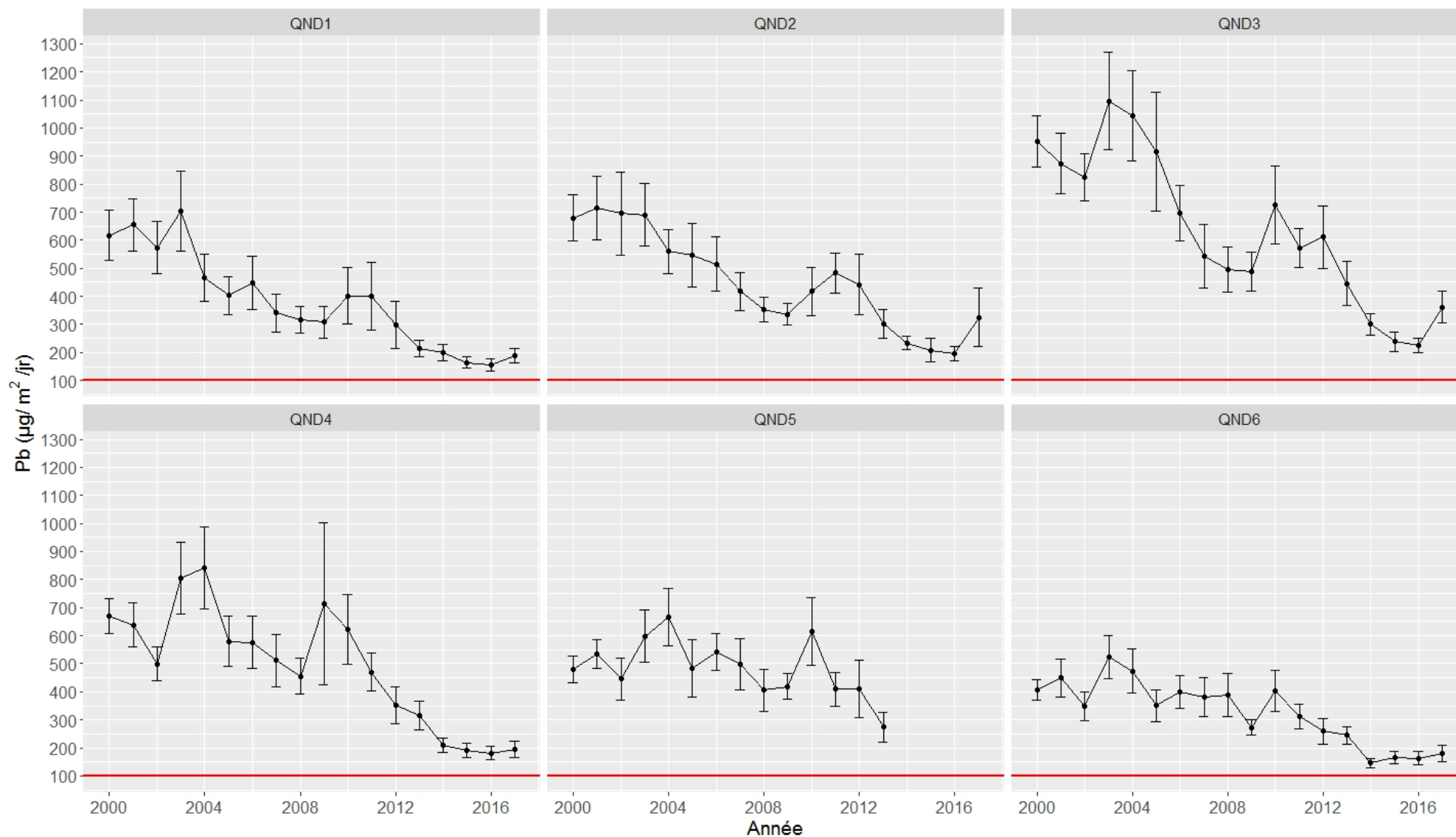


Figure 4 : Retombées atmosphériques de plomb mesurées aux stations de l'axe est-ouest de 2000 à 2017 comparées à la norme allemande de déposition atmosphérique de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jr}$



1.3 CADMIUM

1.3.1 Concentrations de cadmium dans le quartier Notre-Dame

Dans le QND, le cadmium n'a jamais fait l'objet d'un suivi biologique par la DSPu, les études de biosurveillance s'étant jusqu'à présent concentrées uniquement sur le plomb et l'arsenic. Néanmoins, quoique les concentrations atmosphériques de cadmium aient diminué au cours des dernières décennies, depuis 2005, celles-ci demeurent en moyenne environ 3,3 fois au-dessus du critère annuel de $0,0036 \mu\text{g}/\text{m}^3$ du *Règlement québécois sur l'assainissement de l'atmosphère* (RAA). En 2018, à la station la plus près de la Fonderie (8006), la moyenne annuelle des concentrations atmosphériques de cadmium était de $0,0143 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (voir Figure 5), soit 4 fois la valeur du seuil du RAA. Dans les régions canadiennes non industrialisées, la concentration de cadmium dans l'air se situe autour de $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Santé Canada, 2008), soit une concentration 14 fois plus faible que celle mesurée à la station 8006 en 2018.

Au même titre que le plomb, le cadmium peut contaminer les sols et s'y accumuler au fil des ans. Malgré une diminution depuis 2000, en 2017, la moyenne annuelle la plus élevée des retombées atmosphériques au sol mesurées dans le quartier était de $19,68 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ à la station QND3 (voir Figure 6), soit près de 10 fois le seuil de $2 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ proposé par l'Allemagne (TA Luft, 2002) et le gouvernement du Queensland en Australie (tiré de Taylor, 2015)¹².

1.3.2 Sources d'exposition au cadmium et effets à la santé

Le cadmium a la particularité d'avoir une longue demi-vie biologique variant entre 20 et 30 ans chez l'humain (Santé Canada, 2008). Il est donc possible d'être exposé graduellement à de faibles doses pour éventuellement accumuler d'importantes concentrations dans l'organisme, en particulier dans les reins et dans une moindre mesure dans le foie (Santé Canada, 2008). Ainsi, le contact avec des sols contaminés au cadmium pourrait représenter une source d'exposition non négligeable pour les jeunes enfants et pourrait contribuer à augmenter la charge corporelle d'année en année. Ceci dit, les sols contaminés ne représentent pas nécessairement la principale source d'exposition. La population peut être exposée au cadmium *via* d'autres sources. Notamment, dans le cas de mères exposées et/ou ayant été exposées au cadmium par le passé (soit par la consommation de tabac, la consommation d'abats d'originaux, les émissions atmosphériques, etc.), le cadmium peut se transférer au fœtus pendant la grossesse *via* le placenta (Osman et al., 2000; Kippler et al., 2010; Al-Saleh et al., 2011) et aux enfants allaités *via* le lait maternel (Radisch et al., 1987; Nishijo et al., 2002). De plus, une exposition à la fumée secondaire de cigarette contribue à l'exposition des jeunes enfants à ce métal (Jung et al., 2015). À long terme, le cadmium peut causer des dommages aux reins et pourrait entraîner une diminution de la minéralisation des os et donc augmenter le risque de fracture, et affecter les fonctions pulmonaires en causant par exemple un emphysème pulmonaire (Lauwerys et al., 2007; ATSDR, 2012; Chunhabundit, 2016).

1.3.3 Inclusion du cadmium dans l'étude de biosurveillance

Compte tenu des concentrations élevées de cadmium dans l'air ambiant et des effets à la santé qu'il peut occasionner, la DSPu a estimé pertinent d'intégrer la biosurveillance du cadmium à l'étude. La mesure du cadmium sanguin, plutôt que le cadmium urinaire, est pertinente pour suivre les niveaux de contamination chez les jeunes enfants, puisqu'il reflète principalement l'exposition

¹² À noter qu'il n'y a pas de valeur seuil proposée au Québec pour les retombées atmosphériques au sol.

des 3 à 6 derniers mois. De plus, lors de la première année d'exposition au cadmium, le cadmium urinaire ne reflèterait pas fidèlement la charge corporelle (IRSST, 2012). Le dépistage du cadmium sanguin se jumèle facilement à celui du plomb, ce qui permet de vérifier si l'exposition au cadmium des enfants de ce quartier représente un risque pour leur santé.

Figure 5 : Concentrations de cadmium dans l'air mesurées aux stations 8006, 8045 et 8049 de 1990 à 2018 comparées à la norme du RAA

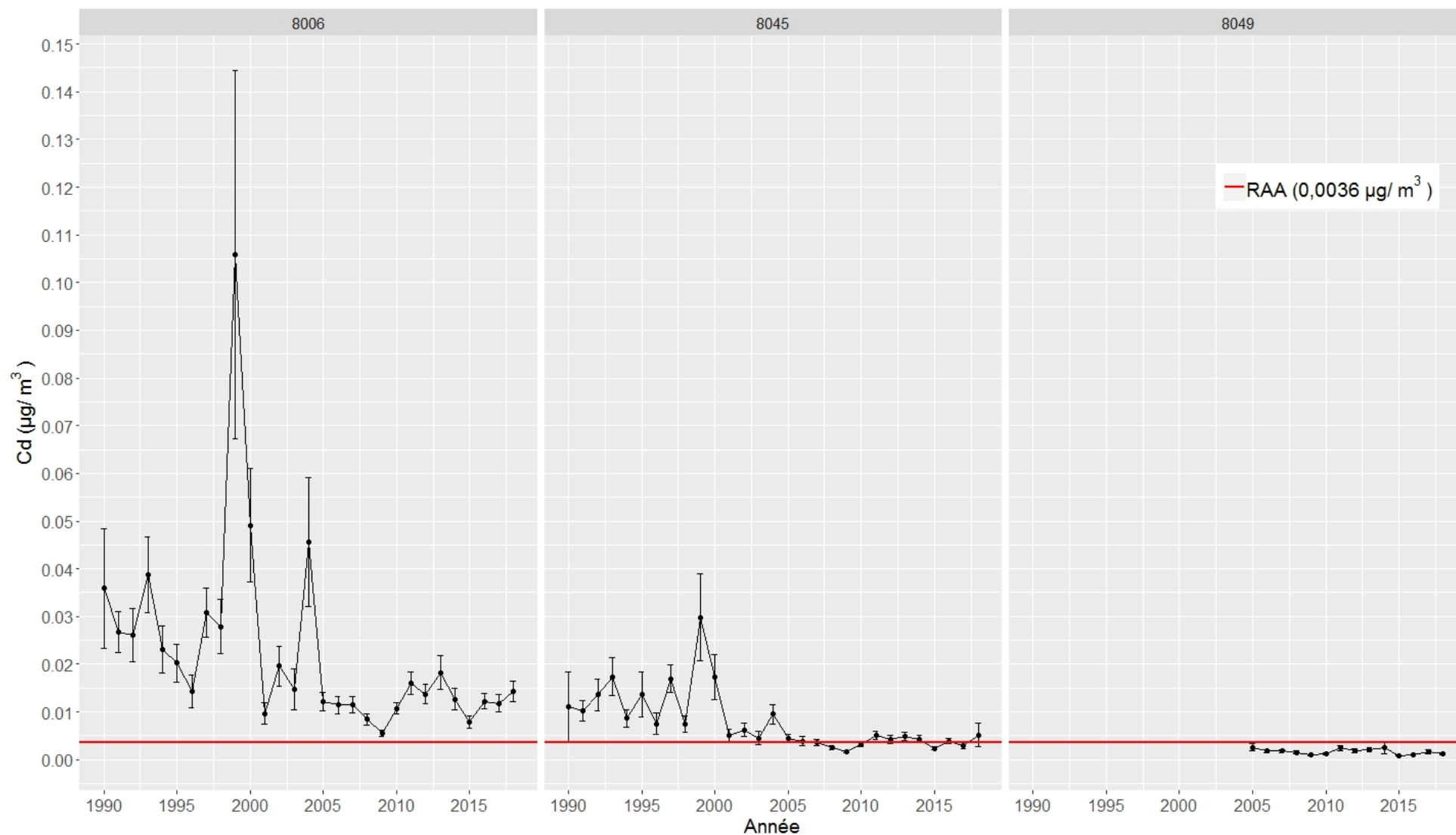
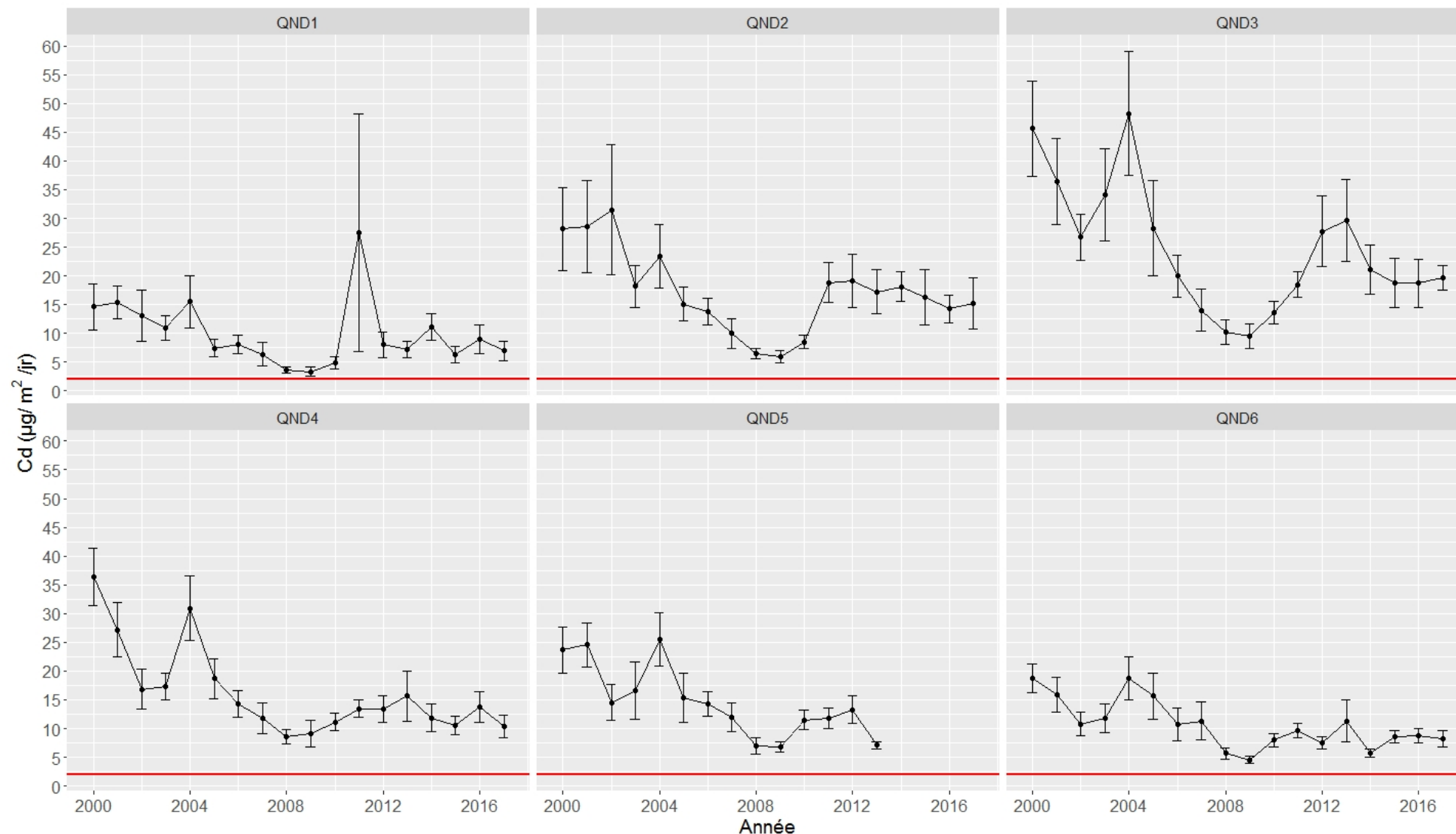


Figure 6 : Retombées de cadmium atmosphérique mesurées aux stations de l'axe est-ouest de 2000 à 2017 comparées à la norme allemande de 2 µg/m²/jr



1.4 ARSENIC

1.4.1 Premier plan de réduction de l'arsenic

De 1991 à 2000, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC)¹³ a observé à ses stations d'échantillonnage (Figure 2) une augmentation des concentrations d'arsenic dans l'air ambiant. En 2000, une moyenne annuelle de 1041 ng/m³ a été mesurée à la station 8006, comparativement à une moyenne annuelle de 164 ng/m³ en 1991. En 2001, un groupe de travail tripartite composé du MELCC, du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a été formé afin d'évaluer les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant provenant des activités de Glencore Fonderie Horne. Dans son avis diffusé en 2004 (Walsh et al., 2004), le groupe de travail proposait à l'exploitant de diminuer les émissions moyennes d'arsenic de sorte que la concentration dans le quartier Notre-Dame soit ramenée sous une valeur moyenne de 10 ng/m³ dans les dix-huit mois suivant l'avis, tout en spécifiant que celui-ci devrait s'engager à présenter rapidement au MELCC un plan d'intervention identifiant l'échéancier et les interventions qui devront être réalisées pour atteindre un objectif de 3 ng/m³ dans le quartier Notre-Dame¹⁴. Glencore Fonderie Horne a indiqué en 2005 dans une lettre adressée au MELCC que les objectifs fixés dans l'avis étaient irréalistes et qu'ils ne tenaient pas compte de la faisabilité technique de l'usine fondée en 1927. Néanmoins, l'avis du groupe de travail a conduit au dépôt par l'entreprise d'un premier plan de réduction de l'arsenic dans l'air ambiant sous les 200 ng/m³ à la station 8006¹⁵.

1.4.2 Étude de biosurveillance de 2005-2006

De 2005 à 2006, la DSPu a mené une étude de biosurveillance afin de tenter de mesurer l'imprégnation de la population du quartier Notre-Dame à l'arsenic. En mesurant l'arsenic inorganique urinaire à cinq moments différents dans l'année, la DSPu n'a pas observé de surexposition de la population du quartier Notre-Dame à l'arsenic, cela, comparativement à un quartier non exposé à des sources industrielles d'arsenic (Gagné, 2007). Une révision de cette étude par la DSPu a fait ressortir que celle-ci comportait plusieurs limites. Même si les résultats indiquaient que les enfants d'âge préscolaire avaient les concentrations d'arsenic urinaire les plus élevées, le nombre de participants de cette classe d'âge (0-5 ans) à cette étude était insuffisant pour permettre d'évaluer adéquatement le niveau de contamination de cette sous-population (n = 16 pour le QND et n = 5 pour le groupe témoin). De surcroît, l'arsenic urinaire est un paramètre pouvant introduire une limite d'interprétation importante lorsqu'il s'agit d'évaluer l'imprégnation dans un contexte où l'exposition à la source d'arsenic varie fortement dans le temps. L'arsenic urinaire, qui a une demi-vie de 2 à 4 jours, permet principalement d'évaluer l'exposition à court terme (Liu et al., 2008). La nature aléatoire et les concentrations extrêmement variables des émissions diffuses et fugitives de Glencore Fonderie Horne ne permettent pas de prédire les moments où la population serait la plus exposée et conséquemment, de planifier un échantillonnage au moment approprié. Les concentrations d'arsenic urinaire peuvent également être fortement influencées par l'alimentation, notamment la consommation de fruits de mer (Mason

¹³ À cette époque, il s'agissait du ministère de l'Environnement (MENV).

¹⁴ À titre informatif, la valeur de 3 ng/m³ correspond à la valeur fixée dans le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA).

¹⁵ La station légale à laquelle Glencore Fonderie Horne est assujettie a porté trois numéros d'identification de 1990 à aujourd'hui (8000, 8006, ALTSP-1), voir figure 2 pour sa localisation dans le QND.

et al., 2000; Li et al., 2003) et de riz (FDA, 2016). La consommation de riz n'avait pas été considérée dans l'étude de 2005-2006.

1.4.3 Deuxième plan de réduction de l'arsenic et position de la DSPu

En 2013, à la suite d'une demande d'avis adressée par le MELCC sur l'objectif de réduction (moins de 100 ng/m³ à la station légale¹⁶) fixé dans la deuxième attestation d'assainissement de l'entreprise et devant se terminer en 2018, la DSPu écrivait que sans être nul, le risque pour la population du quartier Notre-Dame semblait minime. Cette position se basait principalement sur les résultats de l'étude de biosurveillance de 2005-2006, ainsi que sur les résultats d'études réalisées auprès de travailleurs exposés à l'arsenic, et non sur une évaluation théorique du risque. La DSPu a cependant ajouté que cette position ne devait pas faire perdre de vue que l'air ambiant du quartier Notre-Dame demeure une source d'exposition potentielle à l'arsenic, un cancérigène reconnu (voir section 1.4.6). À ce moment, la DSPu s'est donc montrée favorable à la nouvelle cible proposée de 100 ng/m³ à la station légale tout en spécifiant que les concentrations d'arsenic dans le quartier Notre-Dame devaient être maintenues aussi basses que possible.

1.4.4 Concentrations d'arsenic dans le quartier Notre-Dame

À la station du MELCC localisée le plus près de la fonderie (8006), une moyenne annuelle de 113 ng/m³ a été mesurée en 2018 (Figure 7)¹⁷. Il est important de noter que les graphiques présentant les moyennes annuelles ne permettent pas de tenir compte des grandes variations de concentrations auxquelles la population peut être exposée. Les concentrations d'arsenic atmosphériques peuvent varier fortement au cours d'une même journée, de même que d'une journée à l'autre. Dans les cinq dernières années, des valeurs minimales de 0,05 ng/m³ et des pics journaliers pouvant atteindre jusqu'à 2060 ng/m³ ont été enregistrés (voir Annexe 1).

En ce qui a trait aux retombées d'arsenic au sol, malgré une diminution dans le temps, une moyenne annuelle de 256,7 µg/m²/jour a été mesurée en 2017 à la station QND2, l'une des stations situées les plus près de la fonderie¹⁸ (Figure 8). En comparaison au seuil annuel moyen de 4 µg/m²/jour proposé par l'Allemagne (TA Luft, 2002) et le gouvernement du Queensland en Australie (tiré de Taylor, 2015) instauré pour limiter la contamination des sols et les effets à la santé, les résultats présentés à la Figure 8 suggèrent que les retombées atmosphériques d'arsenic au sol dans le QND sont élevées (64 fois ce seuil) et devraient être abaissées davantage¹⁹.

En parallèle, il ressort des différentes campagnes d'échantillonnage des sols réalisées par la DSPu en collaboration avec Glencore Fonderie Horne et le MELCC que les sols de certains terrains résidentiels situés à proximité de l'entreprise ont dû être restaurés à plus d'une reprise depuis les années 1990. Cette situation indique qu'un peu plus d'une dizaine d'années peut suffire pour qu'un terrain restauré atteigne de nouveau le seuil de restauration des sols de 100 ppm d'arsenic²⁰ proposé par la DSPu il y a près de quinze ans. Selon les archives consultées, il ne s'agissait pas d'un seuil définitif ayant la prétention d'être parfaitement sécuritaire, mais bien du

¹⁶ Il s'agit de la station 8006, remplacée en 2018 par ALTSP-1.

¹⁷ À noter que la station légale est ALTSP-1 depuis 2018 et qu'elle est adjacente à la station 8006. Une moyenne annuelle de 98 ng/m³ y a été mesurée en 2018.

¹⁸ Les données des retombées atmosphériques de 2018 ont été demandées à Glencore Fonderie Horne le 19 février 2019.

¹⁹ À noter qu'il n'existe pas au Québec de valeur seuil pour les retombées atmosphériques au sol.

²⁰ Selon les archives consultées, ce seuil a été établi à partir d'expériences de cas de sols contaminés à l'arsenic vécues à Duparquet en Abitibi-Témiscamingue et à Trail en Colombie-Britannique.

seuil qui pourrait être le maximum tolérable dans ce contexte précis. Cependant, le seuil pour les terrains résidentiels fixé dans le *Règlement québécois sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT) est de 30 ppm, soit trois fois moins élevé que le seuil de 100 ppm.

1.4.5 Sources d'exposition à l'arsenic

L'arsenic se présente sous plusieurs formes²¹ (Lauwerys et al., 2007). Les fonderies de métaux émettent de l'arsenic principalement sous forme de trioxyde d'arsenic (As_2O_3) (Cullen et Reimer, 1989 ; Martin et al., 2014). Sous forme trivalente, l'arsenic est chimiquement plus réactionnel et plus toxique (Cullen et Reimer, 1989; Lauwerys et al., 2007). La population est également susceptible d'être exposée à d'autres sources d'arsenic. Pour la majorité de celle-ci, l'alimentation serait la voie principale d'exposition (ATSDR, 2007b). L'arsenic qui s'accumule dans les fruits de mer serait majoritairement sous une forme organique (arsénobétaine) qui est reconnue comme étant peu toxique pour l'être humain (Cullen et Reimer, 1989; Lauwerys et al., 2007; Sharma et Sohn, 2009; Santé Canada, 2017). Toutefois, il est de plus en plus reconnu que certains aliments, en particulier le riz, peuvent accumuler de l'arsenic, mais majoritairement sous forme inorganique plutôt qu'organique (FDA, 2016; Santé Canada, 2017). L'arsenic présent dans l'eau potable est aussi majoritairement sous forme inorganique (Bondu et al., 2017) et peut être une source significative d'arsenic pour les populations s'alimentant à partir de puits contaminés (Mandal et Suzuki, 2002). D'ailleurs, dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, des concentrations élevées d'arsenic ont été mesurées dans l'eau de plusieurs puits domestiques situés dans des zones géologiquement riches en arsenic (Poissant, 2008). Parmi les autres sources d'arsenic, il convient de mentionner que certains dérivés d'arsenic sont utilisés comme pesticides (Lauwerys et al., 2007). Le bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC) peut également représenter une source d'exposition notable lorsque celui-ci est brûlé ou sablé (Lauwerys et al., 2007; Santé Canada, 2017). Finalement, le tabagisme constitue une source d'exposition non négligeable à l'arsenic (Liu et al. 2012).

1.4.6 Effets à la santé

L'arsenic est un cancérigène reconnu (IARC, 2012) et une exposition chronique peut contribuer à long terme au développement de certains cancers, dont celui du poumon, du foie, de la vessie, du rein, de la peau et de la prostate (Enterline et al., 1995 ; Lubin et al., 2000 ; Englyst et al., 2001; Karagas et al., 2001; ATSDR, 2007b; Cantor et Lubin, 2007; Jones et al., 2007; Lauwerys et al., 2007). De manière générale, plus l'exposition de la personne est importante et plus celle-ci est exposée longtemps à l'arsenic, plus cette personne augmentera sa probabilité de développer à long terme un cancer. Par ailleurs, plusieurs études suggèrent qu'une exposition à des concentrations très élevées d'arsenic en bas âge contribuerait de façon non négligeable au développement du cancer à l'âge adulte (NRC, 2013; ATSDR, 2016; FDA, 2016) et pourrait y contribuer de façon plus importante que l'exposition survenant plus tardivement au cours de la vie adulte (Marshall et al. 2007; Steinmaus et al. 2013).

Outre les effets cancérigènes, une exposition à l'arsenic peut entraîner d'autres effets néfastes sur la santé qui incluent le diabète, des maladies de la peau, des toux chroniques, des effets toxiques sur le foie, les reins, ainsi que sur les systèmes cardiovasculaires, nerveux périphérique et central (Tseng, 1977; Hsueh et al., 1995; Milton et al., 2001; Kapaj et al., 2006; ATSDR, 2007b; Lauwerys et al., 2007; Guha Mazumder, 2008; Kile et Christiani, 2008; Kim et Lee, 2011). Ces effets à la santé ont toutefois été observés chez des populations s'alimentant en eau contaminée

²¹ L'arsenic se présente sous quatre états de valence (-3, 0, +3 et +5).

à l'arsenic, ce qui rend difficile d'évaluer à quelles concentrations d'arsenic atmosphérique ces effets peuvent se manifester.

En ce qui concerne plus précisément, les enfants, selon l'OEHHA (2008), ceux-ci sont plus vulnérables à la toxicité de l'arsenic que les adultes, principalement parce qu'une exposition chronique peut entraîner des troubles neurodéveloppementaux (Rosado et al., 2007 ; FDA, 2016). Il n'est cependant pas clair si ces effets sont persistants ou non. Ceci dit, même si les effets ne sont pas persistants, les troubles occasionnés sur une période donnée peuvent avoir une incidence à long terme. Afin de protéger les enfants d'effets nuisant à leur développement optimal, le Bureau d'évaluation des risques pour la santé liés à l'environnement de la Californie (OEHHA) recommande que lors d'exposition chronique, les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant n'excèdent pas 15 ng/m³.

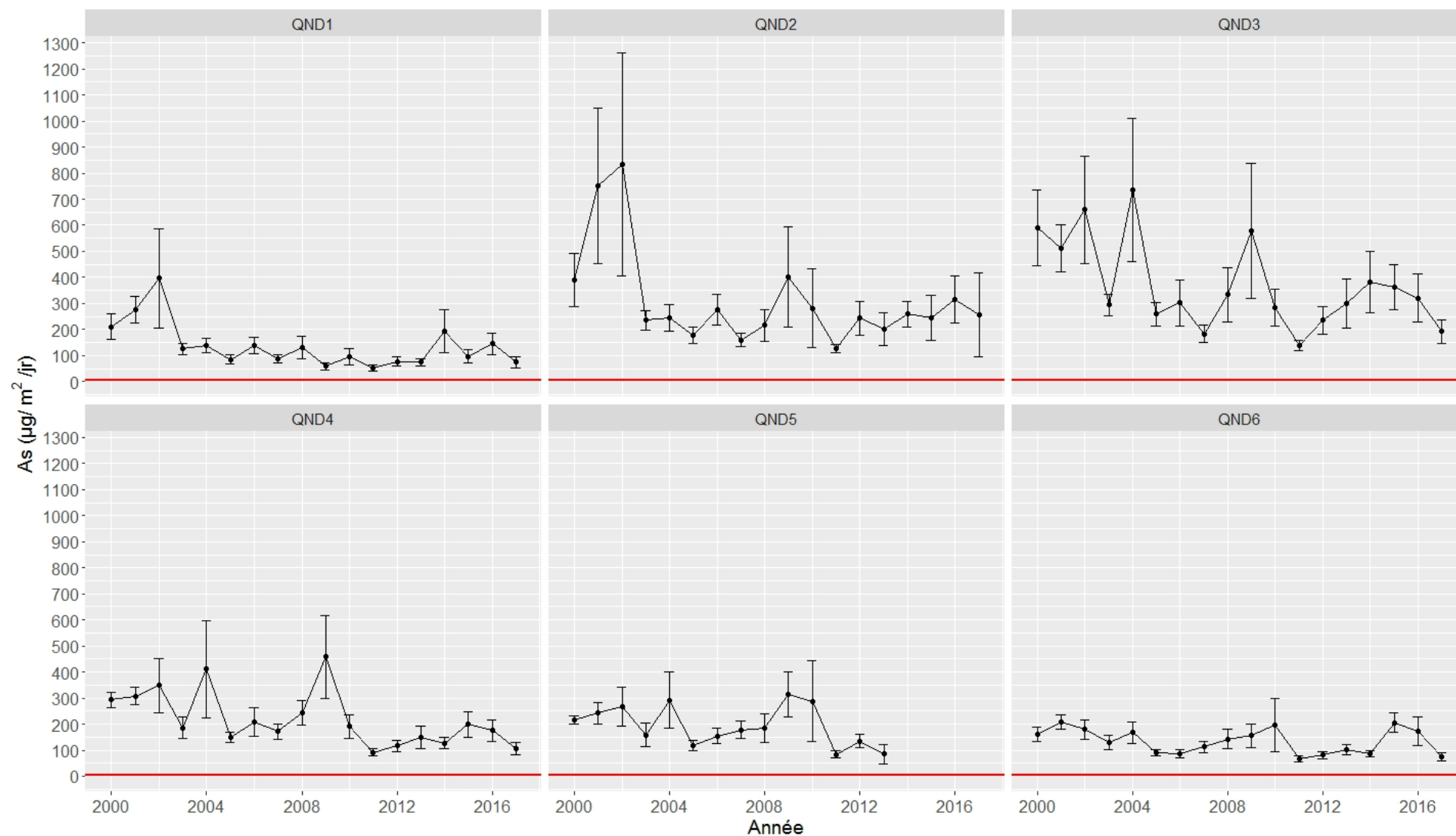
1.4.7 Inclusion du volet arsenic dans l'étude de biosurveillance

La nécessité d'évaluer l'imprégnation à l'arsenic chez les enfants du QND s'est imposée en raison des effets sévères à la santé pouvant se manifester à la suite d'une exposition à l'arsenic, des limites entourant les résultats de l'étude de biosurveillance de 2005-2006, ainsi que des concentrations élevées d'arsenic mesurées dans l'air ambiant et dans les sols environnants. Lorsque la DSPu a commencé à planifier une nouvelle campagne de biosurveillance pour vérifier si les plombémies des enfants du QND étaient au-dessus du nouveau seuil MADO entré en vigueur en janvier 2017, celle-ci a estimé nécessaire d'inclure un volet concernant l'arsenic.

Figure 7 : Concentrations d'arsenic dans l'air mesurées aux stations 8006, 8045 et 8049 de 1990 à 2018 comparées à la norme du RAA du MELCC, à la cible actuelle et à la cible à atteindre en 2021 de l'attestation d'assainissement de Glencore Fonderie Horne



Figure 8 : Retombées d'arsenic atmosphérique mesurées aux stations de l'axe est-ouest de 2000 à 2017 comparées à la norme allemande de $4 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jr}$



2 MÉTHODOLOGIE

2.1 POPULATION CIBLE

Les enfants de 9 mois à moins de 6 ans constituent une sous-population qui est généralement exposée davantage que le reste de la population aux sols et aux retombées atmosphériques pouvant se remettre en suspension dans l'air, puisqu'ils jouent au sol et peuvent porter leurs mains ou des objets à leur bouche (Roberts et Dickey, 1995; Carrizales et al., 2006; Taylor, 2015). En raison de leurs systèmes nerveux et leurs organes en développement, ils sont également plus susceptibles d'être affectés à la suite d'une exposition au plomb, au cadmium et à l'arsenic (ATSDR, 2004; OEHHA, 2008; WHO, 2010). Pour ces raisons, les enfants de cette catégorie d'âge ont constitué la population cible de cette étude.

2.2 POPULATION À L'ÉTUDE

Tout comme dans l'étude antérieure menée par la DSPu (Gagné, 2000), au moment de la prise de sang, les enfants devaient avoir habité depuis au moins six mois dans le quartier. De plus, l'âge minimal des enfants a été établi à neuf mois en considérant que la plupart des enfants commencent à se déplacer au sol par eux-mêmes vers l'âge de six mois (Doré et Le Hénaff, 2018). À l'âge de neuf mois, l'enfant a potentiellement été en contact avec les sols et les poussières depuis trois ou quatre mois. Et puisque les prélèvements ont été réalisés à l'automne, l'exposition potentielle des enfants de neuf mois correspondait théoriquement au maximum pouvant être atteint durant l'année. De plus, puisque la mesure du cadmium sanguin permet de connaître l'exposition des trois à six derniers mois, cela permet de mieux évaluer l'imprégnation des enfants dès qu'ils sont en âge de se déplacer.

2.3 POPULATION TÉMOIN

Afin d'avoir un comparatif régional, les enfants de la municipalité d'Amos (située à plus de 100 km de Rouyn-Noranda et étant exempte de source d'émission industrielle d'arsenic) ont été choisis pour établir la population témoin. À titre informatif, les industries localisées à proximité dans la ville font essentiellement partie du secteur forestier. Bien qu'Amos compte une population d'environ 12 500 habitants, comparativement à 23 500 habitants dans le secteur urbain de Rouyn-Noranda²², elle est la troisième ville en importance dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue²³. Amos dispose également d'un système d'aqueduc qui offre une eau contenant des concentrations négligeables ou sous la limite de détection d'arsenic, tout comme celle de Rouyn-Noranda.

2.4 RECRUTEMENT

Suivant une approche similaire à celle de Gagné (2000), les enfants de 9 mois à moins de 6 ans ont été recrutés à partir d'une liste provenant de la Régie de l'assurance-maladie du Québec (RAMQ). Selon cette liste, 86 enfants résidants dans le QND pouvaient être recrutés, cependant 23 avaient déménagé à l'extérieur du quartier au courant de l'été. Finalement, 63 enfants étaient admissibles, c'est-à-dire qu'ils étaient nés entre octobre 2012 et février 2018 et vivaient dans le quartier depuis au moins 6 mois. Tous les parents pouvant être rejoints ont été sollicités pour que leur(s) enfant(s) participe(nt) à l'étude. Divers moyens ont été utilisés pour rejoindre la population

²² C'est-à-dire le secteur de Rouyn-Noranda avant la fusion des municipalités l'entourant entre 1995 et 2001.

²³ <https://www.mamh.gouv.qc.ca/recherche-avancee/fiche/region/08/>

ciblée, à savoir : un communiqué de presse, des envois postaux ciblés, des appels téléphoniques, ainsi qu'une rencontre d'information publique.

Pour la population témoin, la DSPu a sollicité l'aide des centres de la petite enfance (CPE) d'Amos et de la Commission scolaire de l'Harricana pour recruter des participants. Des échantillons d'ongles ont été prélevés sur des enfants résidant à Amos, dont la résidence est connectée au réseau d'aqueduc et fréquentant les CPE Arlequin et Colombine et Des Petits Élans, ainsi que la maternelle des écoles Sacré-Cœur et Sainte-Thérèse.

2.5 CONSIDÉRATIONS ÉTHIQUES

Afin de prendre en considération les enjeux éthiques découlant de la tenue de l'étude, la DSPu a volontairement décidé de soumettre le protocole de l'étude au Comité d'éthique de santé publique (CESP) pour une évaluation éthique. Suivant les recommandations formulées par le CESP, un comité consultatif de suivi de l'étude a été mis en place à l'été 2018 (Comité d'éthique de santé publique, 2018). Ce comité était composé de représentant(e)s de la DSPu, de la ville de Rouyn-Noranda, du MELCC, de Glencore Fonderie Horne, du milieu des centres de la petite enfance (CPE), du milieu scolaire, du milieu communautaire, de communautés culturelles et linguistiques et de trois citoyens. Le mandat du comité consultatif était d'informer les partenaires des démarches de la DSPu, de présenter les outils destinés à la population afin de s'assurer que ceux-ci soient adaptés aux citoyens, de recevoir une rétroaction des parties prenantes de l'étude, de diffuser des informations relatives à l'étude dans leur milieu spécifique et de recevoir et d'explicitier les préoccupations citoyennes. Le comité s'est réuni à deux reprises. La première rencontre concernait la documentation relative à l'annonce de l'étude et la seconde rencontre concernait la documentation relative à l'annonce des résultats. L'apport citoyen et la rétroaction des différents membres du comité ont permis à la DSPu de bonifier ses différents outils et d'ajuster certains messages.

Étant donné la présence d'une petite communauté anglophone dans le QND, la DSPu a également eu le souci de traduire et de rendre disponibles différents outils en langue anglaise : l'invitation à la rencontre de présentation de l'étude, la lettre de recrutement, le questionnaire des sources environnementales de plomb, de cadmium et d'arsenic, de même que la documentation relative aux effets à la santé. Cependant, aucune famille de langue anglaise n'a participé à l'étude.

La DSPu a également estimé nécessaire de fournir une documentation aux parents des enfants participant à l'étude afin de les informer de ce qu'ils peuvent faire pour réduire l'exposition de leur(s) enfant(s) (voir Annexe 2).

2.6 CONSENTEMENT

Pour participer à l'étude, les parents des participants ont dû remplir et signer un formulaire de consentement. Le contenu du formulaire était expliqué par un membre de l'équipe de santé publique. Ce dernier s'est systématiquement assuré de répondre aux interrogations des parents. En plus du consentement, le formulaire visait notamment à rappeler les objectifs de l'étude, à préciser la façon dont les résultats seraient communiqués aux parents des participants et à indiquer que les résultats dénominalisés de l'étude pourraient être utilisés à des fins de recherche, mais que ceux-ci ne seraient pas transmis à des entreprises.

Initialement, seuls les résultats sur les plombémies et le cadmium sanguin devaient être transmis individuellement, considérant qu'il est possible de les interpréter en les comparant à des seuils d'intervention (voir section 2.9). Les résultats d'arsenic unguéal ne devaient être communiqués

que sur demande, car l'interprétation individuelle de ces résultats est limitée. Certains parents ont demandé à la DSPu les résultats d'arsenic unguéal et conformément à ce qui était écrit dans le formulaire de consentement, ceux-ci leur ont été transmis. Par les différents échanges qui ont eu lieu entre les parents des participants et la DSPu dans la transmission des résultats d'arsenic, la DSPu a perçu une certaine mécompréhension de ces derniers quant aux raisons justifiant cette transmission sur demande. Pour remédier à cette situation, une rencontre a été planifiée avec les parents des participants de l'étude avant la diffusion publique des résultats, et ce, pour répondre à leurs questions. Finalement, suivant la demande des parents, l'ensemble des résultats a été communiqué aux parents des enfants ayant participé à l'étude dans une lettre au cours des semaines suivant la présentation publique des résultats.

2.7 QUESTIONNAIRE

Afin de documenter les différentes sources par lesquelles les enfants sont exposés au plomb, au cadmium et à l'arsenic, un questionnaire (voir Annexe 3) a été rempli par les parents des enfants participants. Le même exercice a été fait par les parents des enfants de la population témoin. Lors de la campagne de prélèvements d'échantillons biologiques dans le QND, après avoir signé le formulaire de consentement, les parents et les participants devaient se diriger vers une station où l'on effectuait le prélèvement des ongles, la prise de sang, les mesures anthropométriques. Pour remplir le questionnaire, les parents étaient accompagnés dans un bureau fermé afin d'assurer la confidentialité des réponses. Enfin, si les deux parents étaient présents lors du rendez-vous, et ce, pour accélérer le processus, la DSPu offrait à l'un d'eux de faire le questionnaire pour l'ensemble de la famille, pendant que l'autre faisait les prélèvements avec l'enfant. À noter que le questionnaire utilisé pour la population témoin ne contenait que les questions en lien avec les sources d'arsenic et a été rempli en ligne par les parents des participants suite à l'échantillonnage des ongles. Des questions sociodémographiques et des questions sur les antécédents d'allaitement de l'enfant, ses déplacements et l'aménagement extérieur à son domicile ont également été incluses dans le questionnaire. À noter que le questionnaire ne permettait pas de tenir compte de comportements (comme la fréquence où un enfant porte des objets à sa bouche) ou de problèmes de santé (déficience en fer par exemple) qui peuvent favoriser l'exposition ou accentuer l'imprégnation aux métaux, et donc rendre certains enfants plus vulnérables.

2.8 MESURES ANTHROPOMÉTRIQUES, PRISES DE SANG ET ÉCHANTILLONNAGE DES ONGLES

De la mi-octobre, au centre de prélèvement de l'hôpital de Rouyn-Noranda, jusqu'à la première semaine de novembre lors de visites à domicile, des infirmières pédiatriques et des technologues du CISSS de l'Abitibi-Témiscamingue ont pris des mesures anthropométriques (hauteur, tour de taille et poids), ont collecté des ongles pour l'analyse d'arsenic et ont fait des prises de sang pour l'analyse du cadmium et du plomb. Sommairement, des aiguilles de type papillon ont été utilisées pour les prises de sang et entre 2 à 5 ml de sang ont été prélevés. Les échantillons de sang ont été conservés à 4 °C dans des tubes BD Bleu Royal et envoyés au laboratoire du Centre de toxicologie du Québec (CTQ) de l'INSPQ pour l'analyse des deux métaux par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon (ICP-MS ; méthode INSPQ M-572).

En combinaison avec le dépistage des plombémies, la DSPu a prélevé des échantillons d'ongles de la main auprès des enfants ciblés dans le but de déterminer leur concentration en arsenic total. Avant le prélèvement, les mains des participants, les ongles et le coupe-ongle ont été

systématiquement lavés à l'aide d'un tampon alcoolisé isopropylique antiseptique²⁴. Un cure-ongles²⁵ était également disponible pour déloger les saletés pouvant s'accumuler sous les ongles. Ensuite, un échantillon d'ongles de la main a été prélevé sur chaque enfant à l'aide d'un coupe-ongle en acier inoxydable, préalablement lavé. Les échantillons ont été conservés à la température de la pièce avant d'être envoyés au laboratoire du CTQ pour y être préparés et analysés. Les ongles ont été analysés suivant la méthode M-599.

Dans le cadre de cette étude, la DSPu a opté pour l'utilisation des ongles comme biomarqueur. Pour les raisons évoquées à la section 1.4.2, l'utilisation de l'arsenic urinaire comme biomarqueur n'apparaissait pas appropriée pour évaluer adéquatement l'imprégnation à l'arsenic des enfants. Au même titre que l'arsenic urinaire, l'arsenic sanguin ne serait pas non plus un biomarqueur approprié pour étudier la situation qui prévaut dans le QND. Sa trop courte demi-vie dans le sang ne permet pas d'évaluer avec justesse l'exposition chronique (Lauwerys et al., 2007). En contrepartie, le dosage de l'arsenic dans les cheveux ou les ongles constitue une avenue intéressante pour estimer l'exposition moyenne cumulée des derniers mois, sans toutefois permettre de retracer l'historique de l'exposition. Les sources consultées mentionnent également que le risque de contamination externe des échantillons serait élevé dans les cheveux, mais qu'il serait moindre, voire négligeable, dans les ongles une fois la contamination de surface retirée (Karagas et al., 2000; He, 2011; Yu et al., 2014). Lorsqu'ils sont contaminés par une source exogène, les ongles n'absorberaient environ que de 1 à 2 % d'arsenic inorganique (Marchiset-Ferlay et al., 2012).

La mesure de l'arsenic dans les ongles (ou arsenic unguéal) permet donc de vérifier si les enfants du quartier Notre-Dame sont plus exposés à l'arsenic qu'une population non exposée à des sources industrielles d'arsenic. De plus, bien que les résultats soient livrés en arsenic total, l'arsenic contenu dans les ongles est essentiellement inorganique, donc moins influencé par les sources d'arsenic organique (provenant principalement de l'alimentation) que l'arsenic urinaire total (Karagas et al., 2000 ; Hughes, 2006).

2.9 SEUILS D'INTERVENTION

2.9.1 Plomb

Pour interpréter les résultats de plombémies, les données ont été comparées au seuil MADO de 50 µg/L, à un seuil préventif de 20 µg/L et à la moyenne géométrique de la population canadienne âgée entre 3 et 5 ans de 6,7 µg/L (Santé Canada, 2017). Étant donné que des effets neurologiques pourraient se manifester à des niveaux de plombémie aussi bas que 20 µg/L, la DSPu a convenu d'utiliser ce seuil pour établir son intervention préventive relative au plomb sanguin.

2.9.2 Cadmium

Pour interpréter les résultats de cadmium sanguin obtenus, les données recueillies dans l'étude ont été comparées au seuil de déclaration MADO de 5 µg/L ainsi qu'avec la moyenne géométrique d'imprégnation de la population canadienne âgée entre 3 et 5 ans de 0,082 µg/L (Santé Canada, 2017).

²⁴ Tampon alcoolisé isopropylique antiseptique de la marque Loris^{MD} 103-03.

²⁵ Cure-ongles Avagard (2017-09AP).

2.9.3 Arsenic

Pour l'arsenic, la capacité d'interprétation des résultats est limitée puisqu'aucune donnée représentative de la population québécoise ou de la population canadienne pour les enfants de moins de 6 ans ne semble disponible et qu'aucun seuil d'intervention n'a été déterminé pour l'arsenic unguéal. Pour pallier ces manques, une population non exposée à des sources d'arsenic industrielles de l'Abitibi-Témiscamingue a été incluse à la présente étude. Ainsi, les concentrations d'arsenic unguéal ont pu être comparées à un groupe témoin d'enfants âgés de 9 mois à moins de 6 ans.

2.10 ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS

Un échantillon composite de sol de l'aire de jeux des enfants a été prélevé chez les participants de l'étude afin de tenter d'évaluer la contribution du sol de chaque résidence à l'exposition de l'enfant y demeurant. L'échantillonnage des sols s'est réalisé conformément aux protocoles de la DSPu, établis dans le cadre du suivi des sols du quartier Notre-Dame déjà en vigueur depuis 2012. L'analyse des sols a été réalisée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Le contenu des sols prélevé en plomb, cadmium et arsenic a été analysé à l'aide d'un spectromètre de masse à source ionisante au plasma d'argon (ICP-MS).

2.11 ÉCHANTILLONNAGE DE POUSSIÈRES INTÉRIEURES

Des échantillons de poussières ont été prélevés dans les deux pièces où l'enfant passe la majorité de son temps à jouer. Le prélèvement des échantillons de poussières dans les deux pièces où l'enfant passe la majorité de son temps à jouer a été fait en concordance avec le protocole d'échantillonnage de la U.S. EPA²⁶ et en utilisant des lingettes « Ghost wipes » sur une surface de 30 cm x 30 cm, délimitée par un gabarit jetable (Delta Scientific Laboratory Products Ltd). Les échantillons ont été analysés au laboratoire ALS à Waterloo en Ontario afin de déterminer les concentrations en plomb, cadmium et arsenic. Sur une base observationnelle et lors de discussions avec les parents des participants, l'échantillonneur a également noté si un entretien ménager avait récemment été fait.

²⁶ <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/ldstguide.pdf>
https://www.michigan.gov/documents/mdch/Dust_Wipe_Protocol_1_13_2015.1_500042_7.pdf

3 ANALYSES STATISTIQUES

3.1 MÉTHODES

Des analyses descriptives ont été réalisées pour décrire les populations à l'étude, ainsi que pour décrire les résultats des mesures environnementales et d'exposition des enfants (moyenne géométrique, médiane, écart type, etc.). Les différences d'âge et de fréquence de consommation d'aliments contenant de l'arsenic entre les deux populations ont été testées à l'aide d'un test de Wilcoxon-Mann-Whitney. La répartition des sexes a été testée à l'aide d'un test de χ^2 . Pour l'exposition à l'arsenic, une régression linéaire multiple a été utilisée pour vérifier si les concentrations d'arsenic urinaire divergeaient entre la population à l'étude et la population témoin en tenant compte de l'âge et du sexe.

En raison des faibles concentrations de cadmium mesurées dans le sang et les poussières intérieures, aucune analyse statistique additionnelle n'a été réalisée pour les données de cadmium.

3.2 COVARIABLES ANALYSÉES

Des modèles linéaires généralisés utilisant la loi normale (régression linéaire multiple) ont ensuite été utilisés et comparés afin de vérifier s'il existe une association statistique entre les concentrations de plomb retrouvées dans le sang ou celles d'arsenic dans les ongles et les concentrations mesurées dans le sol de l'aire de jeux extérieure et les poussières intérieures. Les modèles linéaires ont également été ajustés pour plusieurs paramètres pouvant influencer les concentrations biologiques de plomb ou d'arsenic retrouvées chez les jeunes enfants. D'abord, les mesures anthropométriques obtenues chez les participants (hauteur, tour de taille et poids), tout comme l'âge et le sexe, ont été incluses. Ensuite, la distance de la résidence par rapport à un point fixe situé à la limite sud des installations de Glencore Fonderie Horne, sa position géographique dans le quartier et l'endroit où l'enfant passe la majorité de sa journée (maison, garderie ou école) ont été pris en compte. Enfin, le statut tabagique et la scolarité des parents, puis le revenu familial brut du ménage ont également été intégrés comme covariables dans l'analyse. D'autres variables provenant des réponses fournies par les parents dans le questionnaire, tel que la fréquence à laquelle le ménage, le lavage des planchers et l'époussetage est fait, ainsi que la fréquence de la consommation de fruits de mer, de riz, de céréales de riz et de sushis, l'année de construction de la maison, l'âge de déplacement de l'enfant, la présence de rénovation, la dernière année où les murs ont été peints, le port de bijoux de fantaisie et la présence d'animaux de compagnie allant à l'extérieur ont été prises en compte. L'analyse des paramètres du meilleur modèle sélectionné a permis d'évaluer l'effet de chaque variable explicative considérée.

Une attention particulière a été portée aux résultats des enfants ayant été exposés à de la fumée secondaire, puisque chez les adultes, fumer plusieurs cigarettes avant la prise d'un échantillon sanguin peut avoir un impact significatif sur l'exposition aux métaux, particulièrement le cadmium (Charania et al., 2014). Après enquête, deux participants ont été retirés des analyses concernant le plomb en raison de données aberrantes attribuables à une exposition élevée au plomb en lien avec l'utilisation d'un tajine maghrébin dont la peinture est connue pour contenir souvent des concentrations élevées de plomb.

3.3 TRAITEMENT DES DONNÉES

Les résultats des concentrations en métaux obtenus pour les matrices biologiques, le sol et la poussière intérieure en dessous des limites de détection fournies par les laboratoires se sont vus attribuer la moitié de cette dernière (LD/2).

Afin de respecter la normalité, les données de la variable dépendante (plombémies, concentrations d'arsenic unguéal) utilisées dans les modèles linéaires généralisés ont été log-transformées. Les concentrations en métaux dans le sol et dans la poussière intérieure n'ont pas été utilisées simultanément comme covariables dans les modèles puisque selon la littérature scientifique consultée (Meyer et al., 1999 ; Loh et al., 2016), ces variables ne devraient pas être considérées comme indépendantes.

Plusieurs modèles ont été testés en combinant les diverses variables indépendantes présentées plus haut (âge, sexe, poids, position géographique, etc.). Par ailleurs, considérant le faible nombre d'enfants ayant participé à l'étude, les modèles statistiques ont été allégés afin d'éviter la saturation, c'est-à-dire que le nombre de variables dans les modèles a été limité à trois. Afin de limiter les problèmes dus à la pseudoréplication spatiale, c'est-à-dire de considérer des unités dépendantes spatialement comme indépendantes, les valeurs de ρ du paramètre d'autorégression spatiale (Rho) ainsi que du test du rapport de vraisemblance (LR) ont également été vérifiées à l'aide de modèles pouvant tenir compte de l'autocorrélation spatiale (autorégression simultanée, erreur spatiale et Durbin) du package `spdep` de R.

Les différents modèles élaborés ont tous été comparés en fonction du critère d'information d'Akaike ajusté pour les petits échantillons (AICc). Les modèles ayant les AICc les plus faibles, c'est-à-dire s'ajustant le mieux aux données observées, ont été sélectionnés. Pour éviter les erreurs de type II, des tests de multicolinéarité ont été effectués entre les covariables des modèles sélectionnés. Si le facteur d'inflation de la variance (VIF) dépassait 4²⁷, le modèle était rejeté. Afin de comprendre l'effet des variables indépendantes sur les variables dépendantes, le poids d'AICc de chaque variable a été considéré, ainsi que le coefficient de détermination (R^2) ajusté des variables sélectionnées. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées par l'équipe de la DSPu de l'Abitibi-Témiscamingue à l'aide du logiciel R.

²⁷ <https://newonlinecourses.science.psu.edu/stat501/node/347/>

4 RÉSULTATS

Cette section présente les données descriptives des enfants du QND et d'Amos ayant participé à l'étude, les résultats de plomb, de cadmium et d'arsenic obtenus dans les matrices biologiques, les résultats relatifs aux concentrations de métaux dans les sols de l'aire de jeu extérieure et dans les poussières intérieures du domicile de chacun des enfants ayant participé à l'étude, ainsi que les résultats des analyses statistiques.

4.1 DESCRIPTION DE LA POPULATION

Au total, des échantillons de sang ont été prélevés sur 40 enfants²⁸ du quartier Notre-Dame âgés entre 9 mois et moins de 6 ans²⁹, ce qui représente 63 % de la population du QND de cette classe d'âge (40/63). Les concentrations en plomb et en cadmium sanguin ont été obtenues pour l'ensemble de ces échantillons. La moitié des échantillons (50 %) provenaient d'enfants du même ménage³⁰.

Pour les échantillons d'ongles, les quantités d'ongles prélevées se sont avérées suffisantes pour seulement 36 des 48 participants ayant fourni un échantillon, ce qui représente 57 % de la population de 9 mois à moins de 6 ans dans le quartier Notre-Dame (36/63). Quarante-quatre pour cent (44 %) de ces échantillons provenaient du même ménage. Les concentrations en arsenic unguéal ont été obtenues pour ces 36 enfants. Onze (11) ménages ont refusé de participer à l'étude et quatre autres n'ont jamais été rejoints, ce qui représentait 24 % des enfants admissibles.

Pour la population témoin, 90 enfants âgés entre 9 mois et moins de 6 ans résidant à Amos ont été recrutés. Par contre, pour la même raison qu'à Rouyn-Noranda, les concentrations d'arsenic unguéal n'ont pu être connues que pour 76 enfants. Parmi ceux-ci, 34,2 % des participants provenaient du même ménage.

Les données sociodémographiques et anthropométriques incluant notamment l'âge, le sexe et la masse corporelle des participants du QND et d'Amos sont présentées au Tableau 1.

Tableau 1 : Statistiques descriptives des données sociodémographiques et anthropométriques des participants à l'étude

Population	N	% de participants de sexe féminin	Âge (année) MG* (Min ; Max)	Poids (kg) MG (Min ; Max)	Hauteur (cm) MG (Min ; Max)
Quartier Notre-Dame (sang)	40	32,5	2,63 (0,96 ; 6,05)	13,4 (3,87 ; 30)	92,84 (73 ; 155)
Quartier Notre-Dame (ongles)	36	27,8	2,55 (0,83 ; 6,05)	12,77 (3,87 ; 30)	90,94 (70,5 ; 110)
Amos	76	56,6	3,46 (1,12 ; 6,04)	NA	NA

* Moyenne géométrique

²⁸ Les enfants qui ont fourni un échantillon de sang n'ont pas nécessairement tous fourni un échantillon d'ongles, et vice versa.

²⁹ Certains enfants ciblés préalablement ont atteint l'âge de 6 ans au cours de l'échantillonnage.

³⁰ Au plus, deux enfants d'un même ménage ont participé à l'étude. Ceci est valable autant pour les prélèvements sanguins qu'unguéaux.

Les populations à l'étude présentent une différence significative dans la distribution des sexes ($\chi^2 = 7,01$, d.l. = 1, $p = 0,008$). Une proportion plus importante d'enfants de sexe masculin du QND a fourni un échantillon d'ongles comparativement à la population témoin. La moyenne d'âge entre les deux populations diffère également ($p = 0,009$), quoiqu'il n'y ait pas de différence significative dans la variance ($F = 1,10$, $p = 0,71$). En ce qui concerne l'alimentation, il n'y a aucune différence dans la fréquence de consommation des fruits de mer ($p = 0,505$), de riz ($p = 0,268$), de céréales à base de riz ($p = 0,323$) et de sushis ou d'algues ($p = 0,876$) entre les deux populations à l'étude.

4.2 RÉSULTATS GÉNÉRAUX DE L'IMPRÉGNATION DES ENFANTS DU QUARTIER NOTRE-DAME ET D'AMOS AU PLOMB, AU CADMIUM ET À L'ARSENIC

Les statistiques descriptives des résultats de plomb et de cadmium sanguin, ainsi que d'arsenic unguéal mesurés chez les enfants âgés entre 9 mois et moins de 6 ans du quartier Notre-Dame et d'Amos sont présentées au Tableau 2.

Tableau 2 : Distribution des données de plombémies, de cadmium sanguin ($\mu\text{g/L}$) et d'arsenic unguéal ($\mu\text{g/g}$) de la population témoin d'Amos et du quartier Notre-Dame

Distribution	Plombémies ($\mu\text{g/L}$)	Cadmium sanguin ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic unguéal ($\mu\text{g/g}$)	
			Amos	QND
Minimum	4,00	< 0,06	0,042	0,130
5 ^e percentile	6,22	0,030*	0,055	0,160
Médiane	10,65	0,090	0,120	0,315
Moyenne géométrique	11,57	0,064	0,113	0,416
95 ^e percentile	31,04	0,105	0,218	2,925
Maximum	71,00	0,200	0,420	4,500
Écart type	13,48	0,042	0,062	1,011
Variance	181,75	0,002	0,004	1,023
Données sous la limite de détection (%)	0	37,5	0	0

* Correspond à la moitié de la limite de détection

4.3 PLOMB SANGUIN

À l'automne 2018, une moyenne arithmétique de plombémie de 14,4 µg/L (MG = 11,6 µg/L) a été mesurée chez les enfants du QND, ce qui constitue une diminution importante par rapport aux campagnes de biosurveillance menées antérieurement³¹ (Figure 9). Deux résultats (soit 5 % des résultats) provenant d'une même fratrie dépassaient le seuil MADQ de 50 µg/L. Les parents ont été contactés par la DSPu afin de déterminer la ou les sources les plus probables d'exposition et les participants ont ensuite été pris en charge par un pédiatre de l'hôpital de Rouyn-Noranda.

Après investigation, ces résultats étaient attribuables à la contamination au plomb de la glaçure d'un tajine d'origine maghrébine utilisé régulièrement par la famille. À l'exception de ces deux mesures supérieures au seuil MADQ, quatre résultats dépassaient le seuil de 20 µg/L (10 % des résultats). Les parents de ces enfants ont également été contactés par la DSPu afin d'enquêter sur la ou les sources les plus probables d'exposition. Pour trois de ces résultats, aucune source n'a pu être attribuée. Seules les émissions de Glencore Fonderie Horne sont suspectées. Pour le quatrième résultat dépassant le seuil de 20 µg/L, les données du questionnaire indiquaient qu'une enquête approfondie aurait été nécessaire pour cibler adéquatement la source de contamination. Par contre, celle-ci n'a pas pu être réalisée puisqu'il a été impossible de rejoindre les parents. Enfin, malgré la diminution notable des plombémies depuis 1979, l'analyse des données indique que la moyenne géométrique des plombémies (11,6 µg/L) se situe au-dessus de la moyenne canadienne de 2014-2015 pour les enfants âgés entre 3 et 5 ans (Figure 10)

³¹ Exceptionnellement, la moyenne arithmétique plutôt que géométrique est utilisée puisque pour certaines années les données brutes n'étaient pas disponibles et seul ce type de moyenne était disponible.

Figure 9 : Moyennes arithmétiques des plombémies mesurées lors des campagnes de biosurveillance menées dans le quartier Notre-Dame de 1979 à 2018

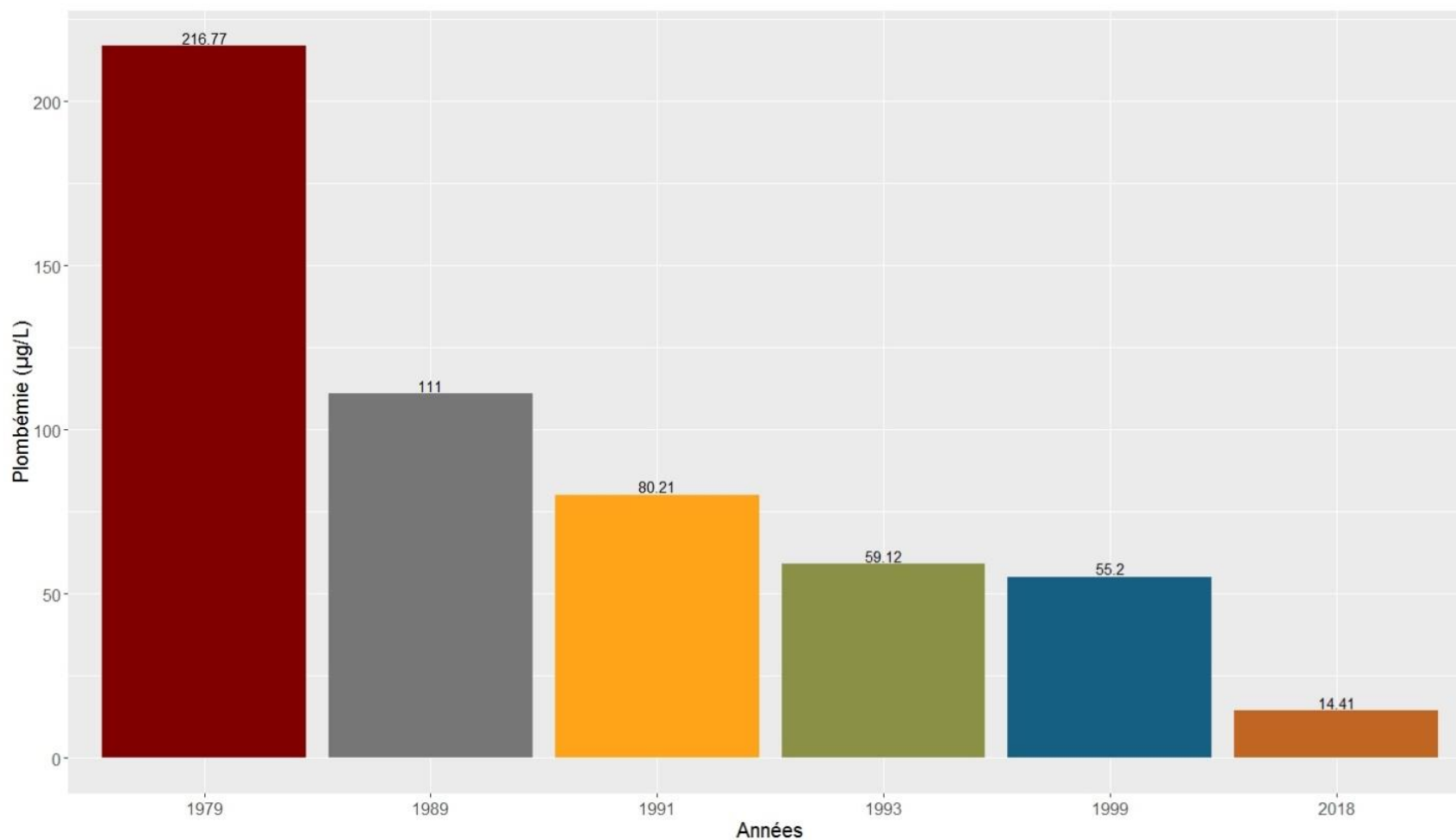
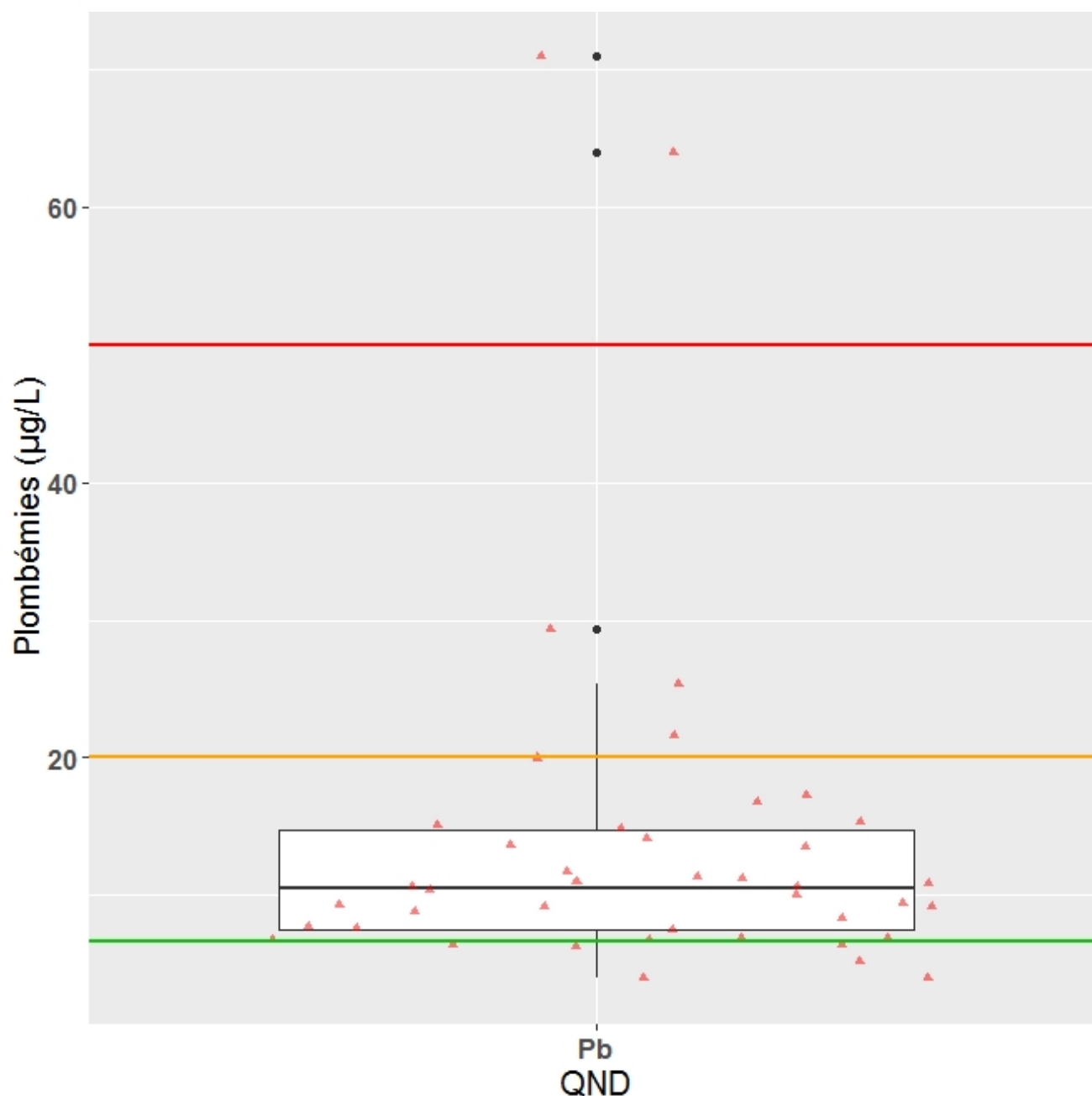


Figure 10 : Plombémies mesurées chez les enfants du QND comparées au seuil MAD0 de 50 µg/L (ligne rouge), au seuil préventif de la DSPu de 20 µg/L (ligne orange) et à la moyenne géométrique canadienne de 6,7 µg/L de 2014-2015 (ligne verte). (Les triangles rouges représentent les données distribuées aléatoirement sur l'axe des X. Ceux-ci ont été superposés au graphique en boîte à moustache, représentés en noir. Les points noirs représentent des données extrêmes, dépassant 1,5 fois l'intervalle interquartile. À titre informatif, les points rouges situés aux mêmes endroits que les points noirs sur l'axe vertical représentent les mêmes données.)

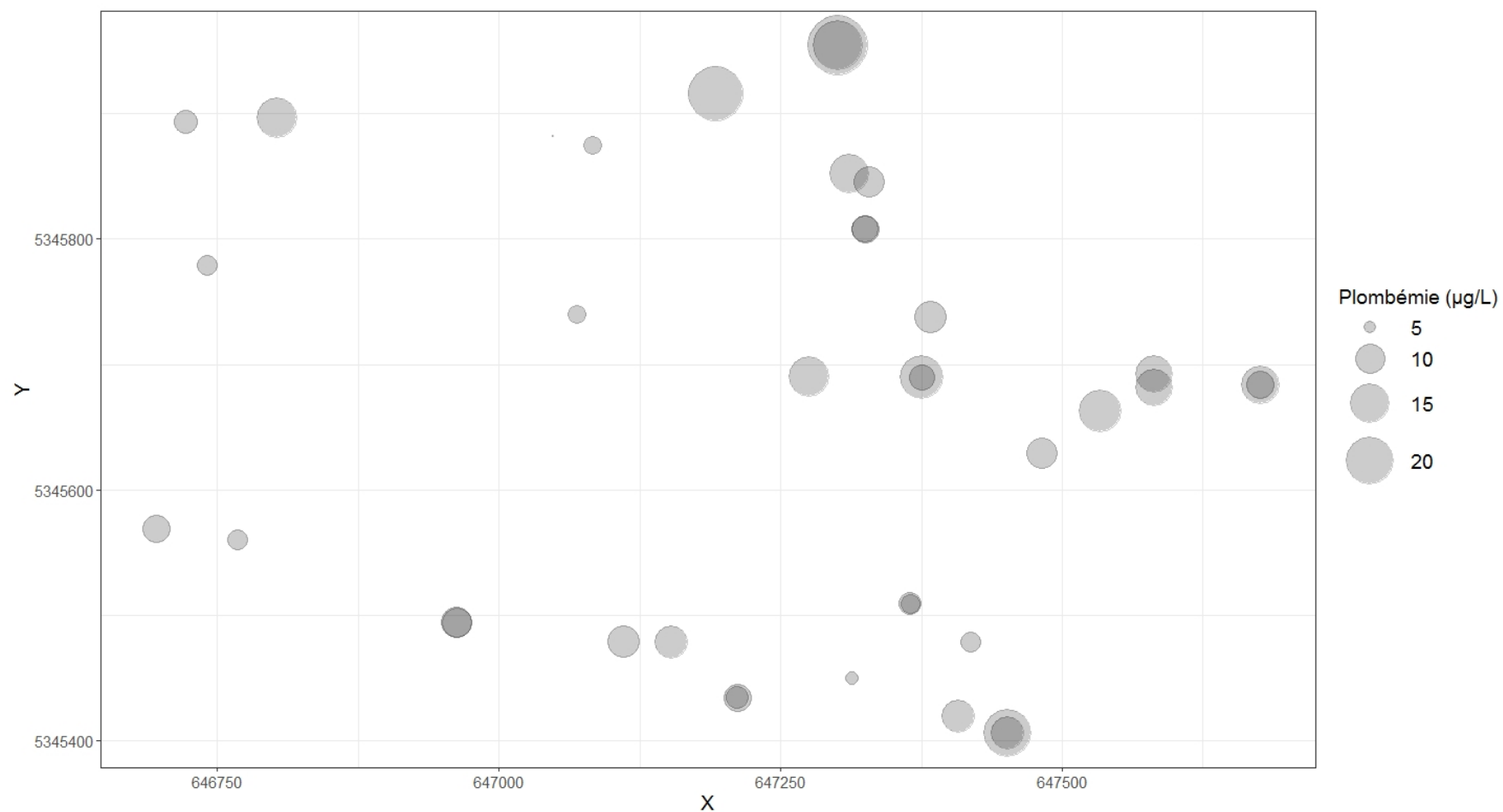


4.3.1 Distribution spatiale des résultats de plombémies

La distance et la position de la résidence des enfants ayant participé à l'étude ont fait partie des covariables analysées dans les modèles linéaires généralisés. La distribution spatiale des plombémies est présentée à la Figure 11.

La visualisation de la distribution spatiale des données dans le quartier ne permet pas de déceler un schéma clair de répartition, cela malgré le fait que les plombémies les plus élevées se trouvent au nord du quartier, c'est-à-dire à proximité des installations de Glencore Fonderie Horne. Néanmoins, selon les tests statistiques réalisés (voir Annexe 4), les enfants résidant à l'est du quartier ont des plombémies plus élevées que ceux résidant à l'ouest.

Figure 11 : Distribution spatiale des plombémies dans le quartier Notre-Dame. La fonderie Horne se trouve en haut du graphique, soit au nord

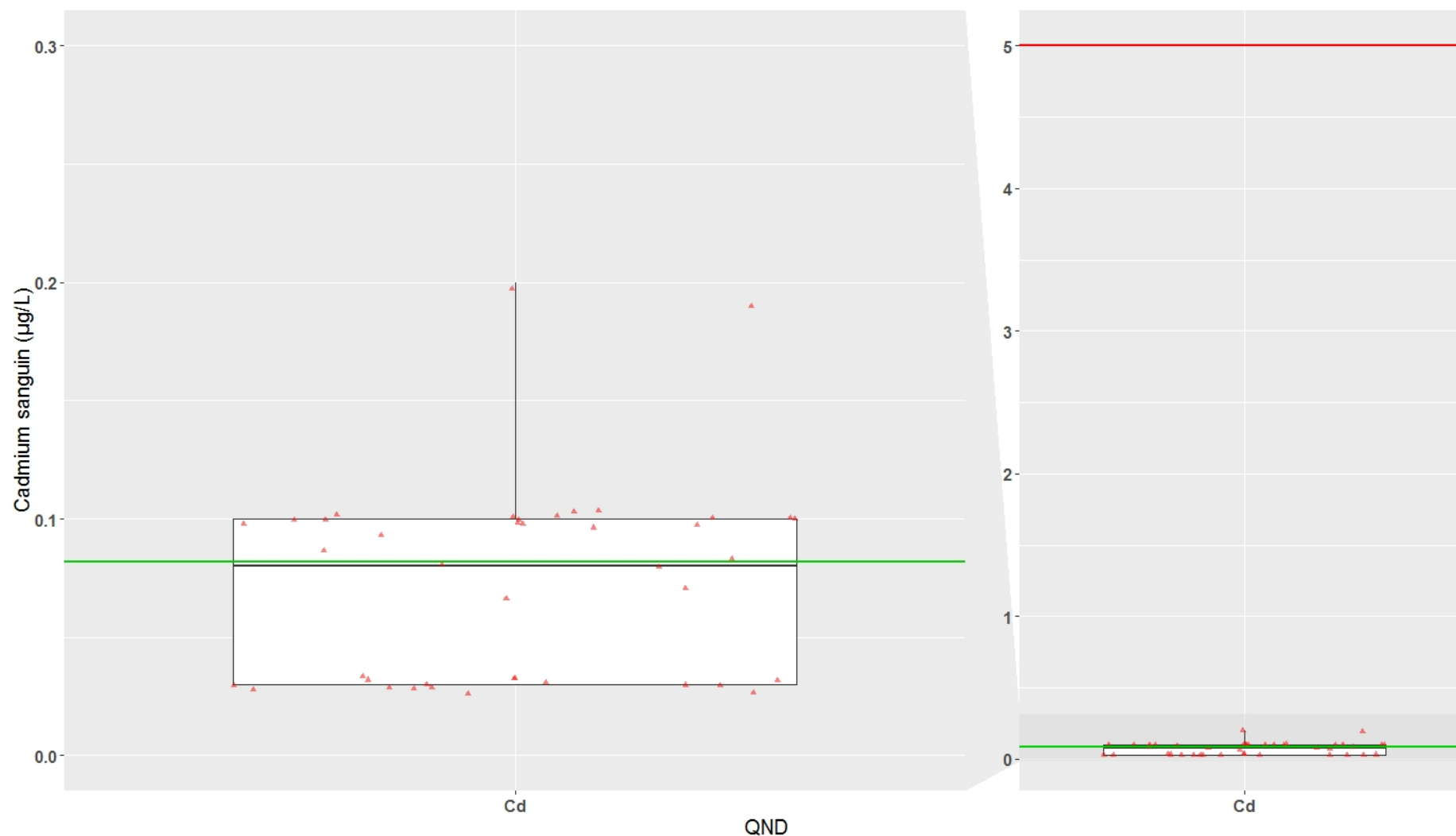


4.4 CADMIUM SANGUIN

La moyenne géométrique (MG) des concentrations de cadmium mesurées dans les échantillons sanguins prélevés sur les 40 enfants du quartier Notre-Dame est de 0,064 µg/L, ce qui est largement sous le seuil MADQ de 5 µg/L et sous la MG canadienne de 0,082 µg/L pour les enfants âgés entre 3 et 5 ans (Santé Canada, 2017; Figure 12).

À noter que 37,5 % des échantillons affichaient des concentrations sous la limite de détection (0,06 µg/L) et qu'aucune analyse statistique n'a été réalisée à partir des données de cadmium sanguin.

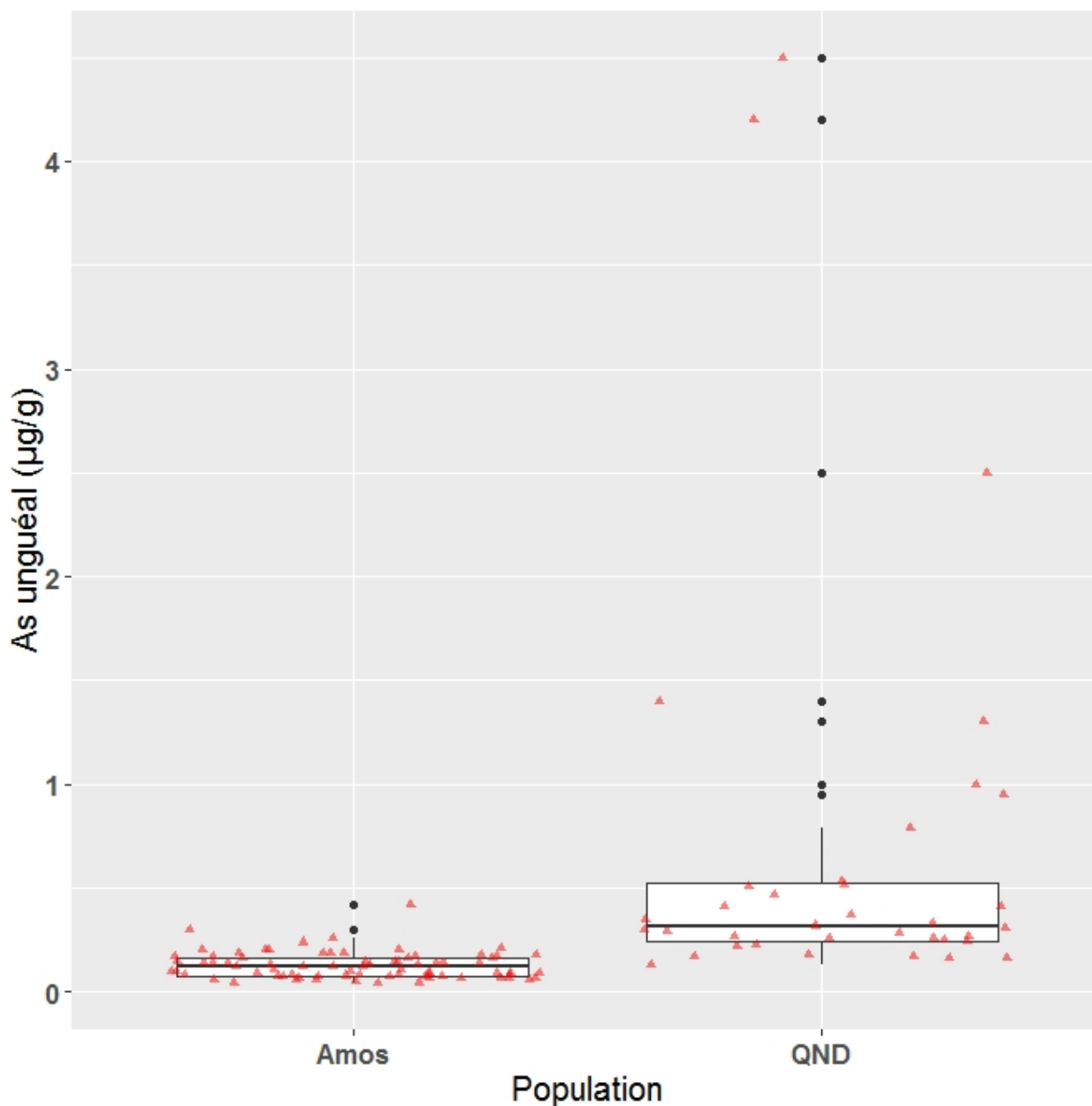
Figure 12 : Concentrations de cadmium sanguin mesurées chez les enfants du QND comparées au seuil MADO (rouge) et à la moyenne canadienne de 0,082 µg/L de 2014-2015 (vert). (Les triangles rouges représentent les données distribuées aléatoirement sur l'axe des X. Ceux-ci ont été superposés au graphique en boîte à moustache, représentés en noir.)



4.5 ARSENIC UNGUÉAL

La distribution des données sur l'arsenic unguéal de la population témoin d'Amos et celle du quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda sont présentées au Tableau 2 et à la Figure 13. Les résultats diffèrent significativement entre les populations à l'étude ($F_{1,107} = 85,585$, $p < 0,001$), la moyenne géométrique dans le quartier Notre-Dame étant 3,7 fois plus élevée que celle mesurée à Amos. À noter qu'environ 20 % des concentrations d'arsenic unguéal mesurées dans le QND sont considérées comme des données extrêmes (données dépassant 1,5 fois l'intervalle interquartile). Ces résultats représentent une valeur se situant entre 8 et 40 fois la moyenne géométrique de la population témoin ($0,11 \mu\text{g/g}$). Les données indiquent que les différences observées quant aux concentrations d'arsenic unguéal des jeunes enfants chez les deux populations à l'étude ne sont pas influencées par le sexe ($F_{1,107} = 0,759$, $p = 0,386$) ni l'âge ($F_{1,107} = 0,018$, $p = 0,895$) des participants.

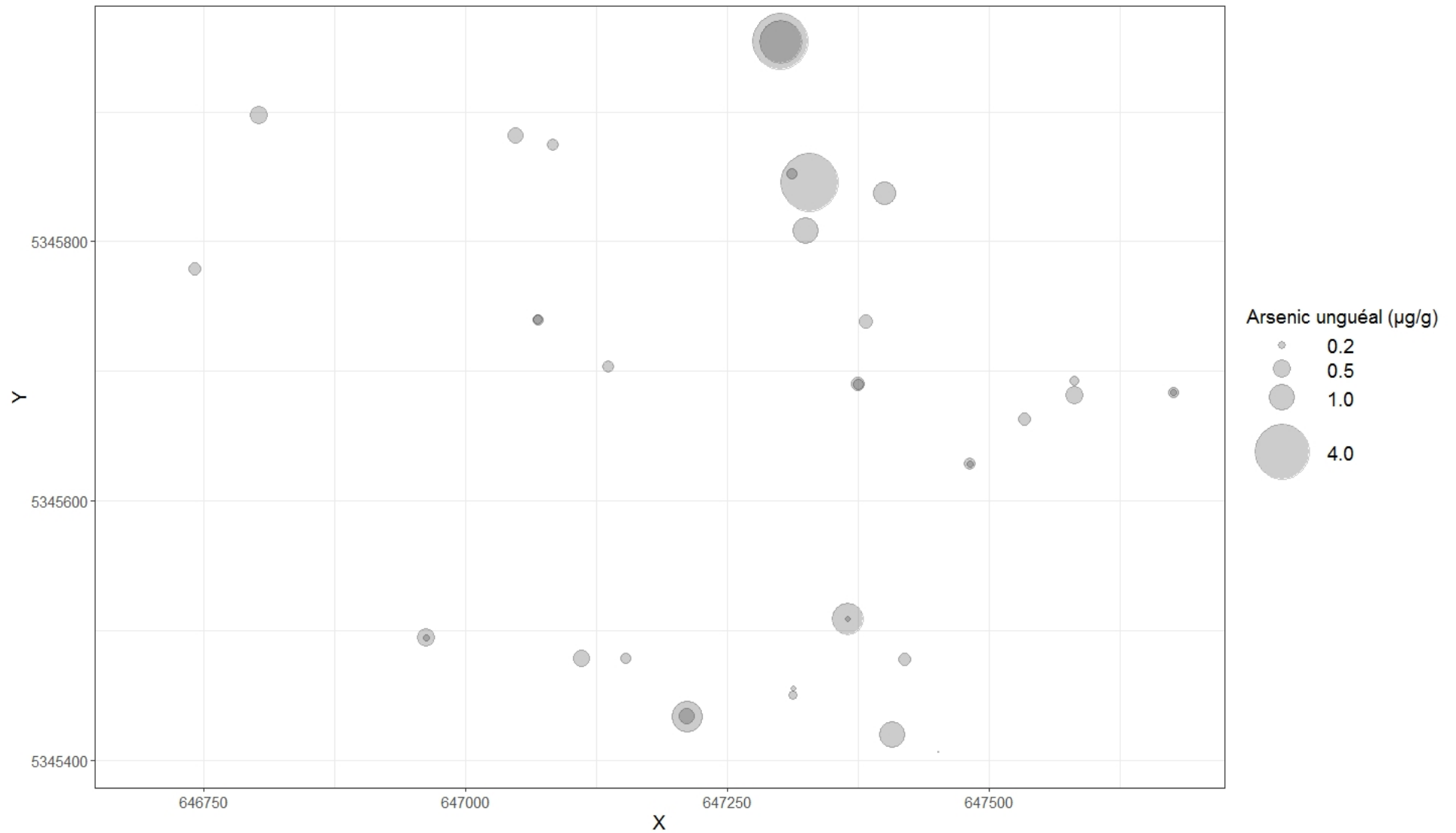
Figure 13 : Comparaison des concentrations d'arsenic unguéal ($\mu\text{g/g}$) chez les enfants d'Amos et du quartier Notre-Dame. (Les triangles rouges représentent les données distribuées aléatoirement sur l'axe des X. Ceux-ci ont été superposés au graphique en boîte à moustache, représentés en noir. Les points noirs représentent des données extrêmes, dépassant 1,5 fois l'intervalle interquartile. À titre informatif, les points rouges situés aux mêmes endroits que les points noirs sur l'axe vertical représentent les mêmes données.)



4.5.1 Distribution spatiale des résultats d'arsenic unguéal

La distribution spatiale des concentrations d'arsenic unguéal est présentée à la Figure 14. La visualisation de la distribution spatiale des données dans le quartier ne permet pas de déceler un schéma clair de répartition, cela malgré le fait que les concentrations d'arsenic unguéal les plus élevées se trouvent au nord du quartier, c'est-à-dire à proximité des installations de Glencore Fonderie Horne. Selon les tests statistiques réalisés (voir Annexe 4), il n'y aurait aucune association statistique entre les concentrations d'arsenic unguéal mesurées et la position dans le quartier ou la distance par rapport à la Fonderie.

Figure 14 : Distribution spatiale des résultats d'arsenic unguéal



4.6 POUSSIÈRES INTÉRIEURES

Des échantillons de poussières intérieures ont été prélevés auprès de 32 ménages³² dans les deux principales pièces où les enfants passent la majorité de leur temps, selon les parents. La pièce identifiée comme P1 dans les analyses était la chambre à coucher de l'enfant pour 63 % des échantillons, la cuisine pour 28 % et la salle à manger pour le dernier 9 %. Pour la majorité des enfants, la pièce P2 était le salon (94 % des enfants) et plus rarement la salle de jeux (chez 6 % des enfants). Le portrait présenté ici sous-estime fort probablement la situation réelle considérant que 55 % des occupants ont fait le ménage le jour précédant l'échantillonnage ou quelques heures avant.

Tableau 3 : Concentrations de métaux mesurées dans les deux principales pièces (P1 et P2) où les enfants passent la majorité de leur temps (pour les 32 habitations échantillonnées)

	P1				P2			
	Moyenne (µg/100 cm ²)	Max (µg/100 cm ²)	Min (µg/100 cm ²)	% des données sous la L.D. ³³	Moyenne (µg/100 cm ²)	Max (µg/100 cm ²)	Min (µg/100 cm ²)	% des données sous la L.D.
Arsenic	1,29*	9,60	< 1,0	66	1,30*	10,40	< 1,0	69
Cadmium	NA	0,60	< 0,5	97	NA	0,90	< 0,5	97
Plomb	3,63	17,60	< 1,0	19	4,22	38,10	< 1,0	31

* En raison du nombre important d'échantillons ayant des concentrations sous la limite de détection, les données présentées doivent être interprétées avec prudence.

Les concentrations moyennes de plomb et d'arsenic mesurées dans les poussières sont similaires dans les deux pièces (Pb : $p = 0,253$; As : $p = 0,796$) bien que des valeurs plus élevées aient été mesurées pour le plomb dans la pièce P2 (correspondant au salon dans la majorité des cas). Considérant le nombre élevé de données en dessous de la limite de détection pour le cadmium mesuré dans les poussières, aucune moyenne n'a été calculée.

Selon les analyses statistiques réalisées (voir Annexe 4), les concentrations de plomb dans les échantillons de poussières intérieures recueillis dans le salon étaient associées positivement aux résultats de plombémies chez les participants et permettraient d'expliquer environ 30 % de la variation des plombémies ($R^2 = 0,302$). Les concentrations d'arsenic mesurées dans les échantillons de poussières intérieures étaient également associées aux résultats d'arsenic unguéal ($R^2 = 0,385$). Les résultats pour l'arsenic sont toutefois à interpréter avec précaution en raison du nombre élevé de données sous la limite de détection, soit 69 %.

4.7 SOLS

Des échantillons de sols ont été prélevés dans le premier pouce de sol de l'aire de jeu extérieure des enfants, et cela pour les terrains des 32 résidences où des échantillons de poussières intérieures ont été recueillis. Les concentrations en plomb, en cadmium et en arsenic mesurées pour chacun des terrains sont présentées aux figures 16 à 18.

³² Certains participants étaient de la même fratrie, ce qui explique pourquoi il y a moins d'échantillons de sols et de poussières intérieures que de prélèvements sanguins et d'ongles.

³³ Limite de détection du laboratoire.

Figure 15 : Concentrations de plomb mesurées dans les sols échantillonnés sur les terrains du quartier Notre-Dame en comparaison avec le seuil de restauration de 500 ppm

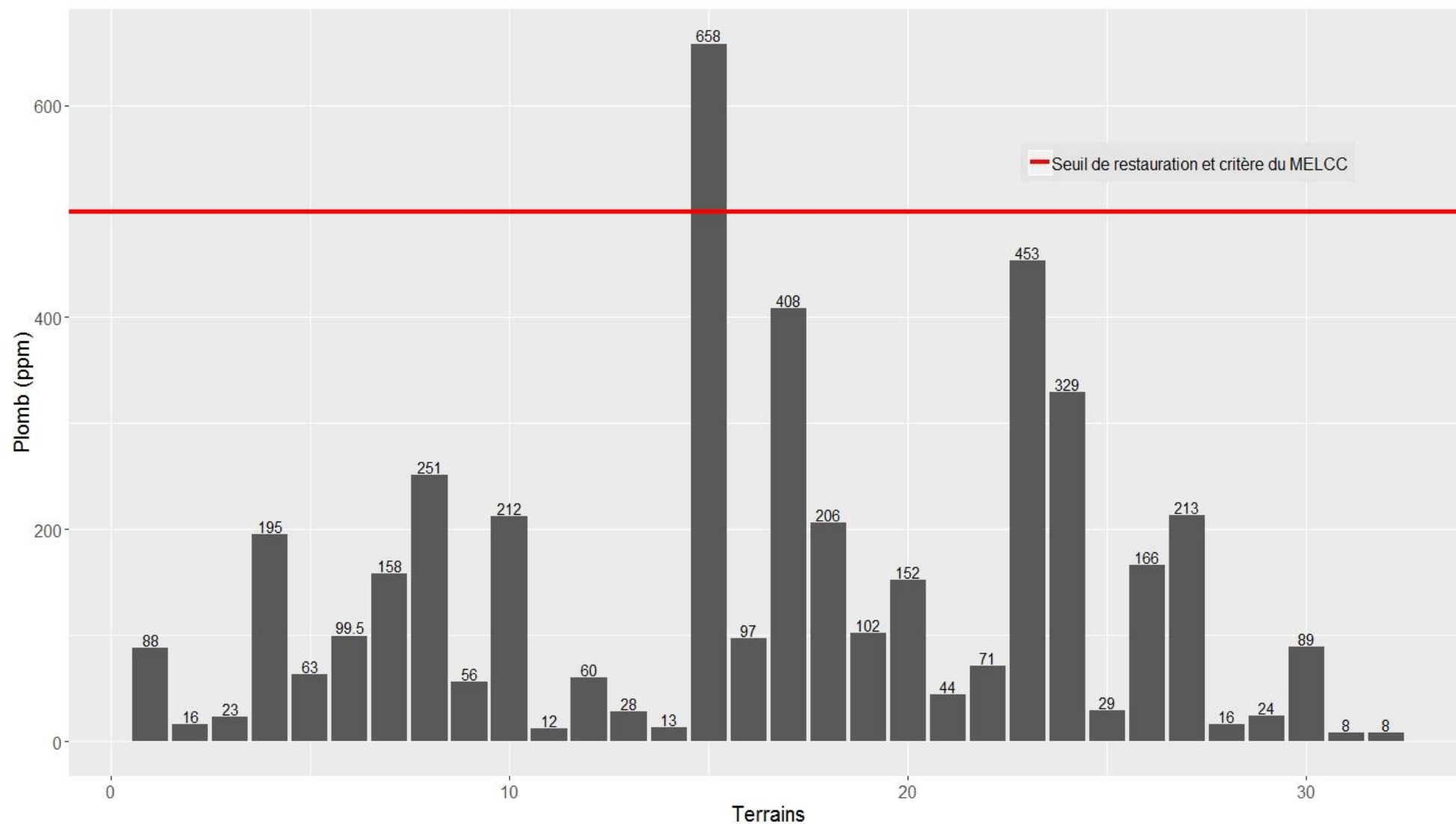


Figure 16 : Concentrations de cadmium mesurées dans les sols échantillonnés sur les terrains du quartier Notre-Dame en comparaison avec le critère de 5 ppm du RPRT (rouge).

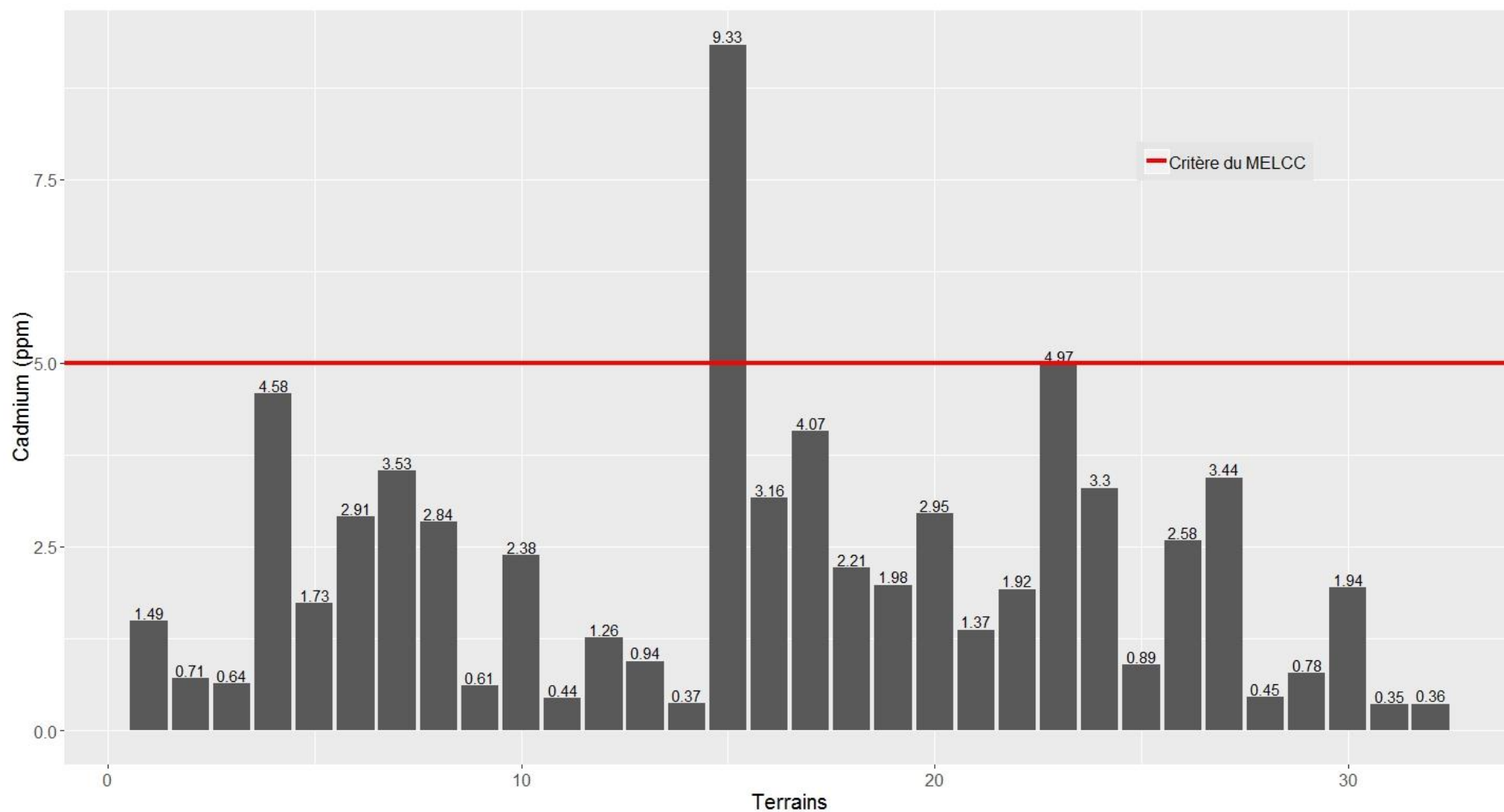
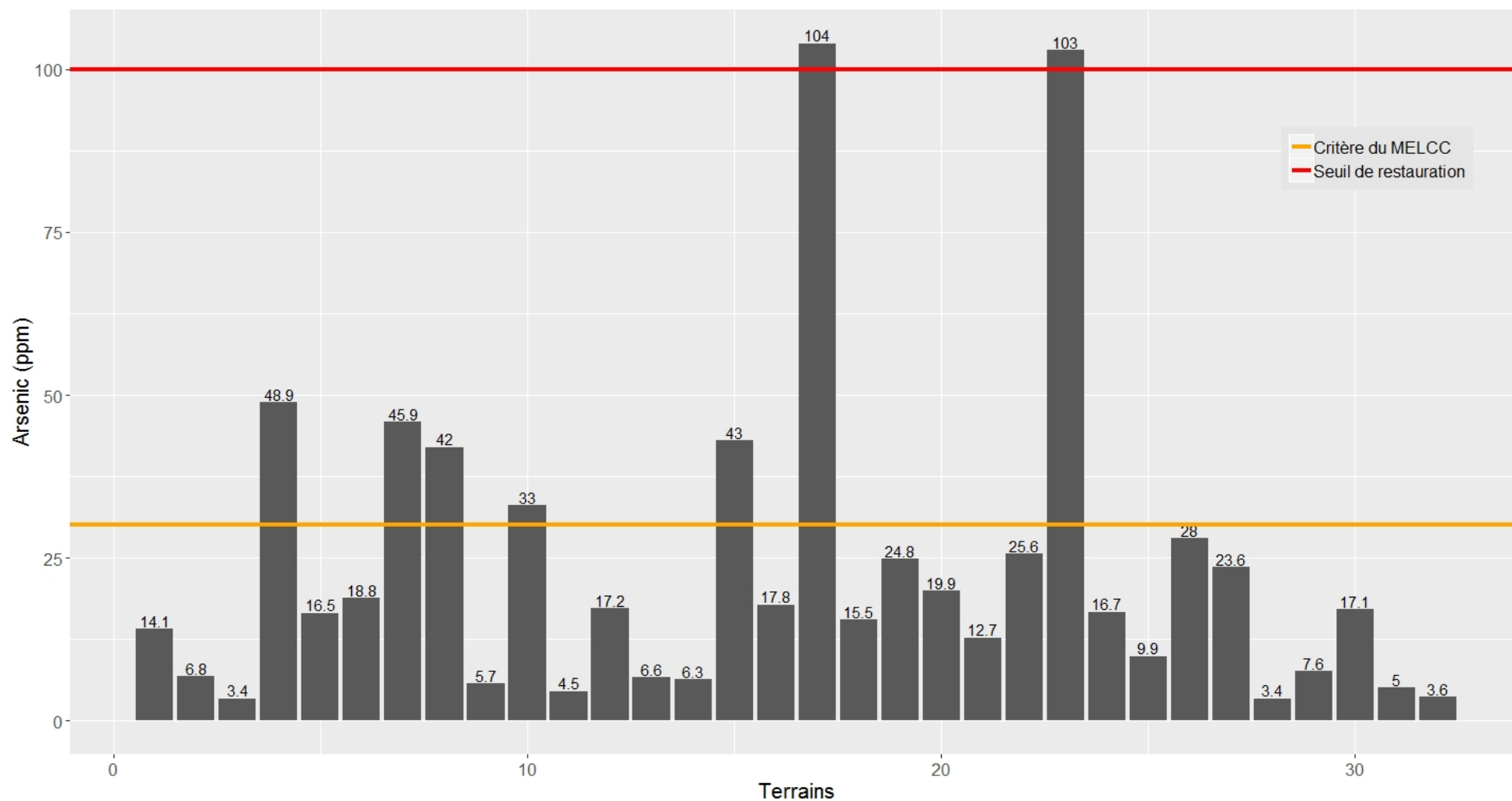


Figure 17 : Concentrations d'arsenic mesurées dans les sols échantillonnés sur les terrains du quartier Notre-Dame en comparaison avec le critère de 30 ppm du RPRT (orange) et le seuil de restauration de 100 ppm (rouge)



En ce qui concerne les concentrations de plomb dans les sols, une moyenne arithmétique de 135,86 ppm (ou µg/g) a été mesurée. Un seul terrain dépassait le seuil de restauration³⁴ de 500 ppm³⁵ (Figure 15³⁶). Glencore Fonderie Horne s'est engagée à restaurer ce terrain.

En ce qui a trait au cadmium, la moyenne arithmétique des concentrations mesurées est de 2,2 ppm (Figure 16). Un seul terrain dépasse le critère de 5 ppm du RPRT. Il s'agit du même terrain qui dépasse le seuil de restauration pour le plomb.

Pour l'arsenic, la moyenne arithmétique des concentrations mesurées dans les sols est de 22 ppm (Figure 17). Sept terrains dépassent le critère de 30 ppm du RPRT du MELCC et deux d'entre eux le critère de restauration de 100 ppm (ce qui représente 22 % des résultats). Glencore Fonderie Horne s'est engagée à restaurer les sept terrains dépassant le seuil de 30 ppm.

Selon les analyses statistiques réalisées (voir Annexe 4), les concentrations de plomb mesurées dans les sols de l'aire de jeu extérieure où résident les enfants ne sont pas associées aux niveaux des plombémies chez les participants ($\Delta AICc$ avec le modèle nul < 5). Concernant les concentrations d'arsenic mesurées dans ces mêmes sols, celles-ci ne s'ajusteraient pas aussi bien que les poussières avec les résultats d'arsenic unguéal ($\Delta AICc = 15,37$), par contre elles permettraient d'expliquer environ 22 % de la variation des résultats d'arsenic unguéal ($R^2 = 0,218$).

Par ailleurs, les concentrations de plomb et d'arsenic mesurées dans les sols et les poussières intérieures sont dans l'ensemble modérément corrélées³⁷, et ce, malgré les difficultés en lien avec l'échantillonnage des poussières (voir la section précédente).

³⁴ Depuis 1989, lorsqu'un terrain dépasse ce seuil, Glencore Fonderie Horne en propose la restauration au propriétaire, et cela aux frais de l'entreprise.

³⁵ Les archives consultées indiquent que le seuil de 500 ppm s'appuie sur les recommandations de 1986 de la Commission royale d'enquête du Canada sur le plomb. Ce seuil correspond également à la valeur limite pour les terrains résidentiels du Règlement québécois sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT), Q-2, r.37.

³⁶ À noter que les concentrations en métaux de chacun des terrains échantillonnés sont présentées dans le même ordre sur l'axe des X pour les figures 16 à 18.

³⁷ Plomb (corrélation entre les poussières prélevées dans la pièce 1 et le sol) : $r = 0,43$, $t = 3,13$, d.l. = 44, $p = 0,003$;
Plomb (corrélation entre les poussières prélevées dans la pièce 2 et le sol) : $r = 0,49$, $t = 3,74$, d.l. = 44, $p < 0,001$;
Arsenic (corrélation entre les poussières prélevées dans la pièce 1 et le sol) : $r = 0,48$, $t = 3,66$, d.l. = 44, $p < 0,001$;
Arsenic (corrélation entre les poussières prélevées dans la pièce 2 et le sol) : $r = 0,58$, $t = 4,69$, d.l. = 44, $p < 0,001$.

5 DISCUSSION

5.1 PLOMB

La diminution des plombémies depuis la dernière campagne de biosurveillance menée en 1999 est rassurante. Cependant, la moyenne des plombémies de 11,57 µg/L mesurée dans le QND est plus élevée que la moyenne canadienne de 6,7 µg/L chez les enfants de la même classe d'âge (Santé Canada, 2017). Bien qu'ils constituent une minorité des résultats, certains enfants présentent des plombémies au-delà du seuil d'intervention de 20 µg/L fixé par la DSPu. Considérant qu'il n'y aurait pas de seuil sécuritaire pour les plombémies (Taylor et al., 2012; Taylor, 2015), il importe de poursuivre les actions visant la diminution de l'exposition des enfants.

5.1.1 Sources d'exposition

Les campagnes de suivi et de restauration des sols qui ont été menées dans le quartier depuis 1990 ont vraisemblablement contribué à réduire l'exposition des enfants au plomb. La diminution des plombémies entre 1991 et 1999, malgré l'augmentation des émissions atmosphériques durant cette période, est un élément en faveur de cette hypothèse. Actuellement, dans un contexte où les concentrations de plomb dans les sols sont surveillées activement et que les sols sont restaurés lorsqu'ils excèdent le seuil de 500 ppm, ceux-ci ne semblent plus jouer un rôle aussi significatif dans l'exposition totale des enfants du quartier que par le passé. Il faut cependant souligner que les résultats des sols analysés correspondaient uniquement à l'aire de jeu extérieure de chaque enfant. Bien que dans le quartier, les sols des lieux fréquentés par les jeunes enfants (parcs, CPE, garderies en milieu familial, écoles) soient surveillés aux deux ans et restaurés au besoin, un enfant peut fréquenter d'autres endroits dans le quartier et être exposé à différents sols. D'ailleurs, le quartier comporte un nombre important de ruelles non pavées dont les concentrations en métaux sont inconnues et qui depuis 1990-1991 n'ont pas fait l'objet d'une restauration³⁸. On ne peut donc exclure que certains enfants puissent être exposés au plomb s'étant accumulé en surface de ces ruelles ou sur certains terrains ayant des concentrations plus élevées en plomb, soit en raison d'une recontamination ou parce que ces endroits n'ont pas été restaurés depuis 1990-1991. En résumé, les concentrations de plomb mesurées au sol dans l'aire de jeu extérieure de l'enfant ne sont pas nécessairement représentatives de ce à quoi les enfants sont réellement exposés.

En parallèle, les échantillons de poussières intérieures recueillies dans le cadre de cette étude sous-estiment fort probablement la situation réelle, en raison du fait que plus de la moitié des participants avaient fait le ménage la journée précédant l'échantillonnage ou quelques heures auparavant. Un ré-échantillonnage de ce paramètre serait souhaitable, dans le cadre d'un protocole plus strict, où l'entretien ménager avant échantillonnage serait standardisé.

Ceci dit, il ne faut pas perdre de vue qu'ultimement, la source principale de plomb dans le quartier provient des émissions atmosphériques de Glencore Fonderie Horne. La contamination des sols et des poussières intérieures est une conséquence attribuable aux particules atmosphériques de plomb se déposant au sol et étant remises en suspension sous l'effet du vent. Une diminution des concentrations de plomb dans l'air permettrait vraisemblablement d'abaisser davantage les plombémies, et ce, peu importe la voie principale d'exposition.

³⁸ Des travaux de voirie ont été effectués à certains endroits, mais il ne s'agissait pas de travaux de restauration de sols à proprement dit.

5.2 CADMIUM

Globalement, les concentrations de cadmium sanguin mesurées chez les jeunes enfants du QND sont similaires à la moyenne de 0,082 µg/L retrouvées dans la population canadienne (Santé Canada, 2017) et en deçà du seuil MADO de 5 µg/L. Cependant, bien que ceci soit rassurant, l'absence d'une surexposition en bas âge n'implique pas que ce soit le cas pour la population d'âge adulte ayant été exposée pendant plusieurs années. Rappelons que le cadmium est très persistant dans l'organisme (demi-vie entre 20 et 30 ans) et qu'en raison de sa tendance à s'accumuler dans les reins et le foie, le suivi du cadmium urinaire ou sanguin ne permet pas de mesurer adéquatement la charge corporelle accumulée depuis plusieurs années (Prozialeck et Edwards, 2012 ; Bernhoft, 2013). Des tests permettant de cibler plus particulièrement les effets néphrotoxiques initiaux induits par le cadmium peuvent se faire en mesurant différents biomarqueurs. Pour évaluer les effets à long terme du cadmium sur une population ayant été exposée, l'utilisation d'une combinaison de biomarqueurs, tels des protéines dans l'urine, semblerait plus appropriée, particulièrement la Kim-1, une protéine transmembranaire non détectable dans les reins en santé (Prozialeck et Edwards, 2012). Il faut cependant souligner que l'apparition de tels biomarqueurs peut être due à d'autres problèmes ou maladies pouvant affecter les reins, comme le diabète (Bonventre, 2008 ; Sabbisetti et al., 2014), ce qui rend complexe l'interprétation de leurs présences chez certains individus.

5.3 ARSENIC

5.3.1 Exposition à l'arsenic des enfants d'âges préscolaires du QND

Une moyenne géométrique d'arsenic unguéal de 0,42 µg/g a été mesurée chez les enfants du QND. Les résultats indiquent que les concentrations d'arsenic unguéal des enfants du QND sont en moyenne 3,7 fois plus élevées que celles mesurées à Amos. De plus, environ 20 % des échantillons sont considérés comme des valeurs extrêmes, la valeur la plus élevée observée s'élevant jusqu'à 40 fois la moyenne de la population témoin, celle-ci se chiffrant à 0,11 µg/g. Les données font ressortir que les enfants du QND sont plus exposés à ce contaminant que ceux d'Amos³⁹.

Les résultats obtenus dans le QND concordent également avec les moyennes géométriques et médianes d'environ 0,5 µg/g rapportées dans d'autres études ayant mesuré l'arsenic unguéal chez des enfants âgés de 1 à 13 ans et vivant à proximité d'une mine et/ou d'une fonderie désaffectées (Pearce et al., 2010 ; Loh et al., 2016). Des concentrations d'arsenic unguéal similaires (0,456 µg/g) ont également été mesurées dans les ongles d'orteils d'enfants résidants à proximité du site contaminé à l'arsenic de la mine Giant Mines à Yellowknife, dans les Territoires-du-Nord-Ouest (Chan et al., 2019).

³⁹ À noter que l'arsenic est présent naturellement, notamment dans l'alimentation. Il est donc normal que les enfants de la population témoin y soient également exposés.

Dans une étude menée en Abitibi-Témiscamingue, Gagnon et al. (2016) ont mesuré une moyenne géométrique de concentrations d'arsenic dans les ongles d'orteil de 0,305 µg/g chez des enfants âgés de 7 à 17 ans s'approvisionnant à partir d'une eau contenant entre 7,07 et 10 µg/L d'arsenic⁴⁰. Chez les adultes de ce sous-groupe, la moyenne géographique était plutôt de 0,13 µg/g. Ils ont également mesuré une moyenne géographique d'arsenic unguéal de 0,308 µg/g chez les enfants⁴¹ consommant de l'eau contenant entre >10 et <20 µg/L d'arsenic. Ces résultats suggèrent que l'exposition à l'arsenic dans le quartier Notre-Dame est supérieure à celle retrouvée chez des enfants consommant de l'eau contaminée à l'arsenic.

La comparaison des données du QND avec les concentrations d'arsenic mesurées dans les ongles provenant de populations buvant de l'eau faiblement à modérément contaminée (> 0 à < 20 µg/L) à l'arsenic est intéressante. Lorsqu'un calcul théorique est appliqué pour déterminer la quantité d'arsenic absorbée⁴², on pourrait s'attendre à ce que les concentrations d'arsenic unguéal soient supérieures dans les ongles d'enfants consommant de l'eau contaminée à l'arsenic comparativement à des enfants exposés à l'arsenic par l'intermédiaire des sols, des poussières et de l'air ambiant. Par contre, ce n'est pas le cas lorsque l'on compare les données de cette étude avec celle de Gagnon et al. (2016). Cette comparaison suppose que les mécanismes sous-jacents à la métabolisation de l'arsenic inhalé par la population du QND et ceux de l'arsenic ingéré chroniquement dans une eau potable sont similaires, ce qui n'est pas nécessairement le cas.

Dans l'organisme, l'arsenic est biotransformé sous forme de différents métabolites méthylés et la proportion de ces métabolites produits peut varier fortement en fonction de l'espèce chimique d'arsenic absorbée, du type d'exposition et des concentrations d'arsenic auxquelles les personnes sont exposées (Lauwerys et al., 2007; Khairul et al., 2017). Lors d'une intoxication aiguë à l'arsenic, la production de métabolites d'arsenic est freinée dans les premiers jours suivant l'exposition et l'arsenic est principalement excrété dans l'urine sous forme inorganique (Mahieu et al., 1981). Comme l'arsenic inorganique se concentre dans les tissus riches en kératine (Yoshida et al., 2004 ; Slotnick et Nriagu, 2006), il est possible que lors d'expositions irrégulières à de hautes concentrations d'arsenic, comme dans le QND, une charge plus importante d'arsenic se retrouve dans les ongles, contrairement à une exposition chronique à de faibles concentrations où une plus grande partie de l'arsenic absorbé sera métabolisée. Ceci n'est cependant qu'une hypothèse.

⁴⁰ La norme sur l'eau potable présentement utilisée au Québec est de 10 µg/L. Par contre, selon l'approche du risque unitaire, le risque d'excédent de cancer associé à cette valeur varie entre $1,3 \times 10^{-4}$ et $6,1 \times 10^{-4}$ selon les différentes estimations de l'exposition, ce qui est supérieur à ce qui est généralement considéré comme un risque négligeable. Cela s'explique par une prise en compte de la faisabilité technique de traitement aux échelles municipales et résidentielles (INSPQ, 2017b). La valeur guide sanitaire recommandée par l'INSPQ est de 0, c'est-à-dire la plus faible concentration possible. <https://www.inspq.gc.ca/eau-potable/arsenic>

⁴¹ Ces enfants étaient âgés entre 8 et 17 ans.

⁴² Si l'on considère un taux d'absorption à 90 % de l'arsenic pour l'ingestion d'eau et pour l'inhalation, ainsi qu'un taux de 25 % pour l'ingestion d'arsenic non soluble contenu dans le sol, ce qui est conservateur, mais possible (Baars et al. 2001), un enfant de 15 kg consommant quotidiennement 1 L d'eau (les taux de consommation utilisés sont ceux proposés par l'INSPQ (2012)) contenant 15 µg/L devrait accumuler une charge corporelle quotidienne de 13,5 µg d'arsenic ($15 \mu\text{g/L} \times 1 \text{ L} \times 0,9 = 13,5 \mu\text{g}$), alors qu'un enfant respirant en moyenne 200 ng/m³ à un taux de 0,5 m³/kg/jour et ingérant 85 mg/jour de poussières et de sols contaminés à 100 ppm (mg/kg) d'arsenic devrait accumuler 3,48 µg d'arsenic par jour ($0,5 \text{ m}^3/\text{kg}/\text{jour} \times 15 \text{ kg} \times 200 \text{ ng}/\text{m}^3 \times 0,9 + 85 \text{ mg}/\text{jour} \times 100 \text{ mg}/\text{kg} \times 0,25 = 3,48 \mu\text{g}$).

Néanmoins, Gagnon et al. (2016) ont mesuré l'arsenic dans les ongles d'orteils et non ceux de la main. Puisque les ongles d'orteils poussent plus lentement, on devrait retrouver des concentrations plus élevées d'arsenic pour la même masse que dans les ongles de main (Karagas et al., 1996; Brima et al., 2006; Slotnick et Nriagu, 2006), ce qui n'est pas le cas si l'on compare les données de cette étude avec celles de Gagnon et al. (2016). Il est cependant difficile d'affirmer si cette différence serait significative dans le contexte d'une population exposée de façon irrégulière à de l'arsenic de source industrielle.

Ceci dit, considérant que le taux d'absorption de l'arsenic ingéré *via* l'eau potable est possiblement plus élevé que celui de l'arsenic inhalé (Baars et al., 2001; INSPQ, 2017b) et que l'arsenic mesuré dans les ongles d'orteils devrait être plus élevé que dans les ongles de main, on peut suspecter que l'exposition des enfants du QND à l'arsenic est comparable, voir plus élevée, à celles de populations consommant de l'eau potable contaminée à l'arsenic contenant >10 µg/L (Normandin et al., 2014; Gagnon et al., 2016). D'ailleurs, certaines études américaines ont observé chez des adultes exposés à des concentrations faibles à modérées⁴³ d'arsenic, un risque plus élevé de développer un cancer du poumon chez les participants ayant des concentrations d'arsenic dans les ongles d'orteils de plus de 0,114 µg/g (Heck et al., 2009) et une augmentation du risque de développer un cancer de la peau à des concentrations d'arsenic unguéal de plus de 0,345 µg/g (Karagas et al., 2001). À noter que les concentrations d'arsenic unguéal mesurées chez les enfants semblent généralement plus élevées que celles des adultes et ne devraient pas être comparées (Gagnon et al., 2016 ; Middleton et al., 2018).

5.3.2 Sources d'exposition

Les sources abordées dans le questionnaire ne permettent pas d'expliquer les concentrations d'arsenic unguéal mesurées chez les enfants du QND. Les résultats concordent néanmoins avec les résultats de Wickre et al. (2004) et de Loh et al. (2016) qui montrent une corrélation (r variant entre 0,34 et 0,42) entre les concentrations d'arsenic mesurées dans les sols et les poussières et les concentrations d'arsenic unguéal chez les jeunes enfants. Les éléments mentionnés à la section 5.1.1 sont aussi valables pour l'arsenic, c'est-à-dire que les ruelles et l'ensemble des terrains potentiellement contaminés sur lesquels les enfants ont pu jouer n'ont pas été pris en compte dans le cadre de cette étude.

Bien que l'étude ne permette pas d'établir précisément quelle est la proportion de l'exposition à l'arsenic attribuable au contact avec les sols, aux poussières intérieures et à l'air ambiant, il n'en demeure pas moins que les concentrations d'arsenic mesurées à la surface des sols devraient contribuer à l'ensemble de ces sources d'exposition. Sous l'effet du vent, les poussières contenues à la surface d'un sol peuvent être remises en suspension dans l'air et contribuer à l'exposition *via* l'air ambiant (Martin et al., 2014) et en saison estivale *via* les poussières pénétrant à l'intérieur des habitations. À l'heure actuelle, selon les résultats obtenus et la littérature scientifique (Roberts et Dickey, 1995 ; Carrizales et al., 2006 ; Loh et al., 2006 ; Wickre et al., 2014 ; Taylor, 2015), les poussières intérieures et les sols semblent constituer les principales voies d'exposition à l'arsenic.

Ceci dit, à l'instar du plomb, il ne faut pas perdre de vue que la source principale d'arsenic dans le quartier provient des émissions atmosphériques de Glencore Fonderie Horne. De plus, comme l'indique Martin et al. (2014), l'inhalation d'arsenic chez des populations vivant à proximité de

⁴³ Les auteurs de ces études ont déduit que les participants étaient faiblement à modérément exposés à l'arsenic *via* l'eau potable en fonction des concentrations mesurées dans leurs ongles.

grands émetteurs d'arsenic atmosphérique, telles les fonderies de cuivre, pourrait représenter une voie d'exposition plus importante que l'ingestion. Par ailleurs, l'exposition par inhalation des enfants est généralement plus élevée que chez les adultes considérant que proportionnellement à leur masse, ils inhalent un plus grand volume d'air que ces derniers (Polissar et al. 1990).

Le lien avec l'air ambiant n'est cependant pas si évident à faire avec les résultats obtenus dans la présente étude. Premièrement, en fonction du calcul de doses externes (voir note 43), on devrait s'attendre à ce que l'ingestion de sols^x et de poussières contaminés joue un rôle plus grand dans l'imprégnation des enfants que l'inhalation. Deuxièmement, les données de suivi environnemental (voir Figure 7) montrent une réduction des concentrations atmosphériques d'arsenic en s'éloignant des installations de Glencore Fonderie Horne, alors que les mesures d'arsenic unguéal ne varient pas en fonction de la distance (Figure 14).

Des informations supplémentaires sont nécessaires afin de pouvoir statuer sur l'importance de l'air ambiant comme voie d'exposition à l'arsenic dans le QND. À titre informatif, l'arsenic atmosphérique est mesuré aux stations d'échantillonnage sur une période de 24 h aux trois à six jours⁴⁴ à des points fixes. Les données journalières calculées peuvent être composées de valeurs s'approchant de 0 tout comme de valeurs élevées, et ce, même aux stations plus éloignées. Considérant que les émissions fugitives affectant le quartier sont nécessairement limitées spatialement et sont influencées par les conditions météorologiques, on ne peut exclure la possibilité que les émissions se dirigeant vers le quartier ne soient pas toutes captées par les stations. Ces aspects de temporalité et de spatialité pourraient jouer un rôle non négligeable dans l'exposition des individus habitant le quartier. Par exemple, à un même moment, un individu pourrait être exposé à des concentrations élevées d'arsenic, alors qu'un autre individu se situant ailleurs dans le quartier pourrait être très peu exposé. Ceci dit, on ne peut établir à partir des données provenant des stations d'échantillonnage un portrait représentatif de ce à quoi chaque résident du quartier est exposé.

Par ailleurs, selon l'avis du MELCC de 2004, la température très élevée d'opération des fours à anodes de Glencore Fonderie Horne, soit 1200 °C (MDDELCC, 2018) favorise le dégagement d'arsenic sous forme gazeuse, soit des particules ultrafines de < 0,1 µm. Une partie de ces émissions va s'agglomérer sous l'effet de la température ambiante pour former des particules de plus grandes tailles, mais celles-ci, selon l'information provenant du Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 2016), devraient se retrouver majoritairement dans un ordre de grandeur variant entre 0,1 et 1 µm (voir Annexe 5). Considérant que les filtres des stations d'échantillonnage (Hi-Vol) sont requis de capter au minimum 99 % des particules de 0,3 µm de diamètre⁴⁵, on peut suspecter qu'une fraction importante des émissions atmosphériques d'arsenic sous forme de particules ultrafines (< 0,3 µm) n'est pas captée. Ces particules ultrafines peuvent se propager sur de plus longues distances que les poussières plus grosses en raison de leur poids plus faible (Morawska et al., 2004) et l'arsenic associé aux particules fines (≤ 2,5 µm) persisterait dans l'atmosphère entre 7 et 10 jours (Martin et al., 2014) ce qui pourrait contribuer à l'exposition des résidents jusqu'à l'extrémité sud du quartier. Ceci dit, avant de statuer sur l'importance de l'air ambiant comme voie d'exposition, plusieurs éléments doivent être vérifiés, notamment, la pertinence de mesurer les poussières ultrafines.

⁴⁴ Au trois jours à la station ALTSP-1 opérée par Glencore Fonderie Horne.

⁴⁵ <https://www.ecotech.com/wp-content/uploads/2015/02/HiVol-3000-Manual.pdf>

5.3.3 Évaluation du risque cancérigène à partir de l'approche théorique du risque unitaire

Les concentrations d'arsenic mesurées dans l'air ambiant du quartier sont actuellement bien au-dessus du critère de 3 ng/m^3 du RAA. À titre informatif, les concentrations mesurées dans l'air ambiant en milieu urbain varient entre 1 et 10 ng/m^3 (WHO, 2000). Plus précisément, ce critère de 3 ng/m^3 correspond au maximum des concentrations d'arsenic atmosphériques mesurées en milieu urbain non industrialisé en Europe (EC, 2000). À Montréal, les concentrations d'arsenic atmosphériques mesurées pour la période de 1996 à 2002 variaient entre 1,35 et $1,96 \text{ ng/m}^3$ (CIUSSS du Centre-Sud-de-l'île-de-Montréal, 2018)⁴⁶. Ceci concorde également avec le bruit de fond mesuré en Abitibi-Témiscamingue. À Évain, un secteur de Rouyn-Noranda situé à 10 km à l'ouest de la fonderie, les moyennes annuelles mesurées à la station 8046 du MELCC entre 2006 et 2008⁴⁷ variaient entre 2 et 3 ng/m^3 . À Malartic, dont le milieu habité est adjacent à l'exploitation de la mine Canadian Malartic, soit une des plus grandes mines aurifères en exploitation au Canada⁴⁸, les moyennes annuelles mesurées à la station A2, située à moins de 200 m de la mine, variaient entre 0,5 et $0,9 \text{ ng/m}^3$ de 2012 à 2017⁴⁹. Sur la base du risque unitaire^x, une exposition à 3 ng/m^3 d'arsenic durant une vie entière correspond à un risque de développer un cancer qui peut varier entre 1,92 cas additionnels sur 100 000 individus à 4,5 cas additionnels sur 1 000 000 d'individus, cela tout dépendamment des organismes (U.S. EPA, 1995 ; WHO, 2000 ; Santé Canada 2004 ; OEHHA, 2009).

En 2018, on mesurait une moyenne de 113 ng/m^3 dans le QND à la station située la plus proche de l'usine (8006)⁵⁰, ce qui représente l'année où les plus faibles concentrations d'arsenic atmosphériques ont été mesurées (Figure 7). Une exposition à la concentration moyenne annuelle mesurée en 2018 à la station 8006 se traduirait par un risque théorique d'environ 4,86 cas excédentaires de cancer sur 10 000 personnes⁵¹, ce qui excède le risque normalement considéré acceptable par les autorités sanitaires au Québec (MSSS, 2002). Ceci dit, il ne faut pas perdre de vue que les concentrations d'arsenic mesurées dans l'air ambiant du QND sont bien au-dessus de cette valeur, et ce, depuis plusieurs décennies.

Au Québec, comme dans la plupart des états américains (AENV, 2011), un risque d'excès de cas de cancer par million d'individus ($1/10^6$) est considéré comme un risque négligeable (MSSS, 2002). À noter que certaines instances, plus particulièrement l'OMS et Santé Canada, tolèrent un risque plus élevé, soit un excès de cas de cancer sur cent mille individus ($1/10^5$). Selon les facteurs de risque unitaire utilisés par les grands organismes de santé (U.S. EPA, 1995 ; WHO, 2000 ; Santé Canada, 2004 ; OEHHA, 2009), en considérant uniquement l'exposition via l'air ambiant, un risque théorique de $1/10^6$ correspond à une exposition chronique durant toute une vie (70 ans) à des concentrations d'arsenic variant entre 0,16 et $0,67 \text{ ng/m}^3$. L'exposition à un bruit de fond de 3 ng/m^3 représente déjà un risque considéré comme non négligeable.

⁴⁶ À Montréal-Est des concentrations plus élevées sont mesurées. Par contre, elles sont influencées par l'affinerie de cuivre CCR de Glencore.

⁴⁷ Ces résultats sont issus d'une compilation des données de la station 8046 (Évain) par la DSPu.

⁴⁸ <http://www.canadianmalartic.com/Entreprise-apropos.html>

⁴⁹ Ces résultats sont issus d'une compilation des données de suivi de qualité de l'air de la minière par la DSPu.

⁵⁰ À noter que la station légale utilisée pour l'application de la norme annuelle de 200 ng/m^3 à partir de 2018 est la station ALTSP-1. La moyenne annuelle enregistrée à cette station en 2018 est de 98 ng/m^3 .

⁵¹ Basé sur le risque unitaire de la U.S. EPA de $4,3/10^{-3}$.

5.3.4 Limites entourant l'utilisation de l'approche du risque unitaire

Il importe de mentionner que l'approche du risque unitaire est une approche théorique et que son utilisation pour évaluer le risque cancérigène dans le quartier Notre-Dame comporte certaines limites, en raison du fait qu'elle suppose une exposition 24 h sur 24, 7 jours sur 7 à une concentration constante du contaminant évalué et qu'elle n'inclut pas les autres sources d'exposition (contact avec les sols, poussières intérieures). Dans les faits, l'exposition réelle de la population est variable d'un individu à l'autre et est également influencée notamment par les habitudes de vie de chaque individu, le temps passé à l'extérieur, la variabilité des concentrations d'arsenic dans l'air et les conditions météorologiques.

De plus, les valeurs seuils d'arsenic atmosphérique recommandées pour protéger des effets à la santé divergent considérablement à travers le monde. Actuellement, les seuils pour l'arsenic dans l'air sont élaborés principalement à partir de deux approches distinctes, soit celles s'appuyant sur le risque unitaire ou celles se basant sur le niveau d'exposition professionnelle (AENV, 2011). L'évaluation à partir du risque unitaire génère des seuils plus sévères que celle dérivée à partir du niveau d'exposition professionnel, principalement parce qu'on émet la prémisse qu'il n'y a pas de seuil sans effet. À l'opposé, les seuils développés en fonction des niveaux d'exposition professionnelle vont générer des seuils plus permissifs puisqu'ils se basent sur des observations d'effets à la santé observés en milieu de travail (AENV, 2011).

À titre d'exemple, l'Union européenne s'est basée sur les valeurs du risque unitaire développées par l'OMS (U.K. Environment Agency, 2008; WHO, 2010), et a opté pour un seuil de 6 ng/m³, celui-ci correspondant à un excédent de cas de cancer de 1 personne sur 100 000. D'autres gouvernements, tels la Nouvelle-Zélande et l'état du Queensland en Australie (ToxConsult, 2015), se sont également basés sur l'évaluation du risque de l'OMS. Certains états américains, qui se sont basés sur le risque unitaire proposé par la US EPA en considérant un excédent de cas de cancer de 1 sur 1 000 000, ont établi des seuils aussi bas que 0,2 ng/m³.

À l'opposé, les Pays-Bas se sont dotés d'une norme de 1000 ng/m³, laquelle a été dérivée de la concentration la plus basse d'arsenic où un effet cancérigène a été observé⁵² (Baars et al., 2001)⁵³.

Le Texas a développé à partir de données plus récentes un facteur de risque unitaire différent de la US EPA. L'application de ce facteur résulte en un seuil annuel de 67 ng/m³, correspondant à un excédent de cas de cancer de 1 personne sur 100 000 (Errugantla et Grant, 2012). Ceci semble être le seuil annuel le plus permissif aux États-Unis (AENV, 2011) et diffère d'un facteur de 10 avec les seuils développés par les autres grands organismes de santé. Le tableau 4 présente les seuils d'arsenic atmosphérique proposés par divers organismes internationaux.

⁵² Lowest Observable Adverse Effect Concentration (LOAEC).

⁵³ À noter que le Health Council of the Netherlands recommande un seuil plus bas pour les travailleurs (DECOS, 2012) et que l'extrapolation de ces données permet de calculer pour la population générale un seuil de 0,9 ng/m³ correspondant à un excès de risque de cancer de 1x10⁻⁶ (EChA, 2013).

Tableau 4 : Seuils d'arsenic atmosphérique proposés par divers organismes internationaux

Organisation gouvernementale	Seuil annuel (ng/m ³)	Excès de risque de cancer	Risque unitaire (par µg/m ³)
MELCC	3	$1,29 \times 10^{-5}$	$4,3 \times 10^{-3}$
U.S. EPA	2	1×10^{-5}	$4,3 \times 10^{-3}$
Rhode Island, Massachusetts, Vermont, Caroline du Nord	0,2	1×10^{-6}	$4,3 \times 10^{-3}$
Union Européenne, Royaume-Unis, Queensland (Au)	6	1×10^{-5}	$1,5 \times 10^{-3}$
Texas Commission on Environmental Quality	67	1×10^{-5}	$1,5 \times 10^{-4}$
Nouvelle-Zélande	5,5	$8,25 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-3}$
Pays-Bas	1000	—	—

Les deux approches utilisées comportent des limites et bien qu'il n'y ait pas à l'heure actuelle de consensus scientifique sur quelle approche est la plus appropriée, les grands organismes de santé, tels que l'OMS, la U.S. EPA et Santé Canada, utilisent davantage l'approche du risque unitaire. Par contre, la prémisse selon laquelle il n'y aurait pas de seuil en dessous duquel aucun effet cancérogène ne puisse se manifester constitue une des limites de l'approche du risque unitaire. On ne peut pas non plus écarter la possibilité que le risque cancérogène lié à l'arsenic suive une courbe exponentielle plutôt que d'augmenter de façon linéaire en fonction de la concentration d'arsenic à laquelle une personne est exposée (Lewis et al., 2015).

Considérant la divergence importante dans les seuils réglementaires d'arsenic atmosphérique, on peut comprendre que leur élaboration est une science en développement et que plusieurs incertitudes persistent. Dans la situation actuelle, si l'on se base strictement sur l'évaluation du risque cancérogène à partir de l'approche théorique du risque unitaire, et ce, peu importe le seuil utilisé, on conclura que les probabilités qu'un individu de la population du quartier Notre-Dame développe un cancer, notamment du poumon, sont plus élevées que dans une population non exposée à des sources industrielles d'arsenic. Également, il faut réitérer qu'au Québec, un excédent de cancer de 1 cas sur 1 000 000 est considéré comme un risque négligeable, ce qui implique qu'en utilisant le facteur de risque unitaire le plus permissif, soit celui du Texas ($1,5 \times 10^{-4}$), le seuil à ne pas dépasser serait minimalement de $6,7 \text{ ng/m}^3$.

D'ailleurs, au-delà de l'aspect théorique, une analyse préliminaire menée par la DSPu a révélé que l'incidence du cancer du poumon est plus élevée dans les dernières années à Rouyn-Noranda qu'à Val-d'Or ainsi que l'ensemble du Québec. Ces données sont préoccupantes et requièrent une investigation plus approfondie afin de déterminer si un agrégat de cas de cancer du poumon pourrait avoir comme facteur aggravant les émissions atmosphériques d'arsenic provenant de Glencore Fonderie Horne.

5.4 SYNERGIE ENTRE LES CONTAMINANTS

Les études de biosurveillance menées jusqu'à ce jour dans le QND ont toujours considéré les effets à la santé des contaminants pris individuellement. La population de ce quartier est par contre exposée simultanément à de multiples métaux qui peuvent agir de façon synergique et augmenter leur toxicité dans l'organisme (ATSDR, 2004; Cobbina et al., 2015; Wu et al., 2016). L'exposition concomitante à une combinaison de plomb, de cadmium et d'arsenic peut faire augmenter les précurseurs du stress oxydatif (Whittaker et al., 2011) et même induire un stress oxydatif (ATSDR, 2004; Jadhav et al., 2007; Wang et Fowler, 2008; Silva-Aguilar et al., 2011; Sánchez-Valle et al., 2013). Cette réaction induite peut participer au développement d'effets dommageables à la santé, tel que le cancer (Rodríguez-Sastre et al., 2014). L'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2004) des États-Unis a associé l'exposition combinée au plomb, au cadmium et à l'arsenic à des effets hématologiques, hépatiques, rénaux, neurologiques, reproductifs et immunologiques. La combinaison de l'arsenic et du plomb aurait d'ailleurs des effets plus qu'additifs sur le développement de troubles neurologiques (ATSDR, 2004), c'est-à-dire que ces derniers seraient plus toxiques lorsqu'ils sont combinés que lorsqu'ils sont seuls. Ceci illustre l'importance de réduire au minimum l'exposition des enfants à l'arsenic, mais aussi à l'ensemble des contaminants pouvant provenir des émissions de la fonderie, notamment le plomb et le cadmium.

Il est important de mentionner qu'il n'y a pas que l'exposition concomitante aux métaux qui entraîne des effets plus qu'additifs. L'usage de la cigarette combiné à une exposition à l'arsenic serait particulièrement nocif. Les fumeurs ainsi exposés encourrent un risque plus élevé de développer le cancer du poumon et de la vessie. Ceci est également vrai pour les enfants exposés à la fumée secondaire (Ferreccio et al., 2013).

5.5 LIMITES DE L'ÉTUDE

Même si plusieurs études ont utilisé l'arsenic unguéal pour étudier l'exposition à l'arsenic, la principale limite de la présente étude est qu'il n'est pas possible pour le moment de quantifier le risque à la santé à partir d'un seuil d'arsenic mesuré dans les ongles. Il est également difficile de qualifier l'écart quantitatif d'exposition mesuré entre la population du QND et celle d'Amos.

Les valeurs d'arsenic dans les ongles pouvant être attribuées à une population non exposée à des sources industrielles d'arsenic varient considérablement dans la littérature scientifique (Guha Mazumder et al., 1988; Agahian et al., 1990; Karagas, 1996; Karagas et al., 2000; Hinwood et al., 2003; Calderon et al., 2013; Davis et al., 2014; Normandin et al., 2014; Yu et al., 2014; Dummer et al., 2015; Gagnon et al., 2016; Loh et al., 2016). La consommation d'eau potable qui peut être contaminée à l'arsenic, et ce, tout en respectant la réglementation en vigueur, pourrait y jouer un rôle. Les données de Gagnon et al. (2016) vont dans ce sens. Chez des enfants⁵⁴ consommant une eau contenant moins de 10 µg/L d'arsenic, ces chercheurs ont mesuré des concentrations d'arsenic unguéal trois fois plus élevées que celle mesurée auprès des jeunes enfants d'Amos.

Ceci démontre l'importance de bien caractériser les différentes sources d'exposition auxquelles une population est exposée afin de déterminer une valeur qui soit représentative de la population

⁵⁴ Gagnon et al. (2016) ont mesuré l'arsenic unguéal chez des enfants âgés entre 7 et 17 ans, alors qu'à Amos il s'agit d'enfants de moins de 5 ans. Cette comparaison sert essentiellement à illustrer que la consommation d'eau potable contaminée à l'arsenic, même en dessous de la norme québécoise, peut influencer les concentrations d'arsenic unguéal mesurées. À titre informatif, on pourrait s'attendre à retrouver des concentrations plus élevées d'arsenic unguéal chez les enfants de moins de 5 ans consommant de l'eau contaminée à l'arsenic que chez des enfants âgés entre 7 et 17 ans consommant la même eau.

générale. D'ailleurs, la valeur d'arsenic unguéal la plus élevée qui a été observée à Amos, soit 0,42 µg/g, était attribuable à une exposition fréquente à des feux où du bois traité à l'arsenic était utilisé comme combustible. Plus de six mois suivant la cessation de l'exposition, les ongles de cet enfant ont été testés de nouveau et la concentration d'arsenic mesurée était de 0,14 µg/g. Bien qu'il ne s'agisse que d'un seul individu et non d'une population, cet exemple illustre bien que l'exposition continue à une source significative peut influencer les concentrations d'arsenic unguéal mesurées.

Dans certaines régions du monde, comme le Bangladesh, la consommation d'aliments fortement contaminés en arsenic, tel le riz, peut constituer une base importante de l'alimentation (Duxbury et Zavala, 2005)⁵⁵. Ces populations seraient exposées par l'alimentation à des concentrations d'arsenic beaucoup plus élevées que ce que l'on peut retrouver dans la plupart des pays occidentaux (Duxbury et Zavala, 2005). Si l'on regarde plus spécifiquement certaines études nord-américaines ayant testé un nombre élevé d'échantillons, les moyennes d'arsenic dans les ongles des populations peu exposées à l'arsenic fluctuent entre 0,049 et 0,09 µg/g pour les adultes (Karagas et al., 2000 ; Davis et al., 2014 ; Normandin et al., 2014 ; Yu et al., 2014). Les études portant sur des enfants peu exposés à l'arsenic rapportent des valeurs similaires, variant entre 0,02 et 0,1 µg/g (Piñol et al., 2015 ; Punshon et al., 2015 ; Appleton et al., 2017 ; de Barcellos Fernandes et al., 2018), ce qui concorde également avec la moyenne de 0,11 µg/g mesurée pour la population témoin d'Amos. Considérant ces informations et le contrôle exercé lors de l'étude, c'est-à-dire que la majorité des sources d'arsenic pouvant affecter des individus ayant des activités normales ont été documentées, on peut considérer que la moyenne obtenue pour Amos est représentative de la majorité de la population générale non exposée à des sources industrielles d'arsenic. Puisque leur consommation en aliments susceptibles de contribuer à l'exposition à l'arsenic est similaire à celle des enfants du QND et qu'ils consomment de l'eau provenant d'un aqueduc exempt d'arsenic, tout comme à Rouyn-Noranda, on peut aisément supposer que les enfants du QND sont exposés au même bruit de fond que les enfants d'Amos.

⁵⁵ <https://www.helgilibrary.com/indicators/rice-consumption-per-capita/>

6 CONCLUSION

6.1 RETOUR SUR LES RÉSULTATS

L'étude de biosurveillance menée à l'automne 2018 visait à déterminer les concentrations de plomb et de cadmium sanguin ainsi que d'arsenic unguéal des enfants du QND de la ville de Rouyn-Noranda, en plus d'étudier les liens entre la concentration dans le sol et les poussières intérieures et celles mesurées dans les matrices biologiques de ces enfants.

Par rapport à la dernière campagne de plombémies réalisée auprès des enfants du QND en 1999, les résultats de l'automne 2018 font état d'une diminution des plombémies. Les résultats pour la plombémie sont en général rassurants, mais demeurent au-dessus de la moyenne canadienne. Considérant que le consensus scientifique donne à penser qu'il n'y a pas de seuil sécuritaire pour la plombémie, surtout pour les enfants en bas âge et que des effets neurotoxiques peuvent se manifester à la suite d'une exposition conjointe avec l'arsenic, une diminution des rejets atmosphériques de plomb est toujours souhaitable. Concernant le cadmium, les résultats indiquent que les jeunes enfants du quartier Notre-Dame ont des valeurs de cadmium sanguin similaires à la moyenne mesurée chez les enfants canadiens.

En ce qui a trait à l'arsenic, les résultats indiquent que les enfants du quartier Notre-Dame ont une concentration d'arsenic dans les ongles en moyenne 3,7 fois plus élevée que celle de la population témoin et que 20 % des participants présentent des résultats considérés statistiquement comme des données extrêmes. Ceci implique qu'ils sont plus exposés à ce contaminant. Cependant, même si les connaissances scientifiques ne permettent pas de quantifier le risque à partir d'un seuil d'arsenic mesuré dans les ongles, ces résultats préoccupent la DSPu, essentiellement parce que l'arsenic est un cancérigène reconnu et que plus l'exposition d'une personne est importante et plus celle-ci y est exposée longtemps, plus cette personne augmente sa probabilité de développer à long terme un cancer, notamment du poumon.

Les résultats de l'étude montrent, et ce, malgré certaines limites, que les poussières intérieures peuvent contribuer à l'exposition à l'arsenic et au plomb. Les analyses de plomb, de cadmium et d'arsenic des sols échantillonnés dans l'aire de jeu extérieure des participants indiquent que les concentrations sont en général en dessous des seuils de restauration utilisés actuellement par Glencore Fonderie Horne. Toutefois, 22 % des sols analysés présentaient des concentrations d'arsenic dépassant le seuil de 30 ppm du MELCC. À partir des analyses statistiques réalisées, l'exposition liée au contact direct avec les sols de l'aire de jeu extérieure des enfants semble, quant à elle, ne pas avoir eu d'influence notable sur les résultats de plombémies, mais semble avoir eu une influence sur ceux d'arsenic unguéal. Il est important de préciser qu'un enfant peut fréquenter d'autres endroits dans le quartier et être exposé à différents sols dans son quotidien. D'ailleurs, le quartier comporte un nombre important de ruelles non pavées qui n'ont pas été restaurées depuis 1990-1991 et dont les concentrations en métaux ne sont pas encore connues. Par ailleurs, il convient de préciser que les sols peuvent avoir une influence double sur l'exposition, à la fois par le contact direct avec les sols et également par la remise en suspension dans l'air de poussières. Sous l'effet du vent, les poussières contenues à la surface des sols peuvent être remises en suspension dans l'air et contribuer à l'exposition par l'air ambiant et en saison estivale par les poussières pénétrant à l'intérieur des habitations.

6.2 RECOMMANDATIONS

6.2.1 Recommandation sur la qualité de l'air

Actuellement, les émissions atmosphériques de Glencore Fonderie Horne, ainsi que la cible de réduction de 100 ng/m³ prévue pour 2021, excèdent l'ensemble des seuils internationaux établis à partir du risque unitaire. Considérant les incertitudes entourant l'évaluation du risque cancérigène, on ne peut pas conclure qu'aucun effet à la santé n'est susceptible de se manifester à la suite d'une exposition chronique à des concentrations d'arsenic supérieures à 3 ng/m³. Bien que la plupart des seuils soient établis en fonction du risque cancérigène, il faut également rappeler qu'une exposition continue à des concentrations au-delà de 15 ng/m³ ne permettrait pas de protéger les enfants des effets neurotoxiques pouvant être induits par l'arsenic (OEHHA, 2008). De plus, selon l'INSPQ (2005, p. 6) :

« du point de vue de la santé publique, nous croyons que les critères et les normes ne doivent pas être établis à la valeur limite à partir de laquelle un effet réel sur la santé de la population pourrait être mesuré. Agir ainsi serait inconséquent car dans l'éventualité où l'on constaterait par la suite qu'un milieu trop pollué met la santé de la population en danger, il serait alors long et complexe de le décontaminer ».

Dans le contexte actuel, les concentrations atmosphériques d'arsenic, de plomb et de cadmium mesurées dans l'air ambiant du QND excèdent les valeurs seuils québécoises prescrites par le MELCC⁵⁶. La présente étude indique que les jeunes enfants de ce quartier sont plus exposés que la population en général à l'arsenic, un cancérigène reconnu pouvant générer des effets neurodéveloppementaux et dont la toxicité est accentuée par son interaction avec le plomb et le cadmium. Par ailleurs, ces effets synergiques ne sont pas pris en compte dans l'établissement des seuils spécifiques à chaque contaminant pour protéger des effets à la santé. Considérant tous ces éléments, la DSPu est d'avis que la prudence^x est de mise.

La prudence se traduit par la précaution dans le cas de risques potentiels et par la prévention^x dans le cas de risques avérés (INSPQ, 2016). Ceci rejoint les principes de prévention et de précaution tels que définis dans la Loi sur le développement durable du Québec. À partir de ces définitions, la DSPu est d'avis que le principe de précaution devrait s'appliquer dans la présente situation. De plus, les limites quant à l'évaluation du risque à la santé à partir d'une mesure d'arsenic unguéal ne devraient pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives.

Sur la base du principe de précaution et afin d'offrir un environnement sain et sécuritaire à l'ensemble de la population de ce quartier, la DSPu considère que des actions concrètes doivent être mises en place immédiatement par les acteurs clés afin que la population ne soit plus exposée de façon chronique à des émissions atmosphériques d'arsenic, de plomb et de cadmium

⁵⁶ Ailleurs au Québec, le dépassement du critère de 3 ng/m³ ne semble pas être toléré. À Montréal-Est, en 2016, des concentrations moyennes de 6,5 ng/m³ d'arsenic ont été mesurées à la station Édouard-Rivet située dans un quartier résidentiel localisé à proximité de l'affinerie de cuivre CCR de Glencore. La Direction de santé publique de Montréal a émis un avis dans lequel elle mentionnait que « des actions concrètes doivent être mises en place afin que la population ne soit pas exposée de façon chronique à des concentrations plus élevées que la norme du MDDELCC et que les concentrations n'augmentent pas au fil du temps » (CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal, 2018). À Lac-Mégantic, des concentrations d'arsenic s'élevant à 10,4 ng/m³ ont été mesurées et selon ce qui est rapporté dans les médias nationaux, le MELCC a demandé à l'entreprise responsable de ces émissions de prendre les mesures nécessaires pour les diminuer (<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1202652/tafisa-arsenic-lac-megantic-normes-avis-non-conformite>).

entraînant une imprégnation supérieure à une population non exposée à des sources industrielles de ces métaux.

6.2.2 Recommandation sur le seuil de restauration des sols pour l'arsenic

En lien avec la qualité des sols, le programme de restauration des sols du QND semble avoir démontré son efficacité pour la diminution des plombémies et la DSPu est d'avis qu'il devrait être maintenu. Considérant qu'une diminution des concentrations d'arsenic dans les sols serait susceptible d'entraîner une diminution dans les poussières intérieures (Lambert et Lane, 2004), une voie d'exposition potentiellement importante, la DSPu recommande que le seuil de restauration des sols, actuellement à 100 ppm, soit abaissé minimalement à 30 ppm, c'est-à-dire que le seuil s'arrime avec la valeur seuil québécoise permise pour les sols à vocation résidentielle.

Au Québec, comme mentionné précédemment, la valeur limite pour un terrain résidentiel est de 30 ppm. Selon l'Institut national de santé publique du Québec (2005), l'estimation du risque associé à ce critère est relativement élevée et excède les recommandations du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), c'est-à-dire que le risque d'excédent de cancer dépasse une personne sur un million⁵⁷. Cependant, il s'agit du seuil réglementaire applicable à l'ensemble du Québec, qui, dans le contexte, permettrait de protéger davantage la population que le seuil préalablement proposé à 100 ppm. En ce sens, la DSPu a recommandé le 25 juin 2019 à Glencore Fonderie Horne que les actions de restauration des sols dont la contamination provient des activités de la fonderie soient maintenant réalisées sur la base d'un seuil de 30 ppm.

6.2.3 Recommandations générales

Bien entendu, les mesures permettant de diminuer les concentrations de métaux dans l'air ambiant du quartier Notre-Dame ne sont pas du ressort de la DSPu, mais de celui de Glencore Fonderie Horne et de celui du MELCC qui a le mandat de faire appliquer *la Loi sur la qualité de l'environnement*. Toutefois, tant que les concentrations atmosphériques de métaux seront élevées dans le quartier, la DSPu recommande aux résidents et résidentes du QND d'appliquer les mesures permettant de réduire l'exposition des enfants⁵⁸. Bien que l'application de telles mesures peut ajouter une charge supplémentaire aux citoyens du QND, la DSPu réitère l'importance de les suivre afin de limiter au maximum l'exposition des enfants aux poussières métalliques d'arsenic, de plomb et de cadmium.

De plus, compte tenu de la présence de cadmium et d'arsenic dans le tabac, ainsi que des effets potentialisateurs qu'entraîne le tabagisme sur le cancer du poumon, la DSPu recommande de ne pas fumer, et ce, particulièrement en présence d'enfants. La DSPu rappelle également que le maintien de saines habitudes de vie, telles la pratique régulière d'activité physique et une diète équilibrée, contribue à réduire le risque de développer un cancer (Kushi et al., 2012).

⁵⁷ Le seuil où l'on pourrait théoriquement considérer le risque cancérigène comme négligeable se situerait à environ 0,4 ppm, mais en considérant que seulement le tiers de l'arsenic serait biodisponible, celui-ci augmenterait à 2,1 ppm (Teaf et al. 2010). Bien entendu, les concentrations d'arsenic naturellement présentes dans le sol peuvent être plus élevées que ces seuils. Au Canada, un seuil de 12 ppm est proposé par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME, 2001). Le CCME juge que les données sont suffisantes et adéquates pour justifier l'établissement de ce seuil qui est fondé sur l'ingestion de sol chez les adultes. D'ailleurs au Canada, les concentrations moyennes d'arsenic dans les sols en milieux urbains et agricoles sont généralement sous les 10 ppm (CCME, 2001). Bien entendu, des concentrations plus élevées peuvent être retrouvées naturellement à certains endroits (MDDELCC, 2019), par contre, ceci n'implique pas qu'elles ne représentent aucun risque pour la santé.

⁵⁸ Ces mesures sont présentées à l'annexe 2 et peuvent également être consultées au <https://www.ciasss-at.gouv.qc.ca/biosurveillance/>.

D'autres solutions pourraient être jumelées aux efforts de Glencore Fonderie Horne. Par exemple, des gains environnementaux pourraient être faits à l'aide de diverses stratégies d'aménagement, telles que le verdissement du quartier, le pavage des ruelles ou l'établissement d'une zone tampon. Cependant, l'élaboration de telles solutions devrait être menée de concertation avec les différents acteurs du milieu, notamment les citoyens et la Ville de Rouyn-Noranda. Dans le contexte où des enfants sont plus exposés à l'arsenic, toute diminution des sources contributives à l'imprégnation des enfants entraînerait des gains au niveau de la santé, et cela, ne serait-ce qu'en contribuant à l'assainissement général du quartier.

Les recommandations énoncées dans ce rapport découlent de l'évaluation et de la caractérisation des risques à la santé. Cette étude constitue une des étapes de la démarche de gestion des risques en santé publique (INSPQ, 2016). Cette évaluation pourra par la suite être prise en compte par l'ensemble des parties prenantes afin de déterminer des actions qui tiendront compte de l'acceptabilité sociale du risque.

6.3 SUITES DE L'ÉTUDE

La présente étude portait uniquement sur les jeunes enfants du QND, soit la population la plus vulnérable et la plus susceptible d'être exposée aux métaux. Les résultats ne peuvent être généralisés à l'ensemble de la population du QND, ni à ceux qui habitent en périphérie du quartier. En raison des résultats obtenus, la DSPu continuera de documenter l'imprégnation de la population et de caractériser la situation. Une nouvelle campagne de biosurveillance pour l'arsenic sera réalisée à l'automne 2019. En plus d'assurer le suivi des participants de la présente étude, cette nouvelle campagne inclura toutes les classes d'âge des résidents du QND, de même que les enfants qui fréquentent le quartier sur une base régulière, mais qui n'y résident pas (garderie et école). Les informations récoltées pendant cette campagne devraient permettre d'améliorer la compréhension de la DSPu sur les voies d'exposition et de circonscrire davantage l'étendue de la problématique liée à l'arsenic.

7 RÉFÉRENCES

- (AENV) Alberta Environment. 2011. Assessment report on arsenic for developing ambient air quality objectives. 2011 update. <https://open.alberta.ca/dataset/ca682f8a-41e5-43f4-9b74-99ed336bcf52/resource/390a24de-8a1c-42ba-8a34-0d3069713b0a/download/2011-assessmentreport-arsenic-update-mar2011.pdf>
- Agahian B., Lee J.S., Nelson J.H. et Johns R.E. 1990. Arsenic levels in fingernails as a biological indicator of exposure to arsenic. American Industrial Hygiene Association Journal 51 : 646-651.
- Al-Saleh I., Shinwari N., Mashhour A., El Din Mohamed G. et Rabah A. 2011. Heavy metals (lead, cadmium and mercury) in maternal, cord blood and placenta of healthy women. International Journal of Hygiene and Environmental Health 214: 79-101.
- Appleton A.A., Jackson B.P., Karagas M. et Marsit C.J. 2017. Prenatal exposure to neurotoxic metals is associated with increased placental glucocorticoid receptor DNA methylation. Epigenetics 12 : 607-615.
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2016. Addendum to the Toxicological Profile for Arsenic. https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/Arsenic_addendum.pdf
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. Interaction Profile for : Arsenic, Cadmium, Chromium and Lead. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007b. Toxicological Profile for Arsenic (Update). Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=19&tid=3>
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2012. Toxicological profile for Cadmium. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=48&tid=15>
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007a. Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=96&tid=22>
- Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L. et Zeilmaker M.J. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Bernhoft R.A. 2013. Cadmium toxicity and treatment. The scientific world journal, volume 2013, Article ID 394652, 7 pages, <http://dx.doi.org/10.1155/2013/394652>
- (BEST) Bureau d'étude sur les substances toxiques. 1979. Rapport final : Étude de la distribution de certains toxiques dans la population de Rouyn-Noranda. Gouvernement du Québec, Services de protection de l'environnement.

- Bondu R., Cloutier V., Rosa E. et Benzaazoua M. 2017. Mobility and speciation of geogenic arsenic in bedrock groundwater from the Canadian Shield in western Quebec, Canada. *Science of the Total Environment* 574 : 509-519.
- Bonventre J.V. 2008. Kidney Injury Molecule-1 (KIM-1): a specific and sensitive biomarker of kidney injury. *Scandinavian Journal of Clinical and Laboratory Investigation* 241: 78-83.
- Brima E.I., Haris P.I., Jenkins R.O., Polya D.A., Gault A.G. et Harrington C.F. 2006. Understanding arsenic metabolism through a comparative study of arsenic levels in the urine, hair and fingernails of health volunteers from three unexposed ethnic groups in the United Kingdom. *Toxicology and Applied Pharmacology* 216 : 122-130.
- Calderon R.L., Hudgens E.E., Carty C., He B., Le X.C., Rogers J. et Thomas D.J. 2013. Biological and behavioral factors modify biomarkers of arsenic exposure in a U.S. population. *Environmental Research* 126 : 134-144.
- Cantor K.P. et Lubin J.H. 2007. Arsenic, internal cancers, and issues in inference from studies of low-level exposures un human populations. *Toxicology and Applied Pharmacology* 222: 252-257.
- Carrizales L., Razo I., Téllez-Hernández J.I., Torres-Nerio R., Torres A., Batres L.E., Cubillas A.-C. et 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 : 1-10.
- (CCME) Canadian Council of Ministers of the Environment. 2001. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Arsenic (inorganic) (1997). Updated In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- (CDC) Center for Disease Control and Prevention. 2019. Childhood lead poisoning prevention. Standard surveillance definitions and classifications.
<https://www.cdc.gov/nceh/lead/data/case-definitions-classifications.htm>
- (CESP) Comité d'éthique de santé publique. 2018. Avis sur une étude de biosurveillance dans le quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda, juin 2018, 19 p.,
<https://www.inspq.qc.ca/publications/2427>
- Chamberlain A.C., Clough W.S., Heard M.J., Newton D., Stott A.N. et Wells A.C. 1975. Uptake of lead by inhalation of motor exhaust. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 192: 77-110.
- Chan L., Rosol R., Cheung J., Parajuli R., Hu X. et Yumvihoze E. 2019. Health effects monitoring program in Ndilo, Dettah and Yellowknife, Progress report : results from the Phase I baseline study (2017-2018), University of Ottawa, 145p.
http://www.ykhemp.ca/documents/reports/Progress_Report_Phase_1_Baseline_Study_2019_.pdf
- Charania N.A., Tsuji L.J.S., Martin I.D., Liberda E.N., Coté S., Ayotte P., Dewailly E. et Nieboer E. 2014. An examination of traditional foods and cigarette smoking as cadmium sources among the nine First Nations of Eeyou Istchee, northern Quebec, Canada. *Environmental Science : Processes & Impacts* 16 : 1422-1433. DOI : 10.1039/c4em00064a

- Chunhabundit R. 2016. Cadmium exposure and potential health risk from foods in contaminated area, Thailand. *Toxicological research* 32: 65-72.
- CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal. 2018. Avis de santé publique sur les émissions atmosphériques de l'affinerie de cuivre CCR de Montréal-Est. https://santemontreal.qc.ca/fileadmin/fichiers/professionnels/DRSP/sujets-a-z/Pollution/CCR_Avis_4sept2018.pdf
- (CNESST) Commission des normes, de l'équité, de la santé et de la sécurité du travail. 2003. L'exposition au plomb. <https://www.cnesst.gouv.qc.ca/Publications/200/Documents/DC200-16161-1web.pdf>
- Cobbina S.J., Chen Y., Zhou Z., Wu X., Zhao T., Zhang Z., Feng W., Wang W., Li Q., Wu X. et Yang L. 2015. Toxicity assessment due to sub-chronic exposure to individual and mixtures of four toxic heavy metals. *Journal of Hazardous Materials* 294 : 109-120.
- Cullen W.R. et Reimer K.J. 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chemical Review* 89: 713-764.
- Davis M.A., Li Z., Gilbert-Diamond D., Mackenzie T.A., Cottingham K.L., Jackson B.P., Lee J.S., Baker E.R., Marsit C.J. et Karagas M.R. 2014. Infant toenails as a biomarker of *in utero* arsenic exposure. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24: 467-473.
- De Barcellos Fernandes T.V.R., Camara V.M., Barrocas P.R.G., Mayer A. et Froes Asmus C.I.R. 2018. Contribution to the understanding of biologic concentrations of arsenic in children living in an urban area from Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research International* 25 : 16810-16815.
- DECOS. 2012. Health Council of the Netherlands. Arsenic and inorganic arsenic compounds. Health-based calculated occupational cancer risk values. The Hague: Health Council of the Netherlands; publication no. 2012/32. <https://www.healthcouncil.nl/documents/advisory-reports/2012/12/11/arsenic-and-inorganic-arsenic-compounds-health-based-calculated-occupational-cancer-risk-values>
- Doré, N. et Le Hénaff D. 2018. Mieux vivre avec notre enfant de la grossesse à deux ans : guide pratique pour les mères et les pères, Québec, Institut national de santé publique du Québec, 2018, 776 p.
- Dummer T.J.B., Yu Z.M., Nauta L., Murimboh J.D. et Parker L. 2015. Geostatistical modelling of arsenic in drinking water wells and related toenail arsenic concentrations across Nova Scotia, Canada. *Science of the Total Environment* 505: 1248-1258.
- Duxbury J.M. et Zavala Y.J. 2005. What are safe levels of arsenic in food and soils? In: Behavior of arsenic in aquifers, soils and plants (Conference Proceedings), International Symposium, Dhaka, 2005.
- (EChA) European Chemicals Agency. 2013. Services to support the assessment of remaining cancer risks related to the use of chromium – and arsenic-containing substances in Applications for Authorisation. Final report for Arsenic. Helsinki ; Reference ECHA/2011/01-SR-11. https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/asernic_nov13_en.pdf/c144cc3e-bf48-d6d6-cb6a-b90ece3e4ba5

- Englyst V. Lundström N.-G., Gerhardsson L., Rylander L. et Nordberg G. 2001. Lung cancer risks among lead smelter workers also exposed to arsenic. *Science of The Total Environment* 273: 77-82.
- Enterline P.E., Day R. et Marsh G.M. 1995. Cancers related to exposure to arsenic at a copper smelter. *Occupational and Environmental Medicine* 52: 28-32.
- Errugantla N.K. et Grant R.L. 2012. Arsenic and inorganic arsenic compounds. Technical support document for the Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ).
<https://www.tceq.texas.gov/assets/public/implementation/tox/dsd/final/july12/arsenic.pdf>
- European Commission. 1997. Air quality daughter directives. Position paper on lead. Commission of the European Communities. Working Group on Lead.
https://ec.europa.eu/environment/archives/air/pdf/pp_pb.pdf
- (EC) European Commission. 2000. Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position paper. Working group on arsenic, cadmium and nickel compounds.
- (EPRS) Service de recherche du parlement européen. 2015. Le principe de précaution - définitions, applications et gouvernance. Auteur : Didier Bourguignon. Bruxelles : EPRS.
https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2015/573876/EPRS_IDA%282015%29573876_FR.pdf
- (FDA) U.S. Food and Drug Administration. 2016. Arsenic in Rice and Rice Products Risk Assessment Report.
<http://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/RiskSafetyAssessment/default.htm>.
- Ferreccio C., Yuan Y., Calle J., Benitez H., Parra R.L., Acevedo J., Smith A.H., Liaw J. et Steinmaus C. 2013. Arsenic, tobacco smoke, and occupation: Associations of multiple agents with lung and bladder cancer. *Epidemiology* 24: 898-905.
- Gagné D. 2000. Rapport final sur le dépistage de la plombémie chez les enfants du quartier Notre-Dame (Rouyn-Noranda) en 1999. Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda, Québec.
- Gagné D. 2007. Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame (décembre 2005 à octobre 2006). Rapport final. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda, Québec.
- Gagné D. 2009. Suivi de la surveillance environnementale dans le quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda – Période 1991 à 2008, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, 64 p.
- Gagnon F., Lampron-Goulet É., Normandin L. et Langlois M.-F. 2016. Measurements of arsenic in the urine and nails of individuals exposed to low concentrations of arsenic in drinking water from private wells in a rural region of Quebec, Canada. *Journal of Environmental Health* 78(6): 76-83.
- Gouvernement du Québec. 2019. Effets du plomb sur la santé.
<https://www.quebec.ca/sante/conseils-et-prevention/sante-et-environnement/effets-du-plomb-sur-la-sante/>

- Guha Mazumder D.N. 2008 Chronic arsenic toxicity & human health. Indian Journal of Medical Research 128: 436-447.
- Guha Mazumder D.N., Chakraborty A.K., Ghose A., Gupta J.D., Chakraborty D.P., Dey S.B. et Chattopadhyay N. 1988. Chronic arsenic toxicity from drinking tubewell water in rural West Bengal. Bulletin of the World Health Organization 66: 499-506.
- He K. 2011. Trace elements in nails as biomarkers in clinical research. European Journal of Clinical Investigation 41: 98-102.
- Heck J.E., Andrew A.S., Onega T., Rigas J.R., Jackson B.P., Karagas M.R. et Duell E.J. 2009. Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. Environmental Health Perspectives 117 : 1718-1723.
- Hinwood A.L., Sim M.R., Jolley D., de Klerk N., Bastone E.B., Gerostamoulos J. et Drummer O.H. 2003. Hair and toenail arsenic concentrations of residents living in areas with high environmental arsenic concentrations. Environmental Health Perspectives 111 : 187-193.
- Hsueh Y.M., Cheng G.-S., Wu M.M., Yu H.-S., Kuo T.-L. et Chen C.J. 1995. Multiple risk factors associated with arsenic-induced skin cancer: effects of chronic liver disease and malnutritional status. British Journal of Cancer 71: 109-114.
- Hughes. 2006. Biomarkers of exposure: a case study with inorganic arsenic. Environ Health Perspect. 114(11) : 1790-1796.
- (IARC) International Agency for Research on Cancer. 2012. Arsenic and arsenic compounds. <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono100C-6.pdf>
- (IARC) International Agency for Research on Cancer. 2016. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans; volume 109. <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono109.pdf>
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2019. Fiches synthèses sur l'eau potable. Plomb. <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/plomb>
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2019. Expertise-conseil. Réponse en lien avec l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2018.
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2017a. Stratégie de biosurveillance au Québec. Étude de l'exposition de la population aux contaminants chimiques de l'environnement, 12p. https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2219_strategie_biosurveillance.pdf
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2017b. Fiches synthèses sur l'eau potable : Arsenic inorganique. <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/arsenic>
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2016. La gestion des risques en santé publique au Québec : cadre de référence. https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2106_gestion_risques_sante_publicue.pdf
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2015. Estimation de l'exposition au plomb reliée à l'ingestion de viande de gros gibiers chez les chasseurs de cervidés du Québec.

https://www.inspq.gc.ca/sites/default/files/publications/2051_exposition_plomb_viande_gibiers_cervides.pdf

- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2012. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2005. Validation des critères B et C de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine, rapport scientifique, mars 2005, 66 p.
- (INSPQ) Institut national de santé publique du Québec. 2004. Substances chimiques avec indicateur biologique : seuils de déclaration par les laboratoires, guide, Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels, 14p.
<https://www.inspq.gc.ca/sites/default/files/publications/327-seuilsdeclarationlabo-rapportfinal.pdf>
- (IRSST) Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail. 2012. Guide de surveillance biologique de l'exposition. Stratégie de prélèvement et interprétation des résultats, 7e édition. Substances chimiques et agents biologiques. Études et recherches : Guide technique T-03. Montréal, Québec, Canada.
- Jadhav S.H., Sarkar S.N., Kataria M. et Tripathi H.C. 2007. Subchronic exposure to a mixture of groundwater-contaminating metals through drinking water induces oxidative stress in male rats. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 23 : 205-211.
- Jones S.R., Atkin P., Holroyd C., Lutman E., Vives i Batlle J., Wakeford R. et Walker P. 2007. Lung cancer mortality at a U.K. tin smelter. *Occupational Medicine* 57 : 238-245.
- Jung S.Y., Kim S., Lee K., Kim J.Y., Bae W.K., Lee K., Han J.-S. et Kim S. 2015. Association between secondhand smoke exposure and blood lead and cadmium concentration in community dwelling women: the fifth Korea National Health and Nutrition Examination Survey (2010-2012), *BMJ Open* 2015, <http://bmjopen.bmj.com/content/5/7/e008218>
- Kapaj S., Peterson H., Liber K. et Bhattacharya P. 2006. Human health effects from chronic arsenic poisoning- A review. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 41: 2399-2428.
- Karagas M.R., Morris J.S., Weiss J.E., Spate V., Baskett C. et Greenberg E.R. 1996. Toenail samples as an indicator of drinking water arsenic exposure. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention* 5: 849-852.
- Karagas M.R., Stukel T.A., Morris J.S., Tosteson T.D., Weiss J.E., Spencer S.K. et Greenberg E.R. 2001. Skin cancer risk in relation to toenail arsenic concentrations in a U.S. population-based case-control study. *American Journal of Epidemiology* 153: 559-565.
- Karagas M.R., Tosteson T.D., Blum J., Klaue B., Weiss J.E., Stannard V., Spate V. et Morris S. 2000. Measurement of low levels of arsenic exposure: A comparison of water and toenail concentrations. *American Journal of Epidemiology* 152: 84-90.
- Khairul I., Wang Q.Q., Jiang Y.H., Wang C. et Naranmandura H. 2017. Metabolism, toxicity and anticancer activities of arsenic compounds. *Oncotarget* 8: 23905-23926.

- Kile M.L. et Christiani D.C. 2008. Diabetes mortality and environmental heavy metals in North Carolina counties: An ecological study. *Journal of the American Medical Association* 300: 845-846.
- Kim Y. et Lee B.-K. 2011. Association between urinary arsenic and diabetes mellitus in the Korean general population according to KNHANES 2008. *Science of the Total Environment* 409: 4054-4062.
- Kippler M., Hoque A.M.W., Raqib R., Öhrvik H., Ekström E.-C. et Vahter M. 2010. Accumulation of cadmium in human placenta interacts with the transport of micronutrients to the fetus. *Toxicology Letters* 192: 162-168.
- Kushi L.H., Doyle C., McCullough M., Rock C.L., Demark-Wahnefried W., Bandera E.V., Gapstur S., Patel A.V., Andrews K., Gansler T. et The American Cancer Society 2010 Nutrition and Physical Activity Guidelines Advisory Committee. 2012. American Cancer Society guidelines on nutrition and physical activity for cancer prevention. Reducing the risk of cancer with healthy food choices and physical activity. *CA : A Cancer Journal for Clinicians* 62 : 30-67.
- Lambert T.W. et Lane S. 2004. Lead, arsenic, and polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and house dust in the communities surrounding the Sydney, Nova Scotia, tar ponds. *Environmental Health Perspective* 112 :35-41.
- Lauwerys R., Haufrond V., Hoet P. et Lison D. 2007. Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles. 5e édition. Elsevier Masson SAS.
- Létourneau G.G. et Gagné D.J.P. 1992. Blood lead level in children living close to a smelter area: 10 years later. *Canadian Journal of Public Health* 83: 221-225.
- Lewis A.S., Beyer L.A. et Zu K. 2015. Considerations in deriving quantitative cancer criteria for inorganic arsenic exposure via inhalation. *Environmental International* 74 :258-273.
- Li W., Wei C., Zhang C., Van Hulle M., Cornellis R. et Zhang X. 2003. A survey of arsenic species in Chinese seafood. *Food and Chemical Toxicology* 41: 1103-1110.
- Liu C., Wright C.G., McAdam K.G., Taebunpakul S., Heroult J., Braybrook J. et Goenaga-Infante H. 2012. Arsenic speciation in tobacco and cigarette smoke. *Beiträge zur Tabakforschung International/Contributions to Tobacco Research* 25: 375-380.
- Liu J., Goyer R.A. et Waalkes M.P. 2008. Toxic effects of metals. Dans Klaassen C. D. (ed) Casarett and Doull's Toxicology. The Basic science of poisons. 7 th edition. McGraw-Hill, Medical Publishing Division, New York, pp 931-979.
- Loh M.M., Sugeng A., Lothrop N., Klimecki W., Cox M., Wilkinson S.T., Lu Z. et Beamer P.I. 2016. Multimedia exposures to arsenic and lead for children near an inactive mine tailings and smelter site. *Environmental Research* 146 : 331-339.
- Lubin J.H., Pottern L.M., Stone B.J. et Fraumeni J.F. Jr. 2000. Respiratory cancer in a cohort of copper smelter workers: results from more than 50 years of follow-up. *American Journal of Epidemiology* 151: 554-565.

- Mahieu P., Buchet J.P., Roels H.A. et Lauwerys R. 1981. The metabolism of arsenic in humans acutely intoxicated by As₂O₃. Its significance for the duration of BAL therapy. *Clinical Toxicology* 18: 1067-1075.
- Mandal B.K. et Suzuki K.T. 2002. Arsenic round the world: a review. *Talanta* 58: 201-235.
- Marchiset-Ferlay N., Savanovitch C. et Sauvant-Rochat M.-P. 2012. What is the best biomarker to assess arsenic exposure *via* drinking water? *Environment International* 39 : 150-171.
- Marshall G., Ferreccio C., Yuan Y., Bates M.N., Steinmaus C., Selvin S., Liaw J., et Smith A.H. 2007. Fifty-year study of lung and bladder cancer mortality in Chile related to arsenic in drinking water. *Journal of the National Cancer Institute*, 99: 920-928.
- Martin R., Dowling K., Pearce D., Sillitoe J. et Florentine S. 2014. Health effects associated with inhalation of airborne arsenic arising from mining operations. *Geosciences* 4 : 128-175.
- Mason R.P., Laporte J.-M. et Andres S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 38: 283-297.
- (MELCC) Ministère de l'Environnement et de la Lutte aux Changements climatiques. 2019. Guide d'intervention : Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés, Direction du Programme de réduction des rejets industriels et des Lieux contaminés, 20 p.
<http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>
- (MDDELCC) Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2018. Orientations et références techniques pour la deuxième attestation d'assainissement – Fonderie de cuivre, 57 pages.
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/prri/index.htm>.
- (MDDEP) Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. 2002. Projet d'amélioration des infrastructures aéroportuaires de la Ville de Rouyn-Noranda. Dossier 3211-09-012. Direction des évaluations environnementales, Québec, 18 pages.
- Meyer I., Heinrich J. et Lippold U. 1999. Factors affecting lead and cadmium levels in house dust in industrial areas of eastern Germany. *Science of Total Environment* 234 : 25-36.
- Middleton D.R.S., Watts M.J., Hamilton E.M., Coe J.D., Fletcher T., Crabbe H., Close R., Leonardi G.S. et Polya D.A. 2018. Surface wipe and bulk sampling of household dust : Arsenic exposure in Cornwall, U.K. *Environmental Science: Processes et Impacts* 20 : 505-512.
- Milton A.H., Hasan Z., Rahman A. et Rahman M. 2001. Chronic arsenic poisoning and respiratory effects in Bangladesh. *Journal of Occupational Health* 43: 136-140.
- Morawska L., Moore M.R. et Ristovski Z.D. 2004, Health impacts of ultrafine particles. Desktop literature review and analysis. Australian Government, Department of the Environment and Heritage, Australia. 222 pages + annexes.
- (MSSS) Ministère de la Santé et des Services sociaux. 2002. Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale. La direction des communications du ministère de la santé et des services sociaux, 73 p.

- (MSSS) Ministère de la Santé et des Services sociaux. 2017. Surveillance des maladies à déclaration obligatoire au Québec. Maladies d'origine chimique ou physique. Définitions nosologiques. ISBN : 978-2-550-77353-5
- Needleman, H. 2004. Lead poisoning. *Annu. Rev. Med.* 55, 209-222.
- Nishijo M., Nakagawa H., Honda R., Tanebe K., Saito S., Teranishi H. et Tawara K. 2002. Effects of maternal exposure to cadmium on pregnancy outcome and breast milk. *Occupational and Environmental Medicine* 59: 394-397.
- Normandin L., Ayotte P., Levallois P., Ibanez Y., Courteau M., Kennedy G., Chen L., Le X.C. et Bouchard M. 2014. Biomarkers of arsenic exposure and effects in a Canadian rural population exposed through groundwater consumption. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24: 127-134.
- (NRC) National Research Council. 2013. Critical Aspects of EPA's IRIS Assessment of Inorganic Arsenic : Interim Report. Washington, DC : The National Academies Press.
- (NTP) National Toxicology Program. 2012. NTP Monograph: Health Effects of Low-Level Lead. U.S. Department of Health and Human Services, pp. 1-185. http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/ohat/lead/final/monographhealtheffectslowlevellead_newissn_508.pdf#search=health%20effects%20of%20lowlevel%20lead, (accessed 3rd December, 2014).
- (OEHHA) Office of Environmental Health hazard Assessment. 2008. Appendix D: Individual Acute, 8-Hour, and Chronic Reference Exposure Level Summaries. Updated 2014. California Environmental Protection Agency. Air Toxicology and Epidemiology Branch. <https://oehha.ca.gov/media/downloads/cnr/appendixd1final.pdf>
- (OEHHA) Office of Environmental Health hazard Assessment. 2009. Technical support document for cancer potency factors. Appendix B: Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values. California Environmental Protection Agency. Air Toxicology and Epidemiology Branch. <https://oehha.ca.gov/media/downloads/cnr/appendixb.pdf>
- Osman K., Åkesson A., Berglund M., Bremme K., Schütz A., Ask K. et Vahter M. 2000. Toxic and essential elements in placentas of Swedish women. *Clinical Biochemistry* 33: 131-138.
- Pearce D.C., Dowling K., Gerson A.R., Sim M.R., Sutton S.R., Newville M., Russell R. et McOrist G. 2010. Arsenic microdistribution and speciation in toenail clippings of children living in a historic gold mining area. *Science of the Total Environment* 408: 2590-2599.
- Piñol S., Sala A., Guzman C., Marcos S., Joya X., Puig C., Velasco M., Velez D., Vall O. et Garcia-Algar O. 2015. Arsenic levels in immigrant children from countries at risk of consuming arsenic polluted water compared to children from Barcelona. *Environmental monitoring and assessment* 187 : 66. doi: 10.1007/s10661-015-4869-8.
- Poissant L.-M. 2008. La contamination par l'arsenic des puits domestiques en Abitibi-Témiscamingue. Étude descriptive. Régie régionale de la santé et des services Sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Direction régionale de la santé publique. Module santé environnementale.

- Polissar L., Lowry-Coble K., Kalman D.A., Hughes J.P., van Belle G., Covert D.S., Burbacher T.M., Bolgiano D. et Mottet N.K. 1990. Pathways of human exposure to arsenic in a community surrounding a copper smelter. *Environmental Research* 53 : 29-47.
- Prozialeck W.C. et Edwards J.R. 2012. Mechanisms of cadmium-induced proximal tubule injury : New insights with implications for biomonitoring and therapeutic interventions. *The Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics* 343 : 2-12.
- Punshon T., Davis M.A., Marsit C.J., Theiler S.K., Baker E.R., Jackson B.P., Conway D.C. et Karagas M.R. 2015. Placental arsenic concentrations in relation to both maternal and infant biomarkers of exposure in a U.S. cohort. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 25 : 599-603.
- Rabinowitz M.B., Wetherill G.W. et Kopple J.D. 1976. Kinetic analysis of lead metabolism in healthy human. *Journal of Clinical Investigation* 58 : 260-270.
- Radisch B., Luck W. et Nau H. 1987. Cadmium concentrations in milk and blood of smoking mothers. *Toxicology Letters* 36: 147-152.
- Roberts J.W. et Dickey P. 1995. Exposure of children to pollutants in house dust and indoor air. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 143 : 59-78.
- Rodríguez-Sastre M.A., Rojas E. et Valverde M. 2014. Assessing the impact of As-Cd-Pb metal mixture on cell transformation by two-stage Balb/c 3T3 cell assay. *Mutagenesis* 29: 251-257.
- Rosado J.L., Ronquillo D., Kordas K., Rojas O., Alatorre J., Lopez P., Garcia-Vargas G., del Carmen Caamaño M., Cebrián M.E. et Stoltzfus R.J. 2007. Arsenic exposure and cognitive performance in Mexican schoolchildren. *Environmental Health Perspectives* 115 : 1371-1375.
- Sabbisetti V.S., Waikar S.S., Antoine D.J., Smiles A., Wang C., Ravisankar A., Ito K., Sharma S., Ramadesikan S., Lee M., Briskin R., De Jager P.L., Ngo T.T., Radlinski M., Dear J.W., Park K.B., Betensky R., Krolewski A.S. et Bonventre J.V. 2014. Blood kidney injury molecule-1 is a biomarker of acute and chronic kidney injury and predicts progression to ESRD in type I diabetes. *Journal of the American Society of Nephrology* 25 : 2177-2186.
- Sánchez-Valle V., Valverde M., Carrizale L., Mejía J., Zepeta N. et Rojas E. 2013. A metal mixture induces transformation upon antioxidant depletion in a hepatic cell line. *Ann. Hepatol.*, 12, 315-324.
- Santé Canada. 2017. Quatrième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/fourth-report-human-biomonitoring-environmental-chemicals-canada/fourth-report-human-biomonitoring-environmental-chemicals-canada-fra.pdf>
- Santé Canada. 2013. Rapport final sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine. Santé Canada, Ottawa, Canada.
- Santé Canada. 2008. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – cadmium. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-cadmium.html>

- Santé Canada. 2004. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada. Services d'évaluation de la santé environnementale. Programme de la sécurité des milieux. 5 p.
- Silva-Aguilar M., Rojas E. et Valverde M. 2011. Role of oxidative stress in transformation induced by metal mixture. *Oxidative Medicine and Cellular Longevity* 2011, doi: 10.1155/2011/935160
- Sharma V.K. et Sohn M. 2009. Aquatic arsenic : Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International* 35 : 743-759.
- Slotnick M.J. et Nriagu J.O. 2006. Validity of human nails as a biomarker of arsenic and selenium exposure : a review. *Environmental Research* 102 : 125-139.
- Steinmaus C., Ferreccio C., Acevedo Romo J., Yuan Y., Cortes S., Marshall G., Moore L.E., Balmes J.R., Liaw J., Golden T. et Smith A.H. 2013. Drinking water arsenic in northern Chile: high cancer risks 40 years after exposure cessation. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention* 22: 623-630. doi:10.1158/1055-9965.EPI-12-1190.
- (TA Luft.) 2002. Technical Instructions of Air Quality Control, First General Administration Regulation Pertaining the Federal Immission Control Act.
www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/taluft_engl.pdf
- Taylor M.P. 2015. Atmospherically deposited trace metals from bulk mineral concentrate port operations. *Science of the Total Environment* 515-516 : 143-152.
- Taylor M.P., Winder C. et Lanphear B.P. 2012. Time to rethink blood lead goals to reduce risk to children's health. The conversation, november 5th, 2012. <http://theconversation.edu.au/time-to-rethink-blood-lead-goals-to-reduce-risk-to-childrens-health-10493>.
- Teaf C.M., Covert D.J., Teaf P.A., Page E. et Starks M.J. 2010. Arsenic cleanup criteria for soils in the U.S. and abroad : Comparing guidelines and understanding inconsistencies. *Proceedings of the Annual international Conference on soils, sediments, water and energy* Vol. 15, Article 10.
- ToxConsult. 2015. Health risk assessment (SO₂ & Arsenic) for copper smelter extension project at Mount Isa Mines (Volume 1). Toxicology consulting Australia. ToxConsult document ToxCRO10515-RF, Volume 1. <https://environment.des.qld.gov.au/management/non-mining/documents/581854part6.pdf>
- Tseng W.-P. 1977. Effects and dose – Response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspective* 19 : 109-119.
- U.K. Environment Agency. 2008. A review of the toxicity of arsenic in air. Bristol, U.K.
https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290739/scho0508bodr-e-e.pdf
- (U.S. EPA) 2012. Integrated Science Assessment for Lead (Second External Review Draft). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-10/075B, 2012.
- (U.S. EPA) 1995. Arsenic, inorganic ; CASRN 7440-38-2. Integrated risk information system (IRIS). Chemical assessment summary.
https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0278_summary.pdf

- Walsh P., Foucault C., Grimard Y., Leduc R., Couture Y., Roy G., van de Walle É., Nantel A., Smargiassi A., Chagnon M. et Gagné D. 2004. Avis sur l'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda. Direction du suivi de l'état de l'environnement. Envirodoq n° EN/2004/0293, rapport n° QA/48, ministère de l'Environnement, ministère de la Santé et des Services sociaux, Institut National de Santé publique, Québec, 23 p.
- Wang G. et Fowler B. A. 2008. Roles of biomarkers in evaluating interactions among mixtures of lead, cadmium and arsenic. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 233, 92-99.
- Wickre J.B., Folt C.L., Sturup S. et Karagas M.R. 2004. Environmental exposure and fingernail analysis of arsenic and mercury in children and adults in a Nicaraguan gold mining community. *Archives in Environmental Health* 59: 400-409.
- Whittaker M.H., Wang G., Chen X.-Q., Lipsky M., Smith D., Gwiazda R. et Fowler B.A. 2011. Exposure to Pb, Cd and As mixtures potentiates the production of oxidative stress precursors. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 254 : 154-166.
- 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: 265-269.
- (WHO) World Health Organization. 2000. Air quality guidelines for Europe. Second edition, WHO regional publications, European series, No 91, 273 p.
- (WHO) World Health Organization. 2010. Childhood lead poisoning.
<http://www.who.int/ceh/publications/childhoodpoisoning/en/>
- Wu X., Cobbina S.J., Mao G., Xu H., Zhang Z. et Yang L. 2016. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metal in the environment. *Environmental Science and Pollution Research* DOI 10.1007/s11356-016-6333-x
- Yoshida T., Yamauchi H. et Sun G.F. 2004. Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: dose-response relationships in review. *Toxicology and Applied Pharmacology* 198: 243-252.
- Yu Z.M., Dummer T.J.B., Adams A., Murimboh J.D. et Parker L. 2014. Relationship between drinking water and toenail arsenic concentrations among a cohort of Nova Scotians. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24 : 135-144.

ANNEXES

ANNEXE 1

Variabilité des mesures d'arsenic des stations 8006 et 8045 de 1990 à 2018

Tableau A1 : Variabilité des mesures d'arsenic des stations 8006 et 8045 de 1990 à 2018

Année	Station 8006				
	Maximum (ng/m ³ moy./24h)	Minimum (ng/m ³ moy./24h)	Moyenne annuelle (ng/m ³)	% de données à plus de 3 ng/m ³	% de données à plus de 200 ng/m ³
1990	690	20	161,4	100	14,3
1991	1600	2,5	202,2	98	25,9
1992	1300	2,5	182,6	97	24,1
1993	6500	2,5	592,8	97	36,2
1994	1900	2	267,3	93	30,4
1995	3300	1	390,2	97	37,9
1996	4900	1	593,2	93	46,3
1997	6600	8	884,5	100	60
1998	7100	3	702,5	98	47,5
1999	6600	1	943,5	96	52,6
2000	10000	3	1032,4	98	46,6
2001	3100	1	327,4	98	35
2002	6900	1	816,7	93	41,1
2003	2080	1	244,4	90	26,7
2004	4420	1	500,8	96	39,3
2005	1730	0,05	148,7	88	20
2006	1040	0,05	155,6	86	28
2007	996	0,5	143,1	86	22,1
2008	1500	0,5	177,4	85	26,3
2009	852	0,5	112	82	20,9
2010	1740	0,5	171,7	86	26,9
2011	1900	0,5	170,6	89	24,8
2012	1370	0,5	146,9	86	20,2
2013	1510	0,5	156,2	93	23,5
2014	2060	0,5	139,2	84	22,8
2015	842	0,5	117	85	23,3
2016	1540	2	205,3	91	33,3
2017	1880	2	123,3	92	13,9
2018	1040	0,5	113,4	88	21,6

Année	Station 8045				% de données à plus de 200 ng/m ³
	Maximum (ng/m ³ moy./24h)	Minimum (ng/m ³ moy./24h)	Moyenne annuelle (ng/m ³)	% de données à plus de 3 ng/m ³	
1990	530	2,5	55,5	85	7,7
1991	440	2,5	61,8	80	14,3
1992	810	2,5	87,6	87	11,5
1993	1900	2,5	146,9	83	18,5
1994	350	2	57,3	79	5,8
1995	350	2	129	90	22,4
1996	1900	2	179,6	91	17
1997	1500	2	279,3	93	39,3
1998	1800	1	159,8	89	24,6
1999	3100	1	244,1	86	26,3
2000	2300	1	234,2	96	27,8
2001	3600	1	151,9	76	13,6
2002	2500	1	220,5	71	31
2003	564	1	66,1	70	10,7
2004	1580	1	96,7	73	12,5
2005	2810	0,05	67,6	64	5,8
2006	557	0,05	44,3	62	5,8
2007	271	0,5	38,4	60	5,2
2008	266	0,1	38,4	58	4,1
2009	215	0,5	28,6	54	0,8
2010	317	0,5	40	56	6,8
2011	517	0,5	40,3	79	1,7
2012	246	0,5	29,1	68	2,2
2013	838	0,5	41,6	73	5,1
2014	967	0,5	51,4	72	5,8
2015	249	1	27,3	69	0,9
2016	393	0,5	48	77	4,7
2017	327	0,5	22,3	64	1,2
2018	199	0,5	27	72	0

Gestes simples pour réduire l'exposition des enfants



À L'INTÉRIEUR DE VOTRE RÉSIDENCE

- Lavez les surfaces de travail de la cuisine (table, comptoir), à l'aide d'un linge humide. Faites-le spécialement avant la préparation des repas ou des collations. Rincez le linge humide plusieurs fois par utilisation.
- Lavez régulièrement les planchers de la maison. Rincez fréquemment votre vadrouille ou votre linge humide lors de son utilisation. Pour les surfaces couvertes de tapis, passez régulièrement l'aspirateur. Un aspirateur muni d'un système de filtre HEPA est recommandé pour enlever un maximum de poussière métallique.
- Lavez vos mains avant la préparation des repas, avant de manger, après avoir joué dehors et après avoir caressé ou joué avec un animal.
- Autant que possible, empêchez vos enfants de manger de la terre ou du sable.
- Mangez régulièrement et de façon équilibrée. L'absorption des contaminants, notamment le plomb et le cadmium, est supérieure lorsqu'un enfant a le ventre vide.
- Lavez régulièrement les jouets des enfants.
- Si votre enfant a une suce, assurez-vous qu'elle ne traîne pas au sol et n'amasse pas de poussière.
- Évitez d'exposer les enfants à la fumée secondaire, surtout dans les endroits fermés et sans circulation d'air. La fumée de cigarette est la principale source d'exposition au cadmium.

Il est préférable que les enfants ne soient pas à proximité lorsque vous passez l'aspirateur ou balayez, puisque les poussières et les contaminants peuvent être remis en suspension dans l'air.

Vous chassez? Évitez de manger les abats (reins et foie) de gibier (orignal et ours) abattu dans le secteur de Rouyn-Noranda. Ceux-ci sont fortement contaminés au cadmium.

À L'EXTÉRIEUR DE VOTRE RÉSIDENCE

- Si vous avez un carré de sable, assurez-vous que le sable provient d'un fournisseur réputé. Couvrez le carré de sable lorsqu'il n'est pas utilisé.
- Réduisez au minimum les surfaces de terre battue dans votre cour.
- Si vous faites pousser des légumes ou des fruits dans votre jardin, lavez-les complètement avant de les consommer et prenez soin d'éplucher vos légumes racines (exemple : carottes).
- Si vous avez un camp ou un chalet alimenté par un puits domestique, assurez-vous que votre eau ne contienne pas de contaminants. L'arsenic fait partie des contaminants les plus répandus dans les sols de l'Abitibi-Témiscamingue.

Ne vous fiez pas à la couleur ou au goût de votre eau pour juger de sa qualité. Les contaminations passent souvent inaperçues parce qu'elles ne changent ni l'apparence ni le goût de l'eau. Il est donc important de réaliser les analyses appropriées.

! Comment puis-je réduire la quantité de poussière qui pénètre mon domicile?

- Essayez vos pieds avant d'entrer dans votre domicile. Nettoyez régulièrement votre tapis d'entrée.
- Laissez les bottes et les souliers sales à l'extérieur. Ne vous déplacez pas à l'intérieur avec vos bottes ou vos souliers.
- Lors de journées très venteuses, fermez les fenêtres.
- Lavez vos fenêtres régulièrement à l'aide d'un linge humide.
- Si vous avez un chien, lavez-le fréquemment.
- Laissez vos vêtements de travail à l'extérieur, particulièrement si vous travaillez dans le secteur minier.



Voici quelques produits courants qui peuvent représenter un risque pour la santé et qui méritent une attention particulière de votre part :

- Peinture écaillée à base de plomb
- Tuyauterie présentant des soudures ou autres composantes de plomb
- Certains bijoux peu coûteux
- Munitions ou balles de plomb pour la chasse
- Bois traité à l'arsenic
- Piles (batteries) au nickel-cadmium

Pour connaître les précautions à prendre avec ces produits, consultez le site Web du CISSS de l'Abitibi-Témiscamingue.

www.cisss-at.gouv.qc.ca

Cliquez sur Étude de biosurveillance - Quartier Notre-Dame.

? VOUS AVEZ DES QUESTIONS?

Communiquez avec l'équipe de santé environnementale de la Direction de santé publique :

☎ **819 764-4600**
@ **08_cierrat_biosurveillance@ssss.gouv.qc.ca**

For information in English, please contact us :

☎ 819 764-4600
@ 08_cierrat_biosurveillance@ssss.gouv.qc.ca

Centre intégré
de santé et de services
sociaux de l'Abitibi-
Témiscamingue

Québec



ANNEXE 3

Questionnaire de contrôle des sources environnementales de plomb, de cadmium et d'arsenic

QUESTIONNAIRE⁵⁹

Évaluation de l'imprégnation au plomb, au cadmium et à l'arsenic chez les enfants de 9 mois à moins de 6 ans

Adresse principale de l'enfant : _____

Ville : _____ Code postal : _____

Téléphone : _____ Cellulaire : _____

Courriel : _____

L'enfant demeure depuis combien de temps à cette adresse : ____ (année) _____ (mois)

IDENTIFICATION DE L'ENFANT

Nom : _____ Prénom : _____

Date de naissance : _____ Sexe : ☐ féminin ☐ masculin

Est-ce que votre enfant est ou a été allaité ? : ☐ oui ☐ non

Si OUI, jusqu'à quel âge ? : _____

L'enfant est-il né à l'extérieur du Canada ?

Si OUI, où ? _____

Depuis combien de temps celui-ci réside-t-il au Canada ?
_____ (MM/AAAA)

L'enfant est-il en garde partagé ? ☐ oui ☐ non

Si oui, le domicile du second parent est-il situé dans le quartier Notre-Dame ? ☐ oui ☐ non

Combien de jours par semaine passe-t-il au domicile du second parent ? ____ jours

⁵⁹ Ce questionnaire a été adapté afin de pouvoir être informatisé, une version modifiée a également été utilisée pour le contrôle de la population témoin.

IDENTIFICATION DU PARENT 1

Nom : _____ Prénom : _____

Téléphone (maison) : _____ Téléphone (cell) : _____

Courriel : _____

Adresse : _____

Combien de personnes résident à cette adresse ? _____

Est-ce l'adresse : principale où l'enfant ou les enfants vivent ? Oui/Non

Si non,

Indiquez l'adresse : _____

Vous demeurez à cette adresse depuis : _____ (année) _____ (mois)

Est-ce que vous habitez dans le QND avant d'occuper cette adresse ? Oui/Non

Si oui,

Vous avez habité le QND combien d'année au total dans les 30 dernières années ? _____

Âge : _____ État civil : ☐célibataire ☐marié.e
☐divorcé.e ☐séparé.e
☐union de fait ☐veuf/ve

Genre : homme ☐femme ☐autre ☐

Combien d'enfants avez-vous ? : _____

Combien sont âgés entre 0 et moins de 6 ans ? : _____

Combien résident présentement à cette adresse ? : _____

Depuis combien de temps votre enfant réside-t-il à cette adresse ? : _____ années _____ mois

Êtes-vous propriétaire ou locataire de votre logement ? ☐ propriétaire ☐ locataire

Niveau de scolarité complété :

- ☐ Primaire
- ☐ Secondaire
- ☐ Secondaire professionnel (DEP)
- ☐ CÉGEP technique
- ☐ CÉGEP pré-universitaire
- ☐ Universitaire

Quel est votre revenu familial brut ?

- ☐ moins de 15 000 \$
- ☐ de 15 000 \$ à 29 999 \$
- ☐ de 30 000 \$ à 44 999 \$
- ☐ de 45 000 \$ à 59 999 \$
- ☐ de 60 000 \$ à 74 999 \$
- ☐ 75 000 \$ et plus

Quelle est votre occupation ?

- ☐ Salarié.e
- ☐ Sans emploi
- ☐ Étudiant.e
- ☐ Entrepreneur.se ou travailleur.se autonome
- ☐ Retraité.e

Vous travaillez dans quel secteur d'activité ?

- ☐ secteur forestier
- ☐ secteur minier
- ☐ secteur manufacturier
- ☐ secteur public ou parapublic (ex. éducation, santé)
- ☐ secteur du commerce ou des affaires
- ☐ Secteur communautaire, culturel ou OBNL
- ☐ autre secteur, précisez : _____

Quel est votre titre d'emploi : _____

Occupez-vous un emploi qui vous expose à l'arsenic, au cadmium ou au plomb ?

Arsenic : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas ☐ Peut-être **Cadmium** : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas ☐ Peut-être **Plomb** : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas ☐ Peut-être

Travaillez-vous fréquemment avec du bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté ? : Ce type de bois traité est généralement de couleur verte. ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Travaillez-vous fréquemment avec des produits à base d'arsenic pour exterminer la vermine ? ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Si OUI,

Quel est le nom et la marque du ou des produits ? _____

Entrez-vous dans votre domicile avec vos vêtements de travail ? ☐ oui ☐ non

Si OUI,

Portez-vous vos vêtements de travail à la maison ? ☐ oui ☐ non

Est-ce que vous fumez ? ☐ oui ☐ non

Si OUI :

combien de cigarettes par jour fumez-vous ? : _____

fumez-vous à l'intérieur de votre résidence ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____ (nombre de fois par jour)

Fumez-vous dans votre voiture ? ☐ oui ☐ non

en présence des enfants ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____ (nombre de fois par jour)

Avez-vous déjà fumé ? ☐ oui ☐ non

Si OUI :

Quand avez-vous commencé à fumer ? : _____ (mm/aaaa)

Quand avez-vous arrêté ? : _____ (mm/aaaa)

Combien de cigarettes par jour fumiez-vous ? : _____

Fumiez-vous à l'intérieur de votre résidence ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____

Fumiez-vous dans votre voiture ? ☐ oui ☐ non

en présence des enfants ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____

IDENTIFICATION DU PARENT 2

Acceptez-vous de répondre au questionnaire pour votre conjoint.e? Oui/Non

Nom : _____ Prénom : _____

Téléphone (maison) : _____ Téléphone (cell) : _____

Courriel : _____

Adresse : _____

Combien de personnes résident à cette adresse ? _____

Est-ce l'adresse : principale où l'enfant ou les enfants vivent ? Oui/Non

Si non,

Indiquez l'adresse : _____

Vous demeurez à cette adresse depuis : _____ (année) ____ (mois)

Est-ce que vous habitez dans le QND avant d'occuper cette adresse ? Oui/Non

Si oui,

Vous avez habité le QND combien d'années au total dans les 30 dernières années ? _____

Âge : _____ État civil : ☐célibataire ☐marié.e
☐divorcé.e ☐séparé.e
☐union de fait ☐veuf/ve

Genre : homme ☐ femme ☐ autre ☐

Combien d'enfants avez-vous ? : _____

Combien sont âgées entre 0 et 5 ans ? : _____

Combien d'enfants résident présentement à cette adresse ? : _____

Depuis combien de temps votre enfant réside-t-il à cette adresse ? : _____

Êtes-vous propriétaire ou locataire de votre logement ? ☐ propriétaire ☐ locataire

Niveau de scolarité complété :

☐ Primaire

☐ Secondaire

☐ Secondaire professionnel (DEP)

☐ CÉGEP technique

☐ CÉGEP pré-universitaire

☐ Universitaire

Quel est votre revenu familial brut ?

☐ moins de 15 000 \$

☐ de 15 000 \$ à 29 999 \$

☐ de 30 000 \$ à 44 999 \$

☐ de 45 000 \$ à 59 999 \$

☐ de 60 000 \$ à 74 999 \$

☐ 75 000 \$ et plus

Quelle est votre occupation ?

☐ Salarié.e

☐ Sans emploi

☐ Étudiant.e

☐ Entrepreneur.se ou travailleur.se autonome
santé)

☐ Retraité.e

Vous travaillez dans quel secteur d'activité ?

☐ secteur forestier

☐ secteur minier

☐ secteur manufacturier

☐ secteur public ou parapublic (ex. éducation,

☐ secteur du commerce ou des affaires

☐ secteur communautaire, culturel ou OBNL

☐ autre secteur, précisez : _____

Quel est votre titre d'emploi : _____

Occupez-vous un emploi qui vous expose à l'arsenic, au cadmium ou au plomb ?

Arsenic : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas ☐ Peut-être

Cadmium : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

☐ Peut-être **Plomb** : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas ☐ Peut-être

Travaillez-vous fréquemment avec du bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté ? : Ce type de bois traité est généralement de couleur verte. ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Travaillez-vous fréquemment avec des produits à base d'arsenic pour exterminer la vermine ?

☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Si OUI,

Quel est le nom et la marque du ou des produits ? _____

Entrez-vous dans votre domicile avec vos vêtements de travail ? ☐ oui ☐ non

Si OUI,

Portez-vous vos vêtements de travail à la maison ? ☐ oui ☐ non

Est-ce que vous fumez ? ☐ oui ☐ non

Si OUI : combien de cigarettes par jour fumez-vous ? : _____

fumez-vous à l'intérieur de votre résidence ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____ (nombre de fois par jour)

fumez-vous dans votre voiture ? ☐ oui ☐ non

en présence des enfants ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____ (nombre de fois par jour)

Avez-vous déjà fumé ? ☐ oui ☐ non

Si OUI :

Quand avez-vous commencé à fumer ? : _____ (mm/aaaa)

Combien de cigarettes par jour fumiez-vous ? : _____

Fumiez-vous à l'intérieur de votre résidence ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____

Fumiez-vous dans votre voiture ? ☐ oui ☐ non

en présence des enfants ? ☐ oui ☐ non

à quelle fréquence : _____

MÉNAGE

Approximativement, à quelle fréquence l'aspirateur/balais est-il passé dans votre résidence ?

+ de 2 fois / semaine

2 fois / semaine

1 fois / semaine

3 fois / mois

2 fois / mois

1 fois / mois

- d'une fois / mois

Approximativement, à quelle fréquence les planchers de votre résidence sont-ils lavés ?

+ de 2 fois / semaine

2 fois / semaine

1 fois / semaine

3 fois / mois

2 fois / mois

1 fois / mois

- d'une fois / mois

Approximativement, à quelle fréquence l'époussetage (bords de fenêtres, tablettes, etc.) de votre résidence est-il fait ?

+ de 2 fois / semaine

2 fois / semaine

1 fois / semaine

3 fois / mois

2 fois / mois

1 fois / mois

- d'une fois / mois

ACTIVITÉS

Est-ce qu'une personne résidant à votre adresse s'adonne régulièrement, c'est-à-dire au moins une fois par semaine à une ou plusieurs des activités suivantes ?

☐ Tir avec armes à feu (intérieur)

☐ Pose de céramique provenant du Moyen-Orient ou d'Amérique centrale ou du Sud

☐ Soudure étain-plomb (réparation d'électronique, vitrail)

☐ Poterie

☐ Réusinage (machinage) de moteurs automobiles

☐ Taxidermie (empailler des animaux)

ENVIRONNEMENT

Quel est le type de sol dans l'aire de jeu à l'extérieur de la maison :

- ☐ Gazon
- ☐ Gravier
- ☐ Sable
- ☐ Terre battue
- ☐ Bois
- ☐ Asphalte
- ☐ Il n'y a pas d'aire de jeu
- ☐ Autre : _____

Où votre enfant passe-t-il la majeure partie de sa journée ?

- ☐ À la garderie
- ☐ À l'école (maternelle)
- ☐ À la maison Adresse : _____
- ☐ Autre : _____

À quel âge votre enfant a-t-il commencé à se déplacer par lui-même (se retourner, se traîner, etc.)? : _____

Si votre enfant fréquente une garderie ou va à l'école, celle-ci est-elle située dans le quartier Notre-Dame ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, quel établissement fréquente-t-il ?

- ☐ CPE L'anode magique
- ☐ CPE La ribambelle
- ☐ Centre Familial de Rouyn-Noranda
- ☐ École Notre-Dame-de-Protection
- ☐ Noranda School
- ☐ Autre : _____

Si NON, où est-elle située ? _____

Si l'enfant passe la majeure partie de sa journée à la maison, est-ce que celui-ci joue souvent ailleurs que dans la cour de votre maison ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, cet endroit est-il situé dans le quartier Notre-Dame ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, combien d'heures par jour ? ____ heure(s)

Quel est l'âge de la maison ou du logement ? : ____

Y a-t-il des rénovations en cours ? : ☐ oui ☐ non

Si OUI, de quelle nature ? : _____

En quelle année les murs intérieurs ont été peints pour la dernière fois : ____

Est-ce que la peinture s'écaille ou peut être décollée avec les mains ? : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

En quelle année les murs extérieurs ont été peints pour la dernière fois : ____

Est-ce que la peinture extérieure s'écaille ou peut être décollée avec les mains ? : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

À votre connaissance y a-t-il dans votre domicile de la tuyauterie en plomb ou des soudures en plomb ? ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Consommez-vous régulièrement de l'eau provenant d'un puits (par exemple au chalet ou chez les grands-parents) ? : ☐ oui ☐ non

Si OUI, avez-vous fait analyser l'eau du puits ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, est-ce qu'il y avait des dépassements ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, est-elle contaminée à l'arsenic, au cadmium ou plomb ? : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Avez-vous des piles ou des batteries usagées (exemple : AA, AAA, de voitures, etc.) à votre domicile ? : ☐ oui ☐ non

Si OUI, coulent-elles ou sont-elles oxydées ? : ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Si OUI, depuis combien de temps ? _____ années

NOURRITURE

CONSOMMATION DE FRUITS DE MER⁶⁰

Est-ce que votre enfant a consommé des fruits de mer ☐ oui ☐ non dans la dernière année ?

Si OUI, à quelle fréquence ? : _____

CONSOMMATION DE RIZ

Est-ce que votre enfant a consommé du riz ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, à quelle fréquence ? : _____/semaine

Est-ce que votre enfant a consommé des céréales à base de riz ?

Si OUI, à quelle fréquence ? : _____/semaine

CONSOMMATION D'ALGUES

Est-ce que votre enfant a consommé des algues ou des sushis ?

Si OUI, à quelle fréquence ? : _____/semaine

BIJOUX DE FANTAISIE

Est-ce que votre enfant porte des bijoux de fantaisie en métal (breloque, boucles d'oreille, bagues, etc.) ?

☐ oui ☐ non

Si OUI, à quelle fréquence ? : _____

CHASSE ET PÊCHE

CONSOMMATION DE GIBIER

Est-ce que votre enfant a consommé des abats (rein, foie) d'originaux et/ou d'ours noirs dans la dernière année ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, combien de fois ? : _____

⁶⁰ Exemples : crevettes, crabes, homards, pétoncles. Les fruits de mer exclu les poissons.

Est-ce qu'une personne résidant à votre adresse s'adonne régulièrement, c'est à- dire au moins une fois par semaine à une ou plusieurs des activités suivantes ?

- ☐ Tir avec armes à feu (intérieur)
- ☐ Pose de céramique provenant du Moyen-Orient ou d'Amérique centrale ou du Sud
- ☐ Soudure étain-plomb (réparation d'électronique, vitrail)
- ☐ Poterie
- ☐ Réusinage (machinage) de moteurs automobiles
- ☐ Taxidermie

CHASSE

Est-ce que vous chassez ? ☐ oui ☐ non

Si OUI, qui nettoie l'animal (fait la boucherie) ?

- ☐ Vous-même ou un membre de votre famille
- ☐ Un boucher

Autre : _____

- ☐ Je ne sais pas

Lorsque vous nettoyez l'animal, est-ce que la viande autour de l'impact de la balle est enlevée ?

- ☐ oui ☐ non ☐ je ne sais pas

Si OUI, combien ?

- ☐ Moins de 5 cm
- ☐ Entre 5 et 10 cm
- ☐ Plus de 10 cm

MUNITION

Quels types de balles et/ou de munitions utilisez-vous pour chasser ?

Balles : ☐ sans plomb

☐ avec plomb

Munitions : ☐ avec des billes de plomb

☐ avec des billes en acier

☐ avec des billes bismuth ou en tungstène

Est-ce que vous ou quelqu'un dans votre ménage fabrique ses propres cartouches ou modifie ses munitions ? ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Si OUI, quoi et comment ? Avec de la grenaille de plomb ? Où et quel type ? _____

Où est-ce que vous ou les membres de votre famille nettoyez vos armes à feu ?

- ☐ Dans la cuisine
- ☐ Dans le salon
- ☐ Dans la remise ou le garage
- ☐ Dehors
- ☐ Autre : _____

PÊCHE

Est-ce que vous ou quelqu'un dans votre ménage fabrique des plombs pour la pêche ?

- ☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

ANIMAUX DE COMPAGNIE

Avez-vous un ou des animaux de compagnie qui vont à l'extérieur de votre domicile ?

☐ oui ☐ non ☐ ne sais pas

Cet animal ou ces animaux sont-ils des :

Chat, combien ? _____

Chien, combien ? _____

Autre, combien ? _____

ANNEXE 4

Résultats détaillés des analyses statistiques

PLOMB

Covariables pouvant influencer les plombémies des enfants du quartier Notre-Dame

L'analyse des données suggère que les concentrations de poussières intérieures se trouvant principalement au salon (94 % des échantillons composant la pièce 2 « P2 ») sont associées positivement aux plombémies (poids cumulatif d'AICc = 0,866 ; $\beta = 0,028 \pm 0,007$; $F_{1,34} = 16,13$, $p < 0,001$, $R^2 = 0,302$; tableau A2). Cette relation doit par contre être interprétée avec prudence puisque les données semblent être influencées par les points extrêmes (Figure A1) et en raison du fait qu'un nombre important de résultats de poussières intérieures se situe sous la limite de détection (Tableau A3).

Tableau A2 : Sélection de modèles pour les variables influençant les plombémies

Rang	Modèle**	AICc	$\Delta AICc$	Poids d'AICc	K
1	Poussière intérieure (P2) + peinture	33,50	0	0,199	2
2	Poussière intérieure (P2) + année de construction	33,92	0,42	0,162	2
3	Poussière intérieure (P2) + position	34,02	0,51	0,154	2
4	Poussière intérieure (P1) + position	35,64	2,13	0,069	2
5	Poussière intérieure (P2)	36,38	2,88	0,047	1
6	Poussière intérieure (P2) + position + distance	36,53	3,03	0,044	3
7	Poussière intérieure (P2) + bijoux	36,59	3,09	0,043	2
8	Poussière intérieure (P2) + endroits	36,77	3,27	0,039	2
9	Poussière intérieure (P2) + cigarette intérieure	37,74	4,24	0,024	2
10	Poussière intérieure (P2) + âge de déplacement	37,84	4,33	0,023	2
11	Poussière intérieure (P2) + animaux de compagnie	37,90	4,40	0,022	2
12	Poussière intérieure (P2) + éducation du père	38,02	4,52	0,021	2
13	Poussière intérieure (P2) + distance	38,19	4,69	0,019	2
...	...	...	...	...	
49	Sols	44,89	11,39	0,0007	1
...	...	...	...	...	
78	Modèle nul	48,33	14,83	0,0001	0

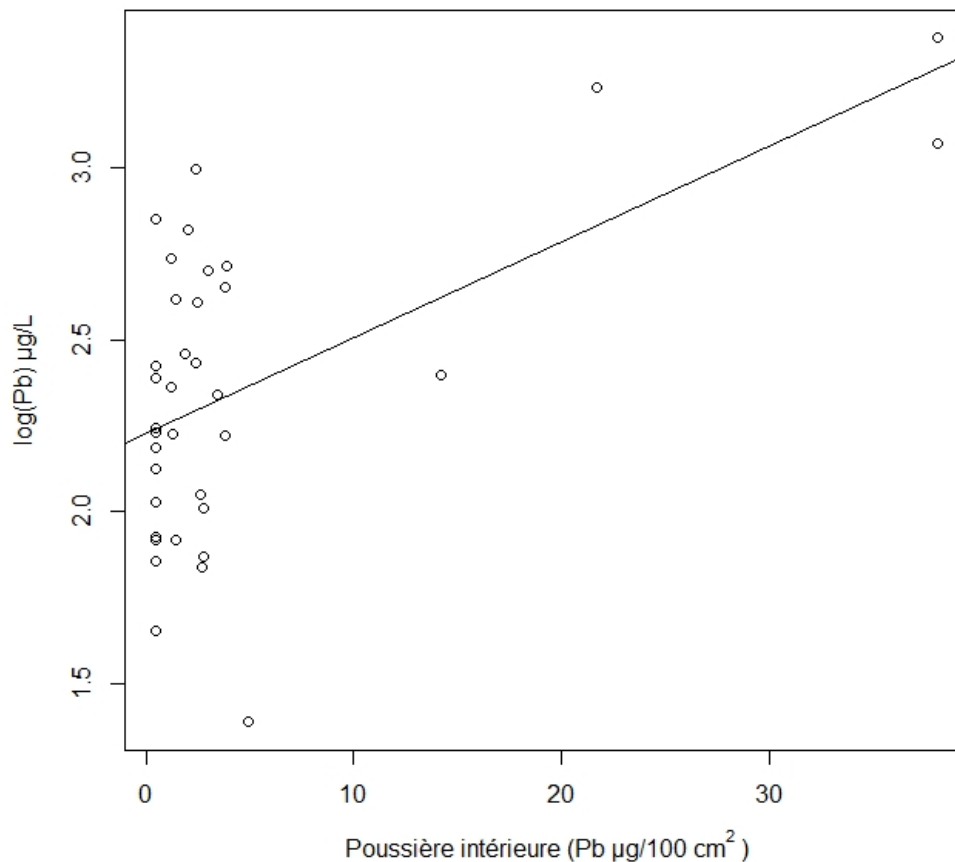
* Peinture = Dernière année où les murs intérieurs ont été peints ; année de construction = année de construction de l'immeuble ; position = position en degré (°) par rapport à la Fonderie Horne, varie entre 133,66° et 228,59° ; distance = distance en mètre par rapport à la Fonderie Horne ; bijoux = si l'enfant porte régulièrement des bijoux de fantaisie ou non ; endroits = si l'enfant passe la majorité de sa journée ou pas dans le QND ; cigarette intérieure = s'il y a au moins un des parents qui fume à l'intérieur du logement ou pas ; âge de déplacement = âge du premier déplacement autonome de l'enfant ; animaux de compagnie = présence ou non d'animaux de compagnie allant à l'extérieur ; éducation du père = niveau d'éducation du père.

Tableau A3 : Concentrations de métaux mesurées dans les deux principales pièces (P1 et P2) où les enfants passent la majorité de leur temps (pour les 32 habitations échantillonnées)

	Moyenne P1 ($\mu\text{g}/100\text{ cm}^2$)	% des données sous la L.D. ⁶¹	Moyenne P2 ($\mu\text{g}/100\text{ cm}^2$)	% des données sous la L.D.
Arsenic	1,29*	66	1,30*	69
Cadmium	NA	97	NA	97
Plomb	3,63	19	4,22	31

* En raison du nombre important d'échantillons ayant des concentrations sous la limite de détection, les données présentées doivent être interprétées avec prudence.

Figure A1 : Plombémies en fonction du plomb contenue dans la poussière intérieure



Lorsque les modèles sont corrigés à l'aide de modèles d'autorégression simultanée (SAR), d'erreur spatiale (SEM) et de Durbin, la sélection de modèles reste essentiellement la même. À titre informatif, pour le modèle testant la relation entre les poussières intérieures et les plombémies, le paramètre Rho ($p = 0,09$, $0,08$ et $0,08$ respectivement pour les modèles SAR, SEM et Durbin) et le test de LR ($p = 0,13$, $0,12$ et $0,12$ respectivement) ne sont pas significatifs. Il n'y a donc pas de problème d'autocorrélation spatiale dans les données.

⁶¹ Limite de détection du laboratoire

AUTRES VARIABLES INFLUENÇANT LES PLOMBÉMIES

La dernière année où les murs intérieurs ont été peints fait partie des variables sélectionnées dans les meilleurs modèles, c'est-à-dire ceux expliquant le mieux la variable dépendante (plombémie). L'estimé de ce paramètre (β) peut paraître contre-intuitif en indiquant que plus la peinture est récente, plus les plombémies sont élevées, puisque les concentrations de plomb utilisées dans la peinture étaient beaucoup plus élevées plus on remonte loin dans le temps⁶². À titre informatif, les années où les murs ont été peints fluctuent entre 2000 et 2018, période où on ne devrait pas retrouver de plomb dans la peinture⁶³. On ne peut toutefois pas exclure qu'il puisse y avoir eu une exposition avec l'ancienne peinture, surtout s'il y a eu décapage ou sablage au préalable. Ceci dit, considérant le poids d'AICc de cette variable (0,27), mais surtout son R^2 (0,01), on peut déduire qu'il n'existe pas de réelle différence et que la relation entre ce paramètre et les plombémies est due au hasard.

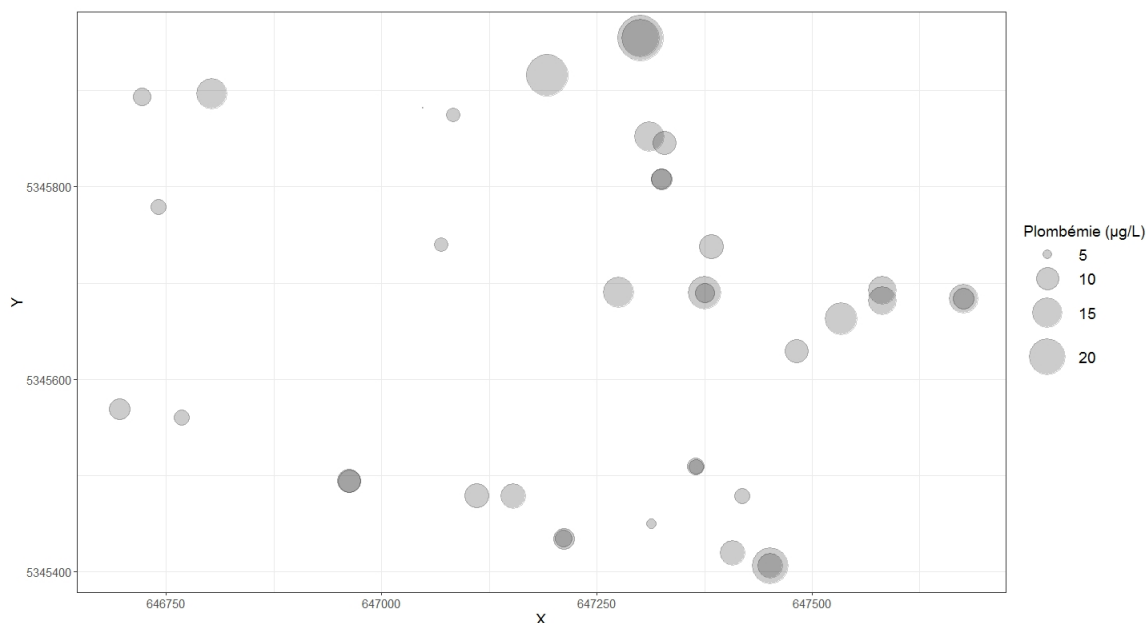
Selon les analyses, l'année de construction de l'immeuble présente le même problème que l'année où les murs ont été peints, c'est-à-dire que selon l'estimé, plus la construction de l'immeuble est récente, plus les plombémies sont élevées. Considérant également le poids d'AICc de ce paramètre (0,17) et son R^2 (-0,01), on peut déduire que celui-ci n'est pas associé aux plombémies.

La distribution spatiale des plombémies est présentée à la figure A2. Après analyse, la position dans le quartier est associée aux plombémies, quoique faiblement (poids d'AICc = 0,23). Les données indiquent que plus le logement est situé à l'Est, plus les plombémies sont élevées. Ce résultat semble logique considérant que les vents dominants ont tendance à souffler dans cette direction. La distance donne par contre un résultat discutable, surtout après visualisation des données. L'analyse indique que plus la distance est élevée, plus les plombémies sont élevées. En considérant le faible poids d'AICc de ce paramètre (0,08) et la possibilité que les limites du quartier ne soient pas assez éloignées de la Fonderie pour que l'on puisse observer un effet, on peut émettre l'hypothèse que la distance n'a pas une réelle influence sur les plombémies dans les limites du quartier Notre-Dame. À noter que les activités de restauration de sols ayant eu lieu au fil des années, et ce, plus fréquemment pour les terrains résidentiels situés à proximité de Glencore Fonderie Horne, ont possiblement créé une distorsion dans la relation entre les plombémies et la distance d'habitation par rapport à l'industrie. Concernant les autres paramètres testés, leurs faibles poids d'AICc (< 0,04) indiquent qu'ils s'ajustent très mal aux données de plombémies. Cela signifie qu'ils auraient une influence minime ou nulle sur les plombémies et que ces paramètres ne pourraient pas expliquer les niveaux retrouvés dans le quartier Notre-Dame. Finalement, selon les résultats, les concentrations de plomb mesurées dans le sol de l'aire de jeu extérieure des enfants ayant participé à l'étude (variable « sols ») ne semblent pas être associées aux plombémies (ΔAIC avec le modèle nul < 5).

⁶² <https://www.epa.gov/lead/protect-your-family-exposures-lead#older>

⁶³ <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/home-safety/lead-based-paint.html>

Figure A2 : Distribution spatiale des plombémies dans le quartier Notre-Dame. Glencore Fonderie Horne se trouve en haut du graphique, soit au nord. Pour des raisons de confidentialité, les détails du quartier n'ont pas été illustrés.



ARSENIC

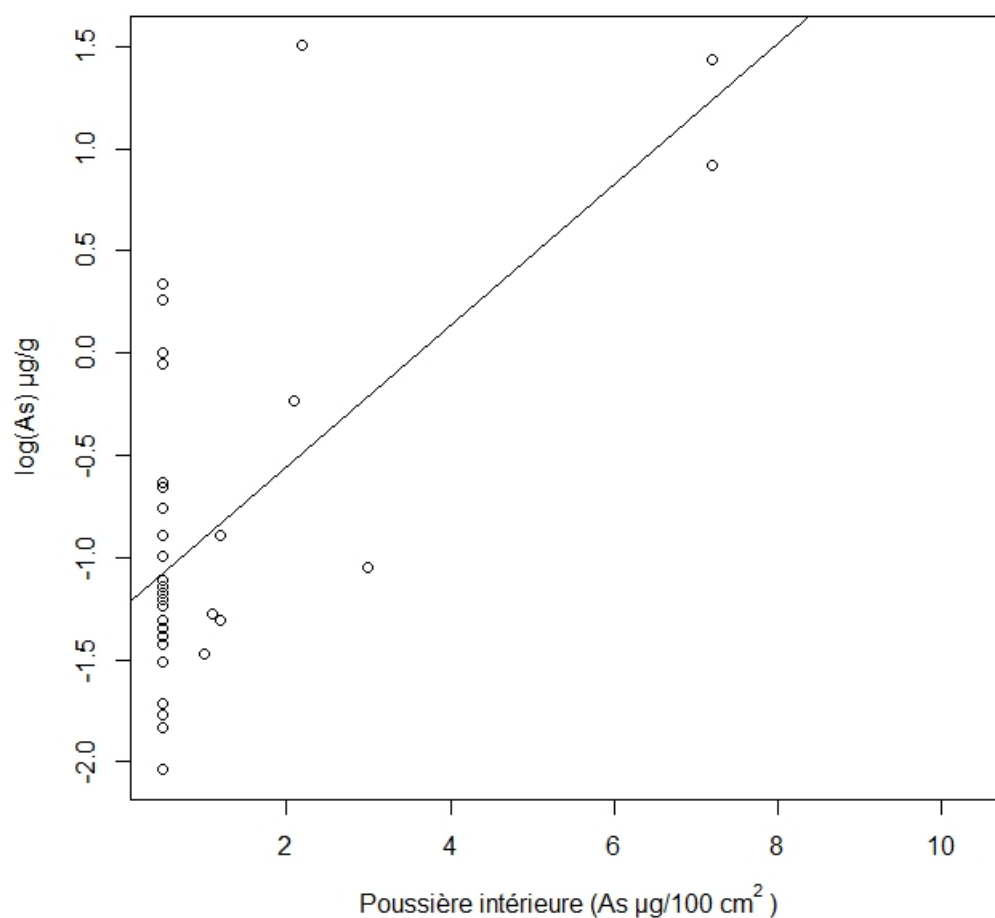
Covariables pouvant influencer les concentrations d'arsenic unguéal chez les enfants du quartier Notre-Dame

L'analyse des données suggère que les concentrations d'arsenic contenues dans les poussières intérieures se trouvant principalement au salon (P2) seraient associées positivement aux concentrations d'arsenic unguéal (poids cumulatif d'AICc = 0,983 ; $\beta = 0,346 \pm 0,074$; $F_{1,32} = 21,69$, $p < 0,001$, $R^2 = 0,385$; tableau A4). Tout comme pour le plomb, cette relation doit être interprétée avec prudence puisque les données semblent être influencées par les points extrêmes (Figure A3) et en raison du fait qu'un nombre important de résultats de poussières intérieures se situe sous la limite de détection (Tableau A2).

Tableau A4 : Sélection de modèles pour les variables influençant les concentrations d'arsenic unguéal

Rang	Modèle*	AICc	$\Delta AICc$	Poids d'AICc	K
1	Poussière intérieure (P2) + année de construction	69,97	0	0,783	2
2	Poussière intérieure (P2) + endroits	75,77	5,80	0,043	2
3	Poussière intérieure (P2) + époussetage	75,89	5,92	0,041	2
4	Poussière intérieure (P2)	77,14	7,17	0,022	1
5	Poussière intérieure (P2) + animaux de compagnie	77,18	7,21	0,021	2
6	Poussière intérieure (P2) + sushi	78,17	8,20	0,013	2
...	...	...	...	...	
29	Sols	85,34	15,37	0,000	1
...	...	...	...	...	
112	Modèle nul	96,56	26,59	0,000	0

Figure A3 : Concentration d'arsenic unguéal en fonction de la poussière intérieure

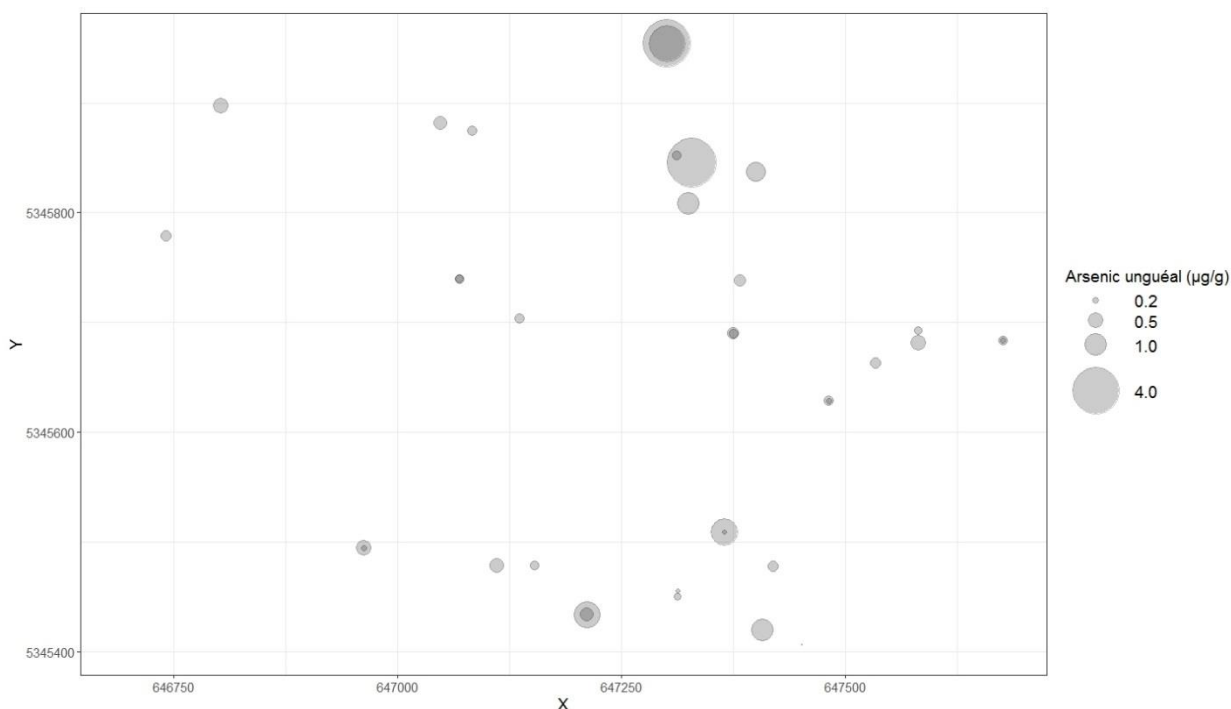


* Année de construction = année de construction de l'immeuble ; position = position en degré (°) par rapport à la Fonderie Horne, varie entre 133,66° et 228,59° ; endroits = si l'enfant passe la majorité de sa journée ou pas dans le QND ; animaux de compagnie = présence ou non d'animaux de compagnie allant à l'extérieur ; époussetage = fréquence à laquelle l'époussetage est fait ; sushi = fréquence de consommation de sushi et/ou d'algues.

La visualisation de la distribution spatiale des données dans le quartier (Figure A4) ne permet pas de déceler de schéma clair de répartition, et ce malgré que les concentrations d'arsenic unguéal les plus élevées se trouvent au nord du quartier, soit près de la fonderie Horne. Lorsque les modèles sont corrigés à l'aide de modèles d'autorégression simultanée (SAR), d'erreur spatiale (SEM) et de Durbin, la sélection de modèle reste la même. À titre informatif, pour le modèle testant la relation entre les poussières intérieures et les concentrations d'arsenic unguéal, le paramètre Rho ($p = 0,781, 0,508$ et $0,387$ respectivement pour les modèles SAR, SEM et Durbin) et le test de LR ($p = 0,774, 0,512$ et $0,382$ respectivement) ne sont pas significatifs. Il n'y a donc pas de problème d'autocorrélation spatiale dans les données.

Figure A4 : Distribution spatiale des résultats d'arsenic unguéal dans le quartier Notre-Dame.

Glencore Fonderie Horne se trouve en haut du graphique, soit au nord. Pour des raisons de confidentialité, les détails du quartier n'ont pas été illustrés.



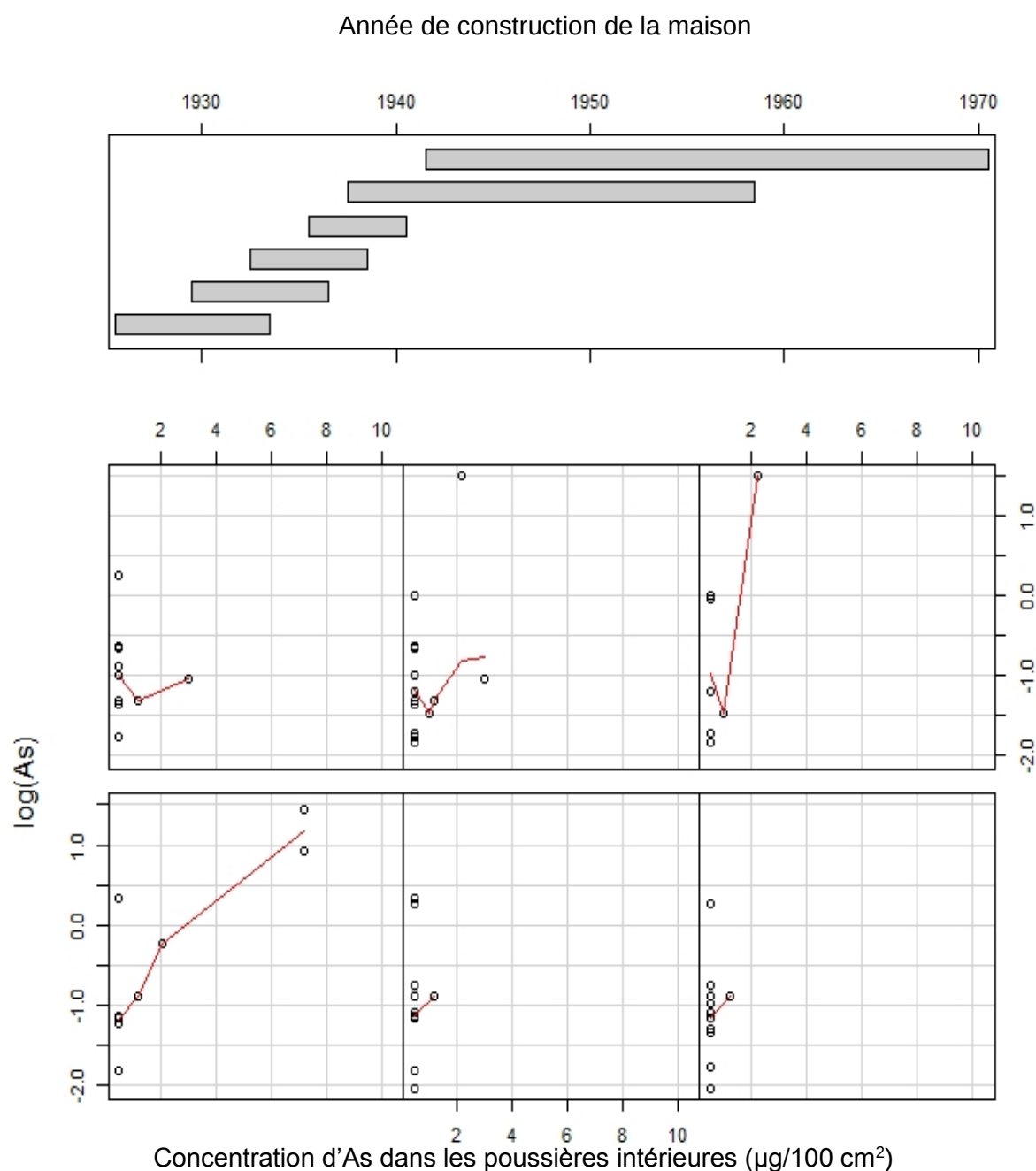
Autres variables influençant les concentrations d'arsenic unguéal

L'année de construction de l'immeuble fait partie des variables du meilleur modèle permettant d'expliquer les concentrations d'arsenic unguéal. Selon l'estimé du paramètre (β), plus la construction de l'immeuble est récente, plus les concentrations d'arsenic unguéal sont élevées. Ceci semble principalement dû à une différence entre les concentrations d'arsenic contenues dans les poussières intérieures de maisons construites dans les années 30 (Figure A5). L'année de construction de l'immeuble ne semble pas être associée aux concentrations d'arsenic unguéal ($R^2 = -0,03$).

Lorsqu'elles sont comparées individuellement, les analyses indiquent que les autres variables ne semblent pas être associées aux concentrations d'arsenic unguéal. Finalement, selon les résultats, les concentrations d'arsenic mesurées dans le sol de l'aire de jeu extérieure des enfants

ayant participé à l'étude (variable « sol ») malgré qu'elles aient un poids d'AICc plutôt faible ($< 0,01$) sur l'ensemble des modèles testés et qu'elles ne s'ajustent pas aussi bien aux données que la variable « poussière » semblent tout de même être associées aux concentrations d'arsenic.unguéal ($F_{1,32} = 10,19$, $p = 0,003$, $R^2 = 0,218$).

Figure A5 : Concentration d'arsenic unguéal ($\mu\text{g/g}$) en fonction des concentrations d'arsenic dans les poussières intérieures ($\mu\text{g}/100 \text{ cm}^2$) et de l'année de construction de la maison. (La boîte du haut représente la distribution des années de construction divisée en six catégories. Les concentrations d'arsenic unguéal en fonction des concentrations d'arsenic dans les poussières intérieures sont présentées dans les graphiques du bas pour chacune des six catégories distribuées chronologiquement de gauche à droite et de bas en haut).

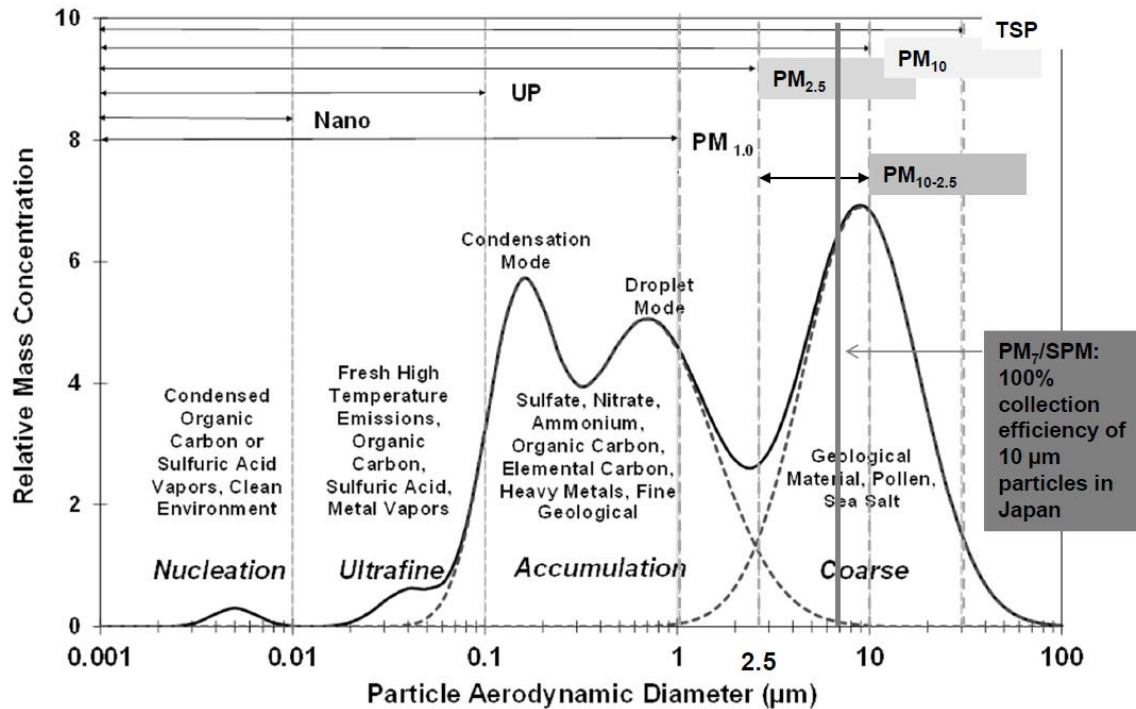


ANNEXE 5

Figure tirée d'une monographie du Centre international de recherche sur le cancer (IARC 2016).

Figure A6 : Caractéristiques majeures de la distribution de la masse des particules atmosphériques.

Fig. 1.1 Major features of atmospheric particle mass distribution



RÉFÉRENCE

(IARC) International Agency for Research on Cancer. 2016. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans; volume 109. <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono109.pdf>



**Centre intégré
de santé et de services
sociaux de l'Abitibi-
Témiscamingue**

Québec

