



Mémoire déposé dans le cadre de la consultation publique sur le projet de renouvellement de l'autorisation ministérielle de Glencore pour la Fonderie Horne

Présenté au Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

OCTOBRE 2022

Préambule

À propos de la Fonderie Horne

La Fonderie Horne, une compagnie Glencore relevant de la division Cuivre Amérique du Nord, est une usine métallurgique située à Rouyn-Noranda, au Québec, dont les activités de traitement du cuivre sont reconnues à travers le monde. En plus de détenir une expertise réputée dans le traitement de matériaux complexes, la Fonderie Horne occupe une place importante en Amérique du Nord dans le traitement de produits recyclés à valeur métallique.

Plus grand recycleur de déchets électroniques en Amérique du Nord et acteur important de l'économie circulaire, les installations de la fonderie permettent le recyclage de quelque 100 000 tonnes annuelles de matériaux, ainsi que la revalorisation de nombreux métaux tels que le cuivre, l'or, l'argent, le platine, le palladium, le sélénium, le rhodium et le tellure. Parmi ceux-ci, plusieurs, comme le cuivre, sont essentiels à la transition énergétique dans laquelle le Québec est engagé. Grâce à l'hydro-électricité et au développement de projets innovants, la fonderie produit par ailleurs le cuivre ayant la plus faible empreinte carbone au monde¹.

La Fonderie Horne emploie plus de 650 personnes à son usine de Rouyn-Noranda en plus de faire affaire avec plusieurs entrepreneurs, fournisseurs et transporteurs. La totalité de sa production d'anodes de cuivre est acheminée à l'affinerie CCR, une autre compagnie Glencore aux assises historiques situées dans l'est de Montréal, où 500 travailleurs affinent les anodes produites à Rouyn-Noranda et commercialisent les cathodes de cuivre, ainsi que de divers métaux récupérés lors des opérations.

Ensemble, la Fonderie Horne et l'affinerie CCR génèrent 3 844 emplois directs et indirects au Québec et 690 millions \$ de PIB par année, dont 53 % en Abitibi-Témiscamingue². Ces deux entreprises sœurs, dont les opérations sont intimement liées, sont au cœur d'un écosystème stratégique, d'une chaîne de valorisation des métaux qui assurent au Québec un approvisionnement local en cuivre et autres métaux critiques.

La Fonderie Horne : vecteur économique, environnemental et social

La Fonderie Horne célèbre cette année 95 ans d'activités métallurgiques. C'est en 1927 qu'elle coulait ses premières anodes de cuivre, soit cinq ans après la mise en activité de la compagnie Noranda. Les opérations de la mine et de la fonderie ont propulsé le développement de la ville de Noranda qui s'est bâtie tout autour, tant et si bien qu'elle en a pris le nom.

Encore aujourd'hui, la fonderie s'implique activement dans sa communauté en soutenant plusieurs organisations culturelles, éducatives, sportives et communautaires. Elle travaille également avec différentes parties prenantes, comme l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue à la réalisation de projets porteurs tels que la création de la Chaire de recherche institutionnelle REGENERER UQAT, portant sur la renaturalisation des parcs à résidus miniers au Québec.

De plus, la Fonderie Horne entretient une collaboration de longue date avec la ville de Rouyn-Noranda. La fonderie, qui opère une station de pompage aux abords du lac Dufault, fournit à la Ville de Rouyn-Noranda l'eau nécessaire à la production de l'eau potable pour ses citoyens.

¹ Skarn Associates. 2022. GHG Intensity Curves. England. (voir annexe I, p.20).

² Aviseo Consulting. 2020. Economic Impact Study of the Quebec Copper Processing Sector: Horne Smelter and CCR Refinery.

Table des matières

Préambule.....	2
À propos de la Fonderie Horne	2
La Fonderie Horne : vecteur économique, environnemental et social.....	2
Introduction	4
Contexte	5
Actions de la fonderie en lien avec la réduction de ses émissions.....	7
Suivi de la fonderie en lien avec la santé publique	10
Rappel des principaux éléments du plan d'action de la Fonderie Horne	13
Figure 1 – Ventilation de l'investissement planifié dans le cadre du plan de modernisation de la Fonderie Horne 2022-2027.....	14
Figure 2 – Isocontours des concentrations d'arsenic dans l'air ambiant	14
Notre engagement et nos recommandations	17
Références.....	18
Annexes	19
GHG <i>Intensity Curves</i>	20
Courriel du D ^r Réal Lacombe sur le plan d'action pour la réduction de l'arsenic à 100 ng/m ³ dans l'air ambiant	22
Glencore Fonderie Horne à Rouyn-Noranda et études de biosurveillance menées dans le quartier Notre-Dame (QND).....	29
Opinion sur les études de biosurveillance de 2005-2006, 2018 et 2019 de la population du Quartier Notre-Dame — Rouyn-Noranda	41
Évaluation des études de biosurveillance menées par la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue	55
Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec)	73
Avis complémentaire concernant le document produit par l'INSPQ en octobre 2022 intitulé : « Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda ».....	90
Étude sur la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1 Révision 1	93

Introduction

La santé et la sécurité de nos employés et des communautés étant au cœur des actions de la Fonderie Horne, celle-ci annonçait le 18 août dernier un investissement de plus de 500 M\$ entièrement dédié à l'amélioration de la qualité de l'air à Rouyn-Noranda. Cet investissement traduit son engagement envers l'amélioration continue.

Depuis 2004, la Fonderie Horne est fortement engagée à réduire ses émissions de contaminants. Le plan présenté en août dernier, innovant, ambitieux, et visant à faire de la Fonderie Horne l'une des fonderies de cuivre les plus modernes au monde, est à l'étude depuis plusieurs années déjà. La conclusion positive du projet pilote VELOX — la pierre angulaire de ce plan sur lequel nous travaillons depuis huit ans — nous a permis d'en confirmer le déploiement à grande échelle en août dernier.

Les mesures que nous entendons déployer dans les cinq prochaines années nous permettront de réduire l'ensemble des émissions atmosphériques de la fonderie, notamment celles d'arsenic. À l'été 2027, celles-ci seront de 15 ng/m³ à la station légale et de 3 ng/m³ ou moins dans 84 % du périmètre urbain de Rouyn-Noranda.

La transformation en cours est majeure et nécessite, au-delà de l'investissement financier, un effort d'innovation sans précédent. Nous emploierons les cinq prochaines années à atteindre notre objectif de 15 ng/m³, tout en poursuivant nos efforts de recherche et de développement afin de viser l'atteinte de la norme provinciale le plus rapidement possible, et ce pour tout le périmètre urbain de Rouyn-Noranda. Toutefois, dans l'état actuel des connaissances, de la technologie et de la chaîne d'approvisionnement, nous n'anticipons pas être en mesure de faire plus ni plus vite.

La direction et les employés de la fonderie se sont sentis fortement interpellés par les messages en lien avec la santé publique qui ont été véhiculés dans les derniers mois. Bien que nous respectons les opinions émises par toutes les parties prenantes et comprenions les préoccupations des résidents en lien avec les émissions de contaminants, nous aimerions porter un éclairage différent sur les conclusions qui ont été tirées à partir des données de biosurveillance et de surveillance, en ce qui a trait notamment à l'estimation du risque et au choix de biomarqueur.

Nous souhaitons par ailleurs continuer à approfondir notre compréhension des effets de l'exposition à l'arsenic et à d'autres contaminants, tels que le cadmium et le plomb, sur la population vivant à proximité de nos installations. Conformément à la recommandation 21 du *Rapport du comité interministériel sur le plan d'action de la Fonderie Horne* publié en février 2021, nous croyons qu'il est essentiel et dans l'intérêt de tous d'entreprendre de nouvelles études de biosurveillance intégrant plusieurs biomarqueurs auprès d'experts indépendants reconnus, et ce afin de pouvoir appuyer nos décisions futures sur des données complètes et objectives. Nous aimerions réaliser ces études en collaboration avec les autorités gouvernementales et de santé publique.

Nous souhaitons par ce mémoire :

- Rappeler la séquence des événements ayant mené à la situation actuelle ;
- Préciser des éléments ayant jusqu'ici été écartés du débat public ;
- Rappeler les fondements de notre plan d'action en vue du renouvellement de notre autorisation ministérielle ;
- Réitérer notre engagement de toujours envers la population de Rouyn-Noranda.

Contexte

Le dévoilement en mai 2022 de données de surveillance de l'état de santé de la population de Rouyn-Noranda par la Direction de la santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue (DSP-AT) a amené plusieurs parties prenantes à établir un lien entre ces données et les émissions de la fonderie, et ce malgré les précautions et limites exprimées d'emblée par la DSP-AT : « *Les présentes données ne servent pas à démontrer ou confirmer de lien de cause à effet entre une position spécifique et un état de santé*³ ».

Ces conclusions, qui ont semé l'inquiétude dans la population, ont été fortement relayées par les médias et suscité un débat sur les cibles d'émissions à exiger dans le cadre de la nouvelle autorisation ministérielle (anciennement « attestation d'assainissement ») qui sera émise en novembre 2022.

Nous aimerions dans un premier temps rappeler certains événements et apporter quelques précisions :

Historique des événements entourant la santé publique et la Fonderie Horne

- En 2004, un avis interministériel fait état d'une augmentation importante des concentrations d'arsenic (As) dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda entre 1991 et 2000 et commande une première étude de biosurveillance qui sera menée par la DSP régionale auprès des citoyens du quartier Notre-Dame.
 - Réalisation de cinq campagnes d'échantillonnage de décembre 2005 à octobre 2006 sur deux groupes : un large échantillon de citoyens du quartier Notre-Dame et un groupe témoin habitant à Évain ;
 - Mesure du taux d'arsenic urinaire inorganique : la littérature démontre que plus l'exposition à l'As dans l'air ambiant est grande, plus la quantité d'As retrouvée dans l'urine est élevée ;
 - Les résultats de cette étude⁴ ont permis d'observer des taux d'As similaires entre les deux groupes, même si les concentrations atmosphériques d'As dans l'air ambiant était beaucoup plus élevées pour les gens du quartier Notre-Dame que pour le groupe non exposé de Évain.
- En 2013, le D^r Réal Lacombe, alors directeur de la Direction régionale de santé publique, appelé à commenter les résultats de l'étude de biosurveillance réalisée en 2005-2006, conclut que « *sans être nul, le risque pour la population du quartier Notre-Dame de développer un cancer du poumon à la suite d'une exposition pendant 70 ans à des concentrations moyennes de 392 ng/m³ est minime et évidemment, un risque à 100 ng/m³ est encore plus faible*⁵. »

³ Comité consultatif de suivi de l'étude de biosurveillance. 2022. [Données de surveillance de l'état de santé de la population Rouyn-Noranda. Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue](#). Rouyn-Noranda, Québec.

⁴ 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.

⁵ Lacombe, R., M.D. 2013. Courriel portant sur le plan d'action pour la réduction de l'arsenic à 100 ng/m³ dans l'air ambiant — Xstrata Canada Corporation — Fonderie Horne. (voir annexe II, p. 22).

- En mai 2019, la DSP-AT présente les résultats d'une étude de biosurveillance⁶ mesurant pour la première fois l'arsenic dans les ongles d'enfants du quartier Notre-Dame. Cette étude, réalisée à l'automne 2018, révèle que la teneur en arsenic dans les ongles des enfants de moins de 6 ans du quartier Notre-Dame est de 3,7 fois supérieure à celle du groupe non exposé d'Amos.
- En octobre 2020, la DSP-AT rend publique une seconde étude de biosurveillance mesurant à nouveau l'arsenic dans les ongles, mais réalisée cette fois sur un échantillonnage plus large d'adultes du quartier Notre-Dame.
- En mai 2022, la DSP-AT rend publiques des données de surveillance de l'état de santé faisant état de taux de cancers du poumon, de maladies pulmonaires obstructives chroniques et de naissances de faible poids plus élevés, ainsi que d'une espérance de vie plus courte dans certains quartiers de Rouyn-Noranda en comparaison avec le reste du Québec⁷.

La discussion autour des émissions de la fonderie a cours depuis plusieurs années déjà. La direction de la fonderie a toujours été sensible à celle-ci et a déployé, de longue date aussi, des mesures afin d'abaisser ses émissions de contaminants.

⁶ Bilodeau, F. et al. 2020. Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2019 sur l'imprégnation à l'arsenic de la population du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda, Québec.

⁷ Comité consultatif de suivi de l'étude de biosurveillance., op. cit.

Actions de la fonderie en lien avec la réduction de ses émissions

Depuis 2004, la fonderie travaille activement à la réduction de ses émissions. Plus particulièrement, entre 2004 et 2007, elle a travaillé avec les ministères concernés du gouvernement du Québec afin de convenir de limites appropriées pour les concentrations moyennes annuelles d'arsenic dans l'air ambiant sur la base des résultats de l'étude de biosurveillance entreprise par l'autorité locale de santé publique en 2004-2006.

En 2006, la fonderie adopte un premier plan d'action comprenant 10 actions, qui accepté par le MELCC, mène à la délivrance d'une première attestation d'assainissement. Cette attestation, adoptée en 2007 et amendée en 2010, requiert de la fonderie une réduction de ses émissions à 200 ng/m³ à la station légale d'échantillonnage d'ici 2012.

En avril 2013, le D^r Réal Lacombe, alors directeur de la Direction régionale de santé publique, soutient un objectif de réduction visant l'atteinte d'une moyenne annuelle de 100 ng/m³ pour les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant. Il qualifie de « minime » le risque de cancer du poumon pour les résidents du quartier Notre-Dame, tout en soutenant une amélioration continue et une réduction supplémentaire à long terme⁸.

En 2017, sur la base d'un nouveau plan d'action déposé par la fonderie, une nouvelle attestation d'assainissement est délivrée. Celle-ci requiert l'achèvement du plan d'action approuvé et l'atteinte d'ici la fin de l'attestation d'assainissement, en 2021, d'une limite moyenne annuelle de concentration d'arsenic dans l'air ambiant de 100 ng/m³.

La mise en œuvre par la fonderie de son deuxième plan d'action lui permet d'atteindre la cible de 100 ng/m³ en 2019, près de deux ans avant l'échéance de l'attestation d'assainissement. Les mesures déployées ont nécessité des investissements de 15 M\$.

En décembre 2019, à la demande du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), la Fonderie Horne présente un plan d'action bonifiant les efforts de réduction des émissions atmosphériques en cours et proposant de nouvelles mesures à court et long terme. Ces mesures visent à réduire davantage l'exposition à l'arsenic pour les résidents du quartier Notre-Dame.

La fonderie propose une version bonifiée de ce plan en juillet 2020 comprenant les mesures suivantes :

Projets	Date d'achèvement
Modernisation du secteur des convertisseurs et anodes (VELOX/PHENIX)	En cours
Augmentation de l'espace d'entreposage intérieur des concentrés	2023
Pavage des voies de circulation et de l'aire de déchargement des concentrés	En cours Travaux sur 3 ans
Meilleure capture des poussières causées par le routage	En continu
Amélioration des dépoussiéreurs	2024
Optimisation du système de contrôle intermittent	En continu
Projet de restauration des sols sur une base volontaire et programme de biosurveillance	En continu

⁸ Lacombe, R., M.D., op.cit.

Zone de transition	2024
Captation et traitement des événements de toit du secteur de l'allée des convertisseurs et anodes – phase 2	2022
Captation et traitement de certains événements de toit du réacteur	2023

En février 2021, le comité interministériel dépose un rapport en réponse au plan d'action de la Fonderie Horne. Le comité accepte le plan d'action et émet 32 recommandations, dont 18 concernent des actions à prendre par la fonderie. La fonderie a entrepris toutes les actions qui la concernaient, en plus de poursuivre les suivis et les projets en cours :

Recommandations	Statut
# 2 Suivi du plan d'action de la fonderie d'ici la prochaine attestation d'assainissement afin d'en assurer une mise en œuvre diligente	Complété
# 3 Établissement de cibles intermédiaires et évolutives	Complété
# 4 Partage des certificats d'analyse des stations Hi-Vol appartenant à la fonderie afin d'avoir un portrait complet de la progression de la qualité de l'air à Rouyn-Noranda	En continu sur une base trimestrielle
# 5 Documentation continue des baisses de concentrations d'arsenic	En continu
# 6 Transmission de rapports d'avancement des projets VELOX/PHENIX afin d'en suivre la progression et les risques possibles	Complété <ul style="list-style-type: none"> • Dépôt du rapport de mi-année du projet pilote VELOX (janvier 2022) • Dépôt d'un rapport technique en août 2022 : Description du projet et évaluation des émissions de la technologie VELOX/PHENIX par rapport à la métallurgie courante
# 7 Dépôt des raisons justifiant l'abandon de PHENIX à la suite du projet VELOX	Non applicable
# 8 Transmission d'un plan d'entreposage en vue du renouvellement de l'attestation d'assainissement	Complété
# 9 Document expliquant les mesures d'atténuation mises en place lorsqu'un concentré contenant de l'As est entreposé à l'extérieur	Complété
# 10 Réalisation dans les meilleurs délais des travaux de pavage des voies de circulation et de l'aire de déchargement des concentrés	Travaux amorcés en juillet 2022
# 11 Dépôt d'un rapport sur l'avancement des travaux de pavage à chaque début d'année et intégration de la mesure à la prochaine attestation d'assainissement	Rapport à transmettre au début 2023 concernant les travaux effectués en 2022
# 12 Mise en action rapide de la mesure visant l'amélioration des dépoussiéreurs	En cours
# 13 Poursuite de l'application des restrictions d'opération proposées pour l'optimisation du système de contrôle intermittent	En continu, mesure intégrée dans les procédures opérationnelles

# 14 Dépôt au MELCC d'un nouveau protocole d'échantillonnage et de réhabilitation des sols du quartier Notre-Dame	Complété Version finale en cours
# 15 Déplacement de la station de mesure de la qualité de l'air ALTSP1 de manière à ce que le point d'impact soit maximal	<ul style="list-style-type: none"> • Transmission de la modélisation permettant de déterminer la nouvelle localisation de la station en juin 2022
# 17 Poursuite de la zone de transition	En cours <ul style="list-style-type: none"> • Toutes les résidences ont été acquises et les citoyens relocalisés • Achat en cours d'une résidence supplémentaire dans le but de relocaliser la station légale à son point d'impact maximal
# 18 Mise en œuvre dans les meilleurs délais de la mesure « Captation et traitement des événements de toit du secteur de l'allée des convertisseurs et anodes – phase 2 »	En cours <ul style="list-style-type: none"> • Commande de l'équipement permanent complété et mise en service en Q4 2022
# 19 Mise en œuvre dans les meilleurs délais de la mesure « Captation et traitement de certains événements de toit du réacteur »	En cours <ul style="list-style-type: none"> • Ingénierie de concepts en cours d'exécution et mise en service prévue en 2023
# 29 Réalisation d'une étude pour vérifier s'il existe une relation significative entre la concentration en As des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en As mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1	<ul style="list-style-type: none"> • Données mensuelles des intrants d'ALTSP1 colligées de janvier 2018 à juin 2021 • Rapport final complété et transmis en août 2022

Suivi de la fonderie en lien avec la santé publique

La santé et la sécurité étant notre priorité, nous souhaitons pouvoir appuyer nos actions de réduction sur la base de données scientifiques objectives tout en poursuivant notre démarche collaborative avec les autorités gouvernementales, comme nous le faisons depuis le premier avis ministériel en 2004 et tel que recommandé par le comité interministériel en 2021. En effet, celui-ci recommandait de former un comité consultatif permanent composé de représentants du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) et du MELCC, ainsi que d'experts indépendants afin de « soutenir et d'accompagner la DSPublique dans ses futures études de biosurveillance portant sur l'arsenic à Rouyn-Noranda ».

Interpellés par les données de la santé publique, nous avons sollicité, et ce dès 2019, l'opinion de divers experts sur les données de surveillance de l'état de santé et de biosurveillance mises de l'avant par la DSP-AT. Les analyses de ces spécialistes nous amènent à considérer avec prudence la méthodologie sur laquelle reposent les études de biosurveillance réalisées en 2018 et 2019, de même que les conclusions tirées des données de surveillance de l'état de santé sur l'incidence des cas de cancer, de maladies pulmonaires, de naissances de faible poids et sur l'espérance de vie inférieure à Rouyn-Noranda.

De manière succincte, car le détail est disponible en annexe, les experts ont soulevé des interrogations en lien avec les éléments suivants :

1) L'utilisation des ongles des mains comme biomarqueurs :

- « *Même si la mesure de l'arsenic unguéal constitue un moyen simple et non invasif d'évaluer l'exposition d'une personne à l'arsenic dans son milieu ou son alimentation, la mesure ne permet pas d'établir, d'une manière fiable, une distinction entre une dose interne et une contamination exogène. Le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 ne peut servir de fondement à une évaluation quantitative du risque⁹.* »
- « *L'utilisation des ongles comme biomarqueur d'arsenic constitue une approche plutôt expérimentale. Il existe moins de données sur les ongles en tant que biomarqueur que sur l'urine, ce qui implique qu'il y ait moins de valeurs de référence pour comprendre les résultats. En outre, les ongles, et en particulier les ongles de main, comportent un degré élevé de risque de contamination externe si un nettoyage approprié/complet n'est pas effectué tant avant qu'après la collecte des échantillons. Malgré l'importance d'un nettoyage approprié des échantillons post-collecte pour éviter une contamination externe et des résultats inexacts, les études de 2018 et 2019 ne font aucune mention de telles étapes de nettoyage¹⁰.* »
- « *Il y a donc une forte probabilité que les concentrations mesurées chez les enfants du quartier Notre-Dame soient influencées par des particules adhérentes et qu'elles ne reflètent probablement pas une dose absorbée. Par conséquent, ces données ne*

⁹ Kosnett, M. J., MD, MPH. 2019. Glencore Home Smelter in Rouyn-Noranda and Biomonitoring Studies in the Notre-Dame district (QND). Denver, Colorado. (Voir annexe III, p. 29).

¹⁰ Martin, C. J. 2022. Opinion sur les études de biosurveillance de 2005-2006, 2018 et 2019 de la population du Quartier Notre-Dame – Rouyn-Noranda. Morgantown, West Virginia. (voir annexe IV, p. 41).

devraient pas être utilisées pour la prise de décision liée à la nécessité de prendre des mesures d'atténuation¹¹. »

- « La moyenne géométrique des concentrations d'arsenic unguéal relevées chez les enfants du quartier Notre-Dame (0,42 µg/g), bien qu'élevée par rapport à celle de la population témoin d'Amos (0,11 µg/g), était généralement inférieure à la concentration d'arsenic unguéal considérée normale (≤ 1 µg/g) par l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2007)¹². »

2) Un lien non probant de cause à effet entre les émissions de la fonderie et les données de surveillance sur l'état de santé rapportées :

- « Vu le caractère théorique de l'exercice, incluant les facteurs de surestimation du risque, le niveau d'incertitude dans les données et les hypothèses conservatrices utilisées, on ne peut associer les émissions de la Fonderie Horne à un risque réel de cancer cliniquement détectable dans la population de Rouyn-Noranda¹³. » Ces conclusions ont été reprises par l'expert dans une mise à jour de son évaluation¹⁴.
- « Pour effectuer son évaluation des risques pour la santé (ÉRS), l'INSPQ a privilégié une approche déterministe basée sur un scénario conservateur et sur le principe de précaution. Cette approche suppose que tous les résidents habitant le quartier Notre-Dame ou Rouyn-Noranda seraient exposés toute leur vie durant (24/24 h, 365 j/an, 70 ans) à des concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air ambiant mesurées aux six (6) stations d'échantillonnage réparties dans un rayon de trois (3) km au sud-ouest de la Fonderie Horne. Tel que le mentionne l'INSPQ dans son rapport, il s'agit d'un exercice théorique qu'il est impossible de valider. De fait, l'ÉRS réalisée par l'INSPQ comporte un niveau élevé de variabilité et d'incertitude en ce qui a trait aux données utilisées et aux hypothèses considérées (concentrations dans l'air, durée d'exposition, valeurs toxicologiques de référence), ce qui surestime de facto le risque de cancer à la suite d'une exposition à l'arsenic et au cadmium, et ce, par plusieurs ordres de grandeur¹⁵. »
- « Les données de santé présentées dans les "Données de surveillance de l'état de santé de la population — Rouyn-Noranda", publié en mai 2022 n'ont pas été corrigées pour tenir compte des différences potentielles en lien avec les causes connues des maladies présentées. Pour cette raison, parmi d'autres, aucune conclusion ne peut être tirée quant à la santé relative des populations comparées¹⁶. »

¹¹ Moore et Sigal. 2019. Évaluation des études de biosurveillance menées par la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue. Intrinsic Corp. (Voir annexe V, p. 55).

¹² Ibid.

¹³ Loranger, S. 2022. Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec), MESIQ. Mississauga, Ontario. (Voir annexe VI, p. 73).

¹⁴ Loranger, S. 2022. Avis complémentaire concernant le document produit par l'INSPQ en octobre 2022 intitulé : « Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda ». MESIQ. Boisbriand, Québec. (Voir annexe VII, p. 90).

¹⁵ Loranger, S., Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec), op. cit.

¹⁶ Martin, C. J., op. cit.

- « *Mentionnons enfin l'importance de facteurs confondants reliés aux statuts socio-économiques, aux habitudes alimentaires ou à l'usage du tabac qui affectent considérablement le niveau de risque pour la santé*¹⁷. ». Il n'est nulle part question dans les *Données de surveillance de l'état de santé de la population — Rouyn-Noranda* de l'effet des déterminants de la santé. Ceux-ci désignent « tous les facteurs qui influencent l'état de santé de la population, sans nécessairement être des causes directes de problèmes particuliers ou de maladies¹⁸ », tels le revenu, l'éducation, les habitudes de vie, etc. L'INSPQ estime que l'environnement social et économique, le système de soins, ainsi que la biologie et la génétique déterminent à 90 % l'état de santé et de bien-être de la population.

Recommandation

À la lumière des éléments énoncés plus haut, nous recommandons que soit entreprise dès que possible une nouvelle étude de biosurveillance menée par des experts indépendants, dont la méthodologie aura été revue par des pairs et recourant à des biomarqueurs reconnus (urines et ongles d'orteils), conformément à la recommandation 21 du Rapport du comité interministériel sur le plan d'action de la Fonderie Horne publié en février 2021. Cette étude de biosurveillance nous permettra d'appuyer nos décisions collectives sur des données universellement reconnues.

¹⁷ Loranger, S., Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec), op. cit.

¹⁸ Institut national de santé publique du Québec. 2022. [Exercer la responsabilité population - Déterminants de la santé](#). Québec.

Rappel des principaux éléments du plan d'action de la Fonderie Horne

En août dernier, nous avons présenté un plan de modernisation prévoyant un investissement de plus de 500 M\$. Dans le cadre de ce plan, trois types de chantiers seront déployés au cours des cinq prochaines années (voir figure 1) pour réduire nos émissions d'arsenic de manière à ce que la concentration en air ambiant soit de 15 ng/m³ à la station légale, et de 3 ng/m³ dans 84 % du périmètre urbain de Rouyn-Noranda (voir figure 2) à l'été 2027.

La cible de 15 ng/m³ est conforme au seuil annoncé par le directeur national de la santé publique, le D^r Luc Boileau, le 10 août 2022, qui établit « *qu'une concentration moyenne dans l'air de 15 ng/m³ d'arsenic sur une base annuelle permet de protéger solidement la santé des bébés à naître et des enfants en bas âge et de réduire les risques pour l'ensemble de la population de développer un cancer du poumon* ».

Ce seuil de 15 ng/m³ est une première étape vers l'atteinte de la norme provinciale de 3 ng/m³. Dans l'état actuel des connaissances et de la technologie, il ne nous est pas possible de faire plus, ni plus rapidement. La réalisation de ce plan, qui constitue déjà une prouesse technologique, doit s'effectuer dans un contexte de pénurie importante de main-d'œuvre et de difficultés d'approvisionnement, ce qui rend impossible tout devancement d'un échéancier déjà serré.

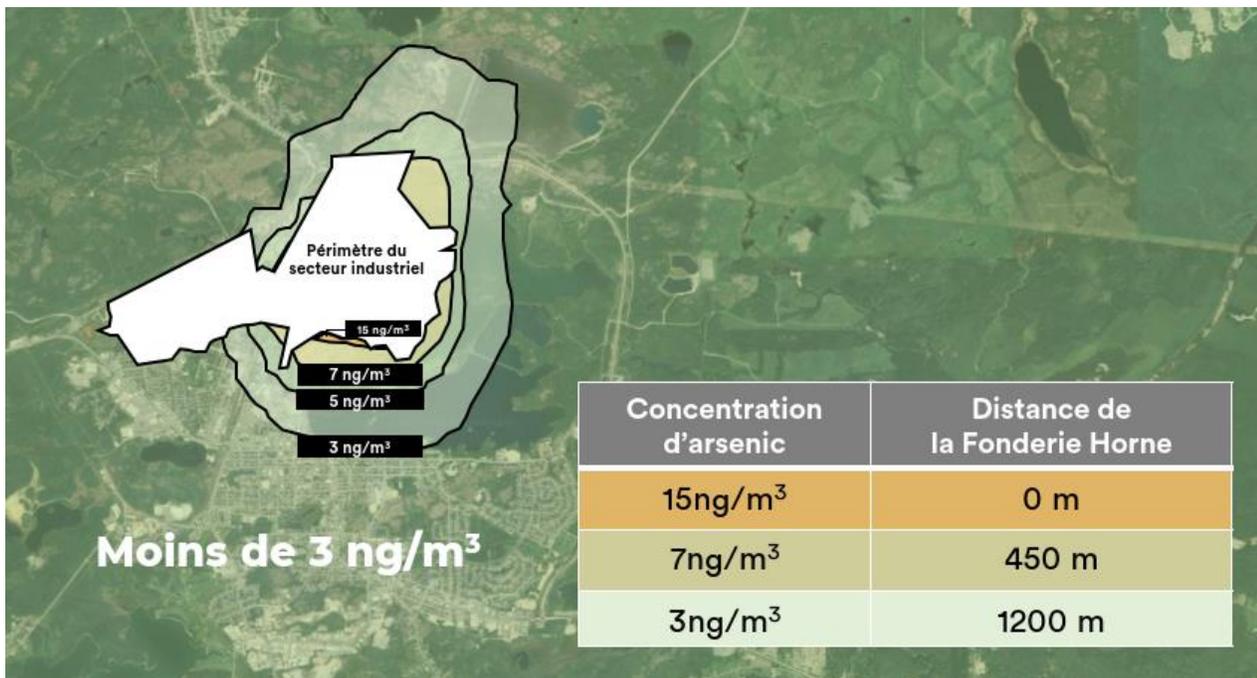
De plus, ce plan d'action permettra l'atteinte des normes annuelles du Règlement sur l'Assainissement de l'Atmosphère (RAA) pour le cadmium, le nickel et le plomb. Les valeurs de pointes journalières seront aussi réduites.

L'innovation est, depuis toujours, le moteur de nos opérations. Nos équipes sont déjà à pied d'œuvre, prêtes à relever ce défi d'envergure, et les embauches pour le projet AERIS vont bon train. Nous ne doutons pas de notre capacité à relever le défi. Et puisque ce plan constitue une première étape vers l'atteinte de la norme provinciale, parallèlement à la réalisation de celui-ci, nous nous emploierons, au cours des cinq prochaines années, à développer de nouveaux projets de recherche et développement, en collaboration notamment avec l'UQAT, afin d'identifier d'autres opportunités technologiques de réduction des contaminants. Mentionnons à titre d'exemple le prétraitement des concentrés par hydrométallurgie et l'analyse des possibles sources externes.

Figure 1 – Ventilation de l’investissement planifié dans le cadre du plan de modernisation de la Fonderie Horne 2022-2027



Figure 2 – Isocontours des concentrations d’arsenic dans l’air ambiant



Recommandation

Nous recommandons que le renouvellement de l'autorisation ministérielle comporte une cible de 15ng/m³ pour l'arsenic pour l'été 2027, tel que recommandé par le directeur national de la santé publique. Nous recommandons aussi que des cibles intermédiaires soient intégrées selon le plan présenté en août. De plus, les valeurs limites annuelles du RAA pour le cadmium, le nickel et le plomb devraient aussi être ajoutées comme cible pour l'été 2027.

Demandes des citoyens de Rouyn-Noranda

Nous comprenons les préoccupations des gens et y sommes sensibles. Nous sommes soucieux de faire preuve de plus de transparence et de tenir la communauté de Rouyn-Noranda informée non seulement de l'impact de nos activités, mais aussi de l'avancement de nos projets de réduction des émissions.

Nous déploierons ainsi des mesures en réponse à des demandes formulées par des citoyens de Rouyn-Noranda, en lien notamment avec la mesure des émissions, l'accessibilité des informations données de mesure et la transparence de nos communications.

Le sujet des intrants a dernièrement suscité de nombreuses interrogations et préoccupations de la part de la population. À cet effet, il nous apparaît important de contribuer à une meilleure compréhension de la situation et c'est ainsi que nous partageons, en annexe de ce mémoire¹⁹, les résultats d'une étude, réalisée à la demande du comité interministériel afin d'apporter un éclairage à ce sujet. La conclusion de cette étude qui visait à vérifier s'il existe une relation entre les intrants du procédé et de la concentration d'arsenic dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1, est à l'effet qu'aucune relation significative n'a été identifiée, ce qui indique qu'une gestion différente de l'alimentation n'aurait pas d'impact significatif sur la concentration mesurée à la station ALTSP1.

La fonderie installera d'ici 2023 de nouvelles stations de mesure accréditées au domaine 1500 à proximité du Club de Golf Noranda et du parc à résidus Quémont 2, ainsi que dans le quartier Sacré-Coeur, afin de suivre les émissions au nord et à l'ouest du périmètre industriel. Les endroits et les paramètres (poussières et métaux) suivis seront ceux identifiés par le MELCC dans son document concernant l'ajout de stations²⁰.

La station légale ALTSP1 sera relocalisée afin de mesurer l'exposition maximale des résidents les plus près de l'usine. Une nouvelle station, qui mesurera le dioxyde de soufre (SO₂), sera ajoutée au même endroit. Enfin, l'installation de la station PM10, dont l'ajout volontaire avait été annoncé dans notre plan d'action²¹, sera complétée.

En ce qui a trait à la communication des données de station, nous évaluons actuellement la faisabilité de mettre en place un système informatique de suivi des données qui serait accessible aux citoyens et qui permettrait de consulter les mesures de SO₂ en temps réel.

Enfin, dans un souci de transparence, la Fonderie Horne sera dorénavant plus visible et accessible aux citoyens de Rouyn-Noranda. Outre la poursuite des rencontres avec le comité de liaison, la fonderie

¹⁹ Prévost, Y., Viger, M-E. 2022. Étude sur la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1 Révision 1. Fonderie Horne, Glencore Canada. Rouyn-Noranda, Québec. (Voir annexe VIII, p. 93).

²⁰ Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2022. Suivi de la qualité de l'air ambiant à Rouyn-Noranda. Gouvernement du Québec. Québec.

²¹ Glencore Canada. 2022. Fonderie Horne – Bonification du plan pour meilleur gain environnemental – Partie III section 8.5 de l'Attestation d'assainissement. Rouyn-Noranda, Québec.

ouvrira, d'ici la fin de l'année, un bureau permanent de relations communautaires. Nous prévoyons également tenir davantage de rencontres publiques afin d'entretenir une communication plus régulière avec l'ensemble des citoyens.

Recommandation

Nous recommandons l'ajout du suivi de deux stations accréditées au domaine 1500 pour les poussières et métaux par la Fonderie Horne ainsi que l'ajout du suivi d'une station supplémentaire à la nouvelle localisation d'ALTSP1 pour le paramètre de SO₂.

Notre engagement et nos recommandations

Héritière des actifs de la Noranda Mines Limited, la Fonderie Horne est la dernière fonderie de cuivre en activité au Canada. Acteur important de l'économie circulaire au Québec, elle joue un rôle indispensable dans la transition énergétique du Québec. Le cuivre, en plus d'être un composant essentiel dans la fabrication de batteries électriques, est un formidable conducteur d'électricité et est utilisé abondamment par l'industrie du matériel médical pour ses propriétés antibactériennes.

L'innovation est au cœur des opérations de la Fonderie Horne depuis 1927. Depuis 2000, nous avons considérablement réduit nos émissions atmosphériques et prévoyons déployer un projet de modernisation de plus de 500 M\$ afin de diminuer le plus rapidement possible nos émissions à un seuil jugé sécuritaire par la Direction de santé publique du Québec. Ce projet transformateur que nous avons récemment rendu public témoigne de notre engagement envers la santé et la sécurité de nos employés et des citoyens de la ville de Rouyn-Noranda.

Le plan que nous proposons est extrêmement ambitieux et s'appuie sur un investissement colossal, dont l'échéancier initial de huit ans a été écourté à cinq ans. Toutes les autres solutions possibles ont été envisagées, et les projets les plus porteurs en matière de réduction des émissions ont été devancés. Il n'est pas possible de faire plus ni plus vite, dans l'état actuel des connaissances et de la chaîne d'approvisionnement.

Certains affirment qu'il suffirait pour la fonderie de cesser ses opérations durant quelques mois afin de se concentrer pleinement sur son projet de modernisation. Bien qu'attrayante, cette solution n'est pas réaliste. Le plan proposé requiert une capitalisation importante et doit pouvoir s'appuyer sur des assises réglementaires et légales solides. Ce type d'investissement est le résultat de décisions d'affaires qui engagent de nombreux acteurs d'une chaîne d'approvisionnement et de valorisation. On ne coupe pas une telle chaîne sans préjudices majeurs et irréversibles sur un grand nombre de parties prenantes, dont les employés et fournisseurs.

D'aucuns proposent de simplement fermer la fonderie – et par extension l'affinerie CCR – supprimant par le fait même des centaines d'emplois, de nombreuses autres entreprises québécoises de transformation, le recyclage de tonnes de résidus électroniques, la production de cuivre la plus écologique au monde et un approvisionnement local et continu en métaux stratégiques. C'est une solution drastique que nous ne souhaitons pas envisager.

Nos recommandations sont les suivantes :

- Le renouvellement de notre autorisation ministérielle fixant une cible d'ici 2027 à la station légale ALTSP1 relocalisée de 15 ng/m³ pour l'arsenic; 3,6 ng/m³ pour le cadmium; 20 ng/m³ pour le nickel; et 100 ng/m³ pour le plomb ;
- L'ajout et le suivi de deux stations de mesures accréditées par la Fonderie Horne ;
- Le déploiement d'une nouvelle étude de biosurveillance menée par des experts indépendants, conformément à la recommandation 21 du Rapport du comité interministériel sur le plan d'action de la Fonderie Horne.

Enfin, nous tenons à réitérer le plein engagement de la fonderie envers la réalisation et le succès de ce plan de modernisation unique et ambitieux duquel toutes nos parties prenantes pourront tirer fierté.

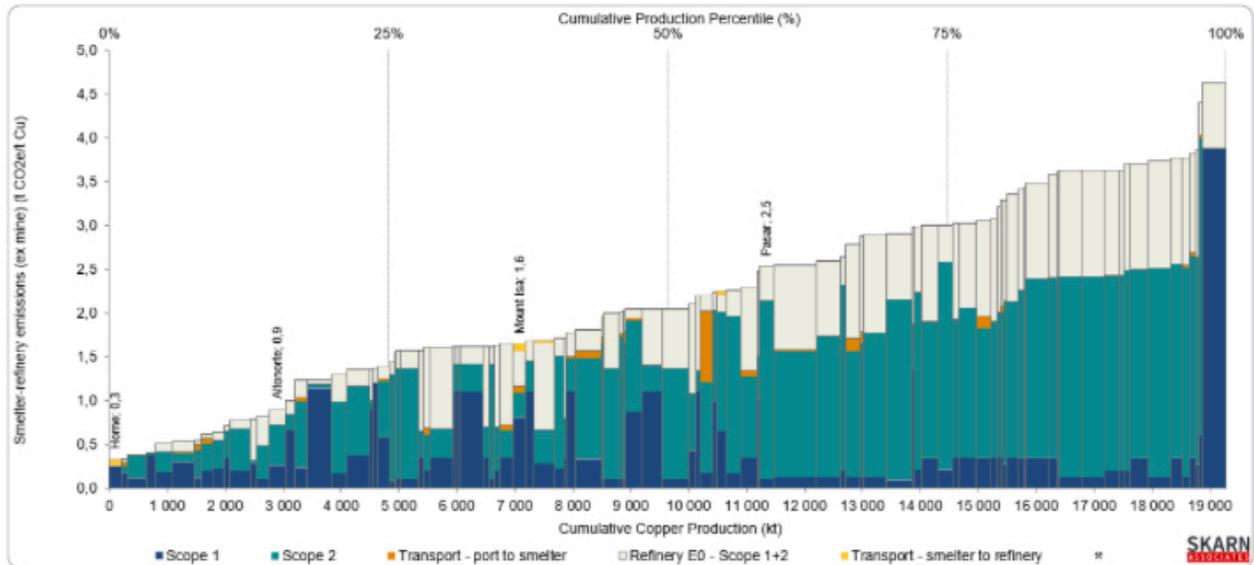
Références

- Bilodeau, F. et al. 2020. Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2019 sur l'imprégnation à l'arsenic de la population du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda, Québec.
- Comité consultatif de suivi de l'étude de biosurveillance. 2022. [Données de surveillance de l'état de santé de la population Rouyn-Noranda. Centre intégré de santé et de 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.
- Glencore Canada. 2022. Fonderie Horne – Bonification du plan pour meilleur gain environnemental – Partie III section 8.5 de l'Attestation d'assainissement. Rouyn-Noranda, Québec.
- Institut national de santé publique du Québec. 2022. [Exercer la responsabilité population - Déterminants de la santé](#). Québec.
- Kosnett, M. J., MD, MPH. 2019. Glencore Horne Smelter in Rouyn-Noranda and Biomonitoring Studies in the Notre-Dame district (QND). Denver, Colorado.
- Lacombe, R., M.D. 2013. Courriel portant sur le plan d'action pour la réduction de l'arsenic à 100 ng/m³ dans l'air ambiant — Xstrata Canada Corporation — Fonderie Horne.
- Loranger, S. 2022. Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec), MESIQ. Mississauga, Ontario.
- Loranger, S. 2022. Avis complémentaire concernant le document produit par l'INSPQ en octobre 2022 intitulé : « Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda ». MESIQ. Boisbriand, Québec.
- Martin, C. J. 2022. Opinion sur les études de biosurveillance de 2005-2006, 2018 et 2019 de la population du Quartier Notre-Dame — Rouyn-Noranda. Morgantown, West Virginia.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2022. Suivi de la qualité de l'air ambiant à Rouyn-Noranda. Gouvernement du Québec. Québec.
- Moore et Sigal. 2019. Assessment of Biomonitoring Studies conducted by the Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue. Intrinsic Corp.
- Prévost, Y., Viger, M-E. 2022. Étude sur la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1 Révision 1. Fonderie Horne, Glencore Canada. Rouyn-Noranda, Québec.

Annexes

Annexe I

GHG Intensity Curves



© Skam Associates Limited. (E1 GHG Emission Metrics® is a registered trademark of Skam Associates)



View assets owned by a company

Glencore

2021 - Emission Intensity (tCO₂e / tonne copper)

Smelter Name	Country	Attributable Production (kt Cu)	2021 - Emission Intensity (tCO ₂ e / tonne copper)					Scope 1	Scope 2		
			Coal	LNG	Diesel/HFO	Self generated electricity	Purchased electricity				
Total / Weighted Average for Glencore			1,194	0,21	0,14	0,20	0,00	0,50	0,50	0,55	0,50
1 Horne	Canada	200	-	0,13	0,13	-	0,00	0,00	0,25	0,00	
2 Altonorte	Chile	290	-	0,13	0,13	-	0,45	0,45	0,27	0,45	
3 Mufulira	Zambia	292	0,57	-	0,57	-	0,04	0,04	1,14	0,04	
4 Mount Isa	Australia	217	0,41	0,41	-	-	0,28	0,28	0,81	0,28	
5 Pasar	Philippines	195	-	0,05	0,05	-	2,03	2,03	0,11	2,03	
6											
7											
8											
9											

View assets owned by a company

Glencore

Smelter Name	Country	Smelter E0: Scope 1 + 2	Transport - port to smelter	Refinery - Scope 1	Refinery - Scope 2	Refinery E0 - Scope 1+2	Transport - smelter to refinery	Smelter-refinery emissions (ex mine)
1 Horne	Canada	0,26	-	-	0,00	0,00	0,07	0,33
2 Altonorte	Chile	0,72	0,01	-	0,17	0,17	-	0,90
3 Mufulira	Zambia	1,19	-	-	0,05	0,05	-	1,24
4 Mount Isa	Australia	1,09	0,08	-	0,40	0,40	0,08	1,65
5 Pasar	Philippines	2,14	0,00	-	0,40	0,40	-	2,54
6								
7								
8								
^								

View assets owned by a company

Glencore

Metadata

Smelter Name	Country	% ownership	Grid Emission		Main Refinery	Confidence Factor	Comment
			Factor (tCO ₂ e/MWh)	Grid Emission Summary			
Total / Weighted Average for Glencore							
1 Horne	Canada	100%	0,001	Low Carbon	498 000,0	E	
2 Altonorte	Chile	100%	0,435	Broad Mix	299 613,9	E	
3 Mufulira	Zambia	73%	0,132	Fossil Light	135 744,7	E	
4 Mount Isa	Australia	100%	0,810	Fossil Heavy	73 848,0	E	
5 Pasar	Philippines	78%	0,790	Fossil Heavy	643 987,0	E	
6							
7							
8							
^							

Annexe II

Courriel du D^r Réal Lacombe sur le plan d'action pour la réduction de l'arsenic à 100 ng/m³ dans l'air ambiant

Le 16 avril 2013

COURRIER ÉLECTRONIQUE

Madame Édith Van De Walle, directrice régionale de l'analyse
et de l'expertise
Abitibi-Témiscamingue et Nord-du-Québec
Ministère du Développement durable, de l'Environnement,
de la Faune et des Parcs
180, boulevard Rideau — Local 1.04
Rouyn-Noranda (Québec) J9X 1N9

**N/Réf. : 7610-08-01-700131-07
401014375**

**Objet : Plan d'action pour la réduction de l'arsenic à 100 ng/m³ dans l'air ambiant – Xstrata Canada
Corporation – Fonderie Horne**

Madame,

Dans votre lettre datée du 11 mars 2013, vous demandez à connaître notre opinion sur le deuxième plan de réduction de l'arsenic (As) dans l'air ambiant de Xstrata Fonderie Horne. Plus précisément, vous nous demandez si nous sommes d'accord avec l'objectif de réduction (moyenne annuelle <100 ng/m³ à la station 8006) et les délais proposés pour atteindre celui-ci. Par ailleurs, vous demandez également notre avis sur l'intention de votre ministère d'exiger à l'entreprise le dépôt, entre la phase 2 et la phase 3 du plan d'action (soit 54 mois après l'approbation du plan par lettre), un nouveau plan d'action visant l'atteinte de concentrations d'As dans l'air ambiant s'approchant de 3 ng/m³.

Vous retrouverez au fil de cette correspondance notre point de vue sur les différents éléments de votre demande.

1. Retour sur le premier plan

Tel que vous le mentionnez dans votre correspondance, la Direction de santé publique (DSP) a participé en 2004 à l'élaboration du rapport intitulé *Avis sur l'As dans l'air ambiant* (Walsh, 2004)¹. Les objectifs de réduction proposés au sein de ce plan étaient les suivants :

- exiger de la Fonderie Horne qu'elle diminue ses émissions de telle sorte que les concentrations d'As dans le quartier Notre-Dame, à la station 8006, atteignent une concentration moyenne <10 ng/m³ 18 mois après le dépôt de l'avis;
- exiger de la Fonderie Horne qu'elle vous présente, deux mois après le dépôt de l'avis, un plan d'intervention qui comprend les moyens qui seront mis en œuvre et les échéanciers pour atteindre un objectif de 3 ng/m³.

¹ Walsh P. et al., *Avis sur l'As dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no EN/2004/0293, rapport n QA/48, 2004, 23 p.

Avec de tels objectifs et de si courts délais, Xstrata Fonderie Horne n'a pas été en mesure de relever le défi. Néanmoins, ce rapport a conduit au dépôt par l'entreprise d'un premier plan de réduction de l'As dans l'air ambiant sous les 200 ng/m³ à la station 8006. Les différentes mesures prévues dans ce plan de 20 M\$ incluait :

- la construction d'un dôme d'entreposage des concentrés;
- l'installation d'une station de nettoyage des roues de camions;
- la caractérisation (validation) des sources contributrices, et;
- l'installation et la mise en service de hottes secondaires au-dessus des fours à anodes 5 et 7.

Toutes ces mesures ont été réalisées et des investissements supplémentaires furent effectués au-delà des exigences du plan d'action. Ces investissements ont inclus notamment :

- le pavage de routes;
- l'achat d'un camion aspirateur, et;
- la réalisation de travaux d'optimisation du procédé.

À l'exception de la caractérisation des sources contributrices, l'ensemble des mesures réalisées du premier plan ont contribué à la réduction des émissions d'As dans l'air ambiant et ont permis d'atteindre l'objectif de réduction fixé (<200 ng/m³). En revanche, la caractérisation des sources contributrices a permis d'orienter le choix des actions pour le deuxième plan de réduction.

2. Appréciation générale du 2^e plan de réduction

Le deuxième plan de réduction de l'As dans l'air ambiant nous a été présenté lors d'une rencontre avec des représentants de Xstrata Fonderie Horne le 20 mars dernier. En résumé, nous avons retenu que ce plan d'environ 18 M\$ est divisé en trois phases, chacune ciblant un des trois secteurs contribuant le plus aux émissions d'As dans le quartier Notre-Dame, c'est-à-dire l'allée des convertisseurs et des anodes (contribution : 31,3 %), l'aire extérieure d'entreposage et de manutention des concentrés (contribution : 33,4 %) et l'aire de refroidissement de la scorie (16,5 %).

La première phase (11,5 M\$) implique l'installation de hottes canopies au-dessus des événements de toit de l'allée des convertisseurs et des anodes. Ces hottes seraient reliées par des canalisations convergeant vers un dépoussiéreur et redirigeant les gaz [ex. : dioxyde de soufre (SO₂)] et les poussières résiduelles vers une nouvelle cheminée, celle-ci d'une capacité de 1,05 M m³/h et d'une hauteur d'au moins 60 m.

La deuxième phase (4,2 M\$) implique la construction de trois nouveaux dômes pour l'entreposage du concentré et l'amélioration du nivelage et du drainage de la surface pavée de l'entrepôt des concentrés.

La troisième phase (2,6 M\$) implique l'asphaltage de la route d'accès des camions de scorie à l'aire de refroidissement et de manutention de la scorie, la construction de talus et/ou de murs coupe-vent, la détermination d'une nouvelle disposition des piles de scories et la modification du ventilateur du tracteur à chenilles existant dans ce secteur.

Respectivement, il est prévu que les différentes phases du plan soient finalisées au 30^e, 54^e et 66^e mois après l'approbation du plan.

Selon une évaluation réaliste de Xstrata Fonderie Horne, qui se base sur les performances minimales du modèle utilisé pour effectuer les calculs, une réduction totale de 41,4 % des émissions d'As est anticipée. L'objectif de réduction fixé par votre ministère est de 100 ng/m³. Selon ce scénario, des concentrations de 80 ng/m³ sont attendues pour faire suite à la réalisation de la phase 3 du plan. La compagnie Xstrata considère qu'il ne serait pas surprenant de constater que les niveaux d'As dans l'air ambiant soient encore plus bas que 80 ng/m³ considérant l'aspect conservateur du scénario analysé.

Par ailleurs, il est attendu que les mesures prévues par ce plan permettent aussi de réduire considérablement les autres poussières métalliques de même que les émissions gazeuses de SO₂ contenues dans les fuitives. Au surplus, des diminutions minimales de 5 dBA du bruit ambiant aux limites de l'usine sont aussi attendues.

En définitive, c'est avec satisfaction que nous accueillons le nouveau plan d'action proposé par Xstrata Fonderie Horne. C'est un plan qui nous apparaît cohérent en raison non seulement du fait qu'il cible les trois principaux contributeurs de poussières d'As dans le quartier Notre-Dame, mais aussi en raison des mesures proposées. Les délais suggérés pour la réalisation des différentes phases nous apparaissent raisonnables compte tenu de l'envergure de celles-ci.

3. Objectif de 100 ng/m³

Vous nous demandez si nous sommes d'accord avec un objectif de réduction de 100 ng/m³. En tant que directeur de santé publique, je répondrai à votre question en répondant à la suivante : quel est le niveau de risque pour la population du quartier Notre-Dame d'être exposée à des concentrations de 100 ng/m³ d'As dans l'air?

Tout d'abord, rappelons que l'As est une substance cancérigène dont les effets sont prouvés chez l'homme. Effectivement, une exposition chronique par inhalation à des poussières d'As peut augmenter le risque de développer un cancer du poumon. Cet effet a été démontré chez des cohortes de travailleurs de fonderie de cuivre exposés à des concentrations jusqu'à plusieurs milliers de fois plus élevées que celles retrouvées dans le quartier Notre-Dame (Enterline et al. 1987)².

En 2004, année du dépôt de l'*avis sur l'As dans l'air ambiant*, les concentrations moyennes dans l'air du quartier Notre-Dame à la station 8006 étaient préoccupantes, autour de 500 ng/m³. Cependant, nous avons toujours soutenu que l'utilisation de la valeur moyenne annuelle à la station la plus proche (8006) surestime l'exposition réelle de la population du quartier Notre-Dame aux poussières d'As. En effet, la principale faiblesse des évaluations du risque théorique réside dans le fait qu'elles considèrent que les résidents sont exposés à ces concentrations 24 heures par jour, 365 jours par années, pendant 70 ans. En réalité, l'exposition réelle de la population est plus faible que cela. L'étude réalisée par Gagné (2007) montrait que la majorité des résidents du quartier Notre-Dame ne passe pas plus de 16 heures par jour dans leur quartier (cela inclut le temps passé à l'intérieur dans leur maison et le temps passé à l'extérieur dans le quartier) et que les déménagements y sont fréquents. Par exemple, 50 % de la population habitait le quartier depuis moins de 5 ans et seule une minorité (moins de 5 %) y habitait depuis plus de 30 ans.

Afin de quantifier de façon plus juste l'exposition réelle de la population du quartier Notre-Dame aux émissions fugitives d'As, nous avons réalisé en 2005-2006 une étude de biosurveillance (Gagné, 2007)³ impliquant une mesure des taux d'As urinaire inorganique auprès de la population du quartier. Or, il existe dans la littérature des corrélations qui montrent que plus l'exposition à l'As dans l'air ambiant est grande, plus la quantité d'As retrouvée dans l'urine est élevée (Lauwerys et al. 2007)⁴, et plus pertinemment que l'As urinaire serait une mesure plus adéquate pour mesurer le risque de cancer que les concentrations d'As dans l'air ambiant (Enterline et al. 1987)⁵.

Dans le cadre de notre étude, nous avons réalisé cinq campagnes de surveillance (une par saison et deux pour la période estivale) de l'As urinaire inorganique chez un échantillon de résidents du quartier Notre-Dame en comparant les résultats obtenus avec ceux d'un groupe non exposé dans le quartier d'Évain, situé à une dizaine de kilomètres à l'ouest du quartier Notre-Dame. Les résultats de cette étude nous ont permis

² ENTERLINE, P. E., et al. 1987. *Exposure to As and respiratory cancer, a reanalysis*. *J. of Epidemiology* 125, p. 929-938.

³ Gagné, D. *Surveillance de l'imprégnation à l'As chez la population du quartier Notre-Dame* (décembre 2005 à octobre 2006). Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 2007, 148 p.

⁴ Lauwerys, R, Haufroid, V, Hoet, P et Lison, D. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. 5^e édition. Elsevier Masson SAS. 2007, 1 253 p.

⁵ ENTERLINE, P. E., et al. 1987. *Exposure to As and respiratory cancer, a reanalysis*. *J. of Epidemiology* 125, p. 929-938.

d'observer des taux d'As similaires (aucune différence statistiquement significative)⁶ entre les deux groupes (exposés et non exposés) tout au long des cinq campagnes de prélèvements, et ce, même si les concentrations atmosphériques d'As dans l'air extérieur étaient beaucoup plus élevées chez les exposés (moyenne du secteur du quartier le plus exposé = 392 ng/m³ en comparaison à une moyenne < 3 ng/m³ pour Évain). À titre indicatif, la moyenne de l'As pour le total des cinq campagnes de prélèvement a été de 4,2 µg/L chez le groupe exposé et de 4,5 µg/L chez le groupe non exposé. Essentiellement, cette étude nous a permis de conclure que l'exposition de la population du quartier Notre-Dame aux poussières d'arsenic est faible. Par ailleurs, selon l'étude d'Enterline et al. (1987) les concentrations d'As urinaire retrouvées auprès de la population du quartier Notre-Dame se situent près de celles où le niveau de risque de développer un cancer du poumon faisant suite à une exposition chronique à l'As est négligeable (voir figure en annexe). De plus, selon la revue de littérature de Lauwerys (2007)⁷ on ne devrait pas suspecter d'action cancérigène de l'As à des concentrations dans l'urine plus faibles que 200 µg/L. En pratique, il est recommandé que la concentration d'As urinaire ne dépasse pas 13,6 µg/L (ATSDR 2007)⁸.

Conséquemment, pour toutes ces raisons, nous avons conclu que, sans être nul, le risque pour la population du quartier Notre-Dame de développer un cancer du poumon à la suite d'une exposition pendant 70 ans à des concentrations moyennes de 392 ng/m³ est minime et évidemment, un risque à 100 ng/m³ est encore plus faible. Malgré ce constat rassurant, nous n'en convenons pas moins qu'il serait préférable que les concentrations d'As dans l'air ambiant du quartier Notre-Dame soient aussi basses que possible. L'As dans l'air demeure une préoccupation de santé publique, considérant que les émissions fugitives contaminent l'air du quartier et constituent un risque d'exposition potentiel pour la population. Vous comprendrez que par ces considérations, nous appuyons évidemment l'objectif de réduction à <100 ng/m³ que vous proposez.

En revanche, nous pensons important de vous mentionner que même si dans notre étude les jeunes enfants avaient des concentrations d'As urinaire basses, elles étaient en moyenne plus élevées que celles des adultes âgés de 60 ans et plus. Ces particularités n'ont pas été relevées sur le groupe témoin et nous pensons que c'est plutôt la contamination des sols qui serait responsable de ces niveaux chez les enfants. C'est pourquoi nous croyons justifiés que le programme actuel de surveillance environnementale des sols⁹ du quartier Notre-Dame auquel vous collaborez et qui est piloté par ma direction et la Fonderie Horne se poursuivre. Nous sommes convaincus que les campagnes de restauration qui ont eu lieu au fil des ans et celles qui suivront ont contribué et contribueront à réduire l'exposition des enfants aux poussières métalliques. À titre informatif, en partenariat avec Xstrata Fonderie Horne, nous avons terminé cet hiver notre planification de la surveillance des sols pour la période 2013-2020.

4. Exiger un troisième plan : 10 ans pour tendre vers 3 ng/m³

Vous mentionnez que votre ministère a l'intention d'exiger à Xstrata Fonderie Horne le dépôt, entre la phase 2 et la phase 3 du plan d'action (soit 54 mois après l'approbation du plan par lettre), un nouveau plan d'action visant à atteindre une concentration d'As dans l'air ambiant s'approchant de 3 ng/m³, soit une concentration légèrement supérieure à celle retrouvée dans un milieu non exposé à des activités industrielles. Vous proposez un délai de 10 ans à la Fonderie pour tendre vers cet objectif.

En dépit du fait que je maintienne que les concentrations d'As dans l'air ambiant devraient être aussi basses que possible dans le quartier Notre-Dame, j'estime qu'il n'est pas réaliste, tant et aussi longtemps que Xstrata Fonderie Horne sera en activité, de s'attendre à retrouver des concentrations comparables à celles d'un milieu

⁶ La différence entre le groupe exposé et le groupe non exposé était effectivement plus faible que la puissance de l'étude (0,645 µg/L).

⁷ Lauwerys, R, Haufroid, V, Hoet, P et Lison, D. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. 5^e édition. Elsevier Masson SAS, 2007, 1 253 p.

⁸ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Toxicological profile for As*. Atlanta, GA. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2007, 559 p.

⁹ Ce programme prévoit une restauration des sols résidentiels si les teneurs en As dépassent 100 parties par million (ppm) d'As et/ou 500 ppm de plomb.

non exposé, et ce, peu importe les efforts investis dans la recherche de solution. C'est pourquoi je suggère que des discussions soient entreprises entre votre ministère et Xstrata Fonderie Horne avant de proposer l'objectif de réduction du troisième plan. La teneur de ces discussions devrait porter sur les possibilités techniques d'amélioration et sur l'ampleur des travaux requis pour atteindre ces améliorations.

Ceci étant dit, je trouve par contre très important que les efforts de diminution se poursuivent par-delà un deuxième plan et je pense aussi que des exigences d'amélioration continue sur les émissions fugitives en général et sur les autres nuisances (bruit, aspects visuels) devraient être préférées à l'imposition d'un nouveau plan de réduction spécifiquement sur les émissions fugitives d'As.

Espérant le tout conforme à vos attentes, veuillez recevoir, Madame, nos meilleures salutations.

Le directeur de santé publique,



Réal Lacombe, M.D.

RL/SB/cl

p. j. : Annexe

- c. c. Mme Thérèse Spigle, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
- D'Éric Lampron-Goulet, Agence de la santé et des services sociaux de l'A.-T.
- M. Frédéric Bilodeau, Agence de la santé et des services sociaux de l'A.-T.
- M. Horacio Arruda, Ministère de la Santé et des Services sociaux

ANNEXE

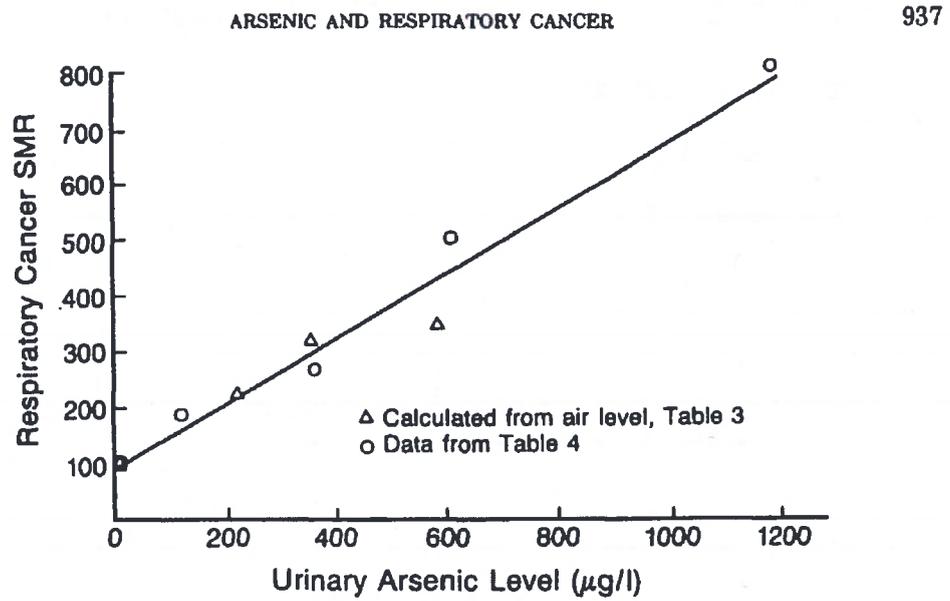


FIGURE 3. Relation between urinary arsenic and respiratory cancer, Tacoma, WA, copper smelter workers.

Tiré de : Enterline et al. (1987)¹⁰

¹⁰ ENTERLINE, P. E., et al. 1987. Exposure to As and respiratory cancer, a reanalysis. *J. of Epidemiology* 125, p. 937.

Annexe III

Glencore Fonderie Horne à Rouyn-Noranda et études de biosurveillance menées dans le quartier Notre-Dame (QND)

Michael J. Kosnett, M.D., MSP (maîtrise en santé publique)
Médecin agrégé, Commissions américaines de la médecine interne, de la médecine préventive (médecine du travail) et de la toxicologie médicale

Bureau de consultation en toxicologie : 4495 Hale Parkway, bureau 301
Denver, CO 80220 États-Unis
(303) 571-5778

Courriel : Michael.Kosnett@ucdenver.edu

Le 3 décembre 2019

M. Pierre-Philippe Dupont
Directeur du développement durable
Glencore Canada Corporation
Fonderie Horne, Rouyn-Noranda
(Québec) CANADA

Objet : Glencore Fonderie Horne à Rouyn-Noranda et études de biosurveillance menées dans le quartier Notre-Dame (QND)

Monsieur Dupont,

J'ai examiné les études en santé publique et les documents connexes qui se rapportent à une exposition à l'arsenic dans le quartier Notre-Dame (QND) de Rouyn-Noranda. Plus particulièrement, j'ai examiné la traduction, du français vers l'anglais, du *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* publié en septembre 2019 par la Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue (Bilodeau, 2019), et le rapport intitulé *Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame (décembre 2005 à octobre 2006) — Rapport final*, publié en 2007 par l'Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue (Gagné, 2007). Les rapports publiés en 2019 et 2007 se concentraient respectivement sur les mesures d'arsenic unguéal chez les enfants et sur le dosage de l'arsenic urinaire afin d'évaluer le risque d'effets sur la santé d'une exposition à l'arsenic dans le QND. Veuillez considérer le présent rapport comme une évaluation préliminaire des conclusions formulées dans ces études.

A. Même si la mesure de l'arsenic unguéal constitue un moyen simple et non invasif d'évaluer l'exposition d'une personne à l'arsenic dans son milieu ou son alimentation, la mesure ne permet pas d'établir, d'une manière fiable, une distinction entre une dose interne et une contamination exogène. Le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 ne peut servir de fondement à une évaluation quantitative du risque.

1. Les composés d'arsenic, l'arsenic inorganique en particulier, ont une affinité avec le groupe des thiols qui sont naturellement présents dans la composition chimique de la kératine des ongles. L'arsenic peut s'accumuler dans les ongles par absorption dans la matrice de l'ongle en croissance, au niveau du lit de l'ongle, et par adhérence, ou par fixation directe de l'arsenic présent dans le sol, la poussière, l'eau ou la sueur qui entre en contact avec la surface externe des ongles (contamination externe) (Pounds et coll., 1979; Pearce et coll., 2010).

2. Les études épidémiologiques ont souvent constaté, mais pas toujours, que les personnes qui habitent ou travaillent dans des milieux où les concentrations d'arsenic dans l'air, l'eau, le sol ou l'alimentation sont plus élevées affichent des concentrations d'arsenic dans les ongles de la main ou les ongles d'orteils relativement plus élevées que celles des populations qui n'y sont pas exposées. De récentes revues ont été publiées sur le sujet (Orloff et coll., 2009; Marchiset-Ferlay et coll., 2015).

3. La présence d'arsenic dans les ongles est un indicateur *qualitatif* de l'exposition d'une personne à l'arsenic dans son milieu ou son alimentation, mais ce *n'est pas un biomarqueur quantitatif* de la dose interne d'arsenic dans l'organisme d'un individu.

a) Une concentration élevée d'arsenic dans les ongles d'un participant indique que ce dernier a probablement été exposé, dans son milieu ou dans son alimentation, à des concentrations d'arsenic supérieures aux niveaux de fond. Dans le cas d'une possible exposition à l'arsenic par un contact avec le sol, la poussière ou l'eau, on ne peut déterminer d'une manière fiable dans quelle mesure la concentration élevée d'arsenic unguéal représentait une dose d'arsenic absorbé plutôt qu'une contamination externe (Hughes, 2006). À titre d'exemple, dans de nombreuses études ayant constaté une corrélation significative entre la présence d'arsenic dans l'eau du robinet résidentielle et les ongles, cette même eau du robinet utilisée pour la consommation était aussi utilisée pour le bain. La constatation, dans certains rapports, de concentrations élevées d'arsenic unguéal chez des personnes qui prennent leur bain dans l'eau du robinet contaminée par l'arsenic, mais QUI boivent de l'eau embouteillée non contaminée, souligne la possibilité d'une contamination externe. Les Centres pour le contrôle et la prévention des maladies (CDC) des États-Unis ont réalisé une étude sur les concentrations d'arsenic dans l'eau, l'urine et les ongles d'orteils des résidents de Fairbanks, en Alaska, avec un éventail d'échantillons d'eau de puits domestiques contenant de l'arsenic (Harrington et coll., 1978). Les résidents (n = 36) dont l'eau domestique contenait un niveau élevé d'arsenic (moyenne = 345 µg/l) qui consommaient de l'eau embouteillée non contaminée affichaient une concentration moyenne d'arsenic dans les ongles d'orteils de 5,4 µg/g, soit plus du double de la concentration moyenne d'arsenic dans les ongles d'orteils de 2,7 µg/g chez les résidents qui consommaient de l'eau du puits contenant entre 50 et 99 µg/l d'arsenic (n = 30). Il est intéressant de noter que les deux groupes présentaient une concentration moyenne d'arsenic urinaire similaire (43,1 µg/l par rapport à 45,2 µg/l).

b) Il n'y a pas de consensus scientifique sur une méthode standardisée de nettoyage ou de lavage des ongles avant l'analyse qui soit connue pour éliminer uniquement l'arsenic qui s'est déposé à l'extérieur, sans éliminer une partie de l'arsenic qui a été absorbé dans l'organisme. De nombreuses techniques de lavage des échantillons d'ongles avant leur analyse dans le but d'éliminer uniquement la contamination de surface par l'arsenic ont été publiées (voir Slotnick et

Ngjaru, 2006). Cependant, rares sont les études qui valident l'exactitude de certaines techniques de lavage particulières. Dans deux études sur les concentrations d'arsenic dans les ongles d'orteils prélevés chez les résidents de régions dont le sol avait été contaminé par des activités industrielles ou minières antérieures, les concentrations d'arsenic unguéal montraient des signes évidents d'une contamination externe qui persistait malgré les techniques de rinçage adoptées (Hinwood et coll., 2003; Tsuji et coll., 2005). Une analyse aux rayons X par microsonde de la micro-distribution de l'arsenic dans des bouts d'ongle lavés ayant préalablement incubé dans des résidus miniers humides contenant de l'arsenic laisse entendre que l'arsenic exogène peut pénétrer directement dans les surfaces extérieures de la matrice de l'ongle et être difficile à éliminer par de nombreux protocoles de rinçage (Pearce et coll., 2010). L'humidité influe sur la vitesse à laquelle les substances peuvent pénétrer dans les ongles (Gherase et coll., 2013). Un rinçage abondant permettrait peut-être d'éliminer non seulement l'arsenic adhérent à la surface, mais également l'arsenic retenu dans les ongles (Middleton et coll., 2016).

Voici ce que mentionne le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 pour appuyer la validité des ongles comme biomarqueur de la dose interne d'arsenic : « Lorsqu'ils sont contaminés par une source exogène, les ongles n'absorbent environ que de 1 à 2 % d'arsenic inorganique (Marchiset-Ferlay et al., 2012) ». Cependant, dans l'article publié par Marchiset-Ferlay et coll. (2012), les auteurs ne citent aucune étude présentant des données d'une source primaire pour justifier une telle assertion. En fait, Marchiset-Ferlay et coll. notaient ce qui suit : [Traduction] « En conclusion, les concentrations d'As [arsenic] dans les ongles et les cheveux humains peuvent être utilisées pour établir les différences dans l'exposition à l'arsenic (Slotnick et Nriagu, 2006). Cependant, il n'est pas possible d'établir une distinction entre la contamination externe et interne à l'arsenic dans les cheveux et les ongles » (op. cit., page 166; non souligné dans l'original)¹. Les auteurs reconnaissent, à juste titre, les limites des mesures de l'arsenic unguéal comme biomarqueurs en ajoutant ce qui suit : « L'absorption de l'arsenic de sources externes par les cheveux et les ongles est un enjeu crucial dans leur utilisation en tant que biomarqueurs » (op. cit., page 166; non souligné dans l'original).

c) L'ampleur et la nature des coefficients biocinétiques ainsi que les caractéristiques personnelles, comme l'âge, le sexe, la grossesse, l'alimentation, les problèmes de santé, l'indice de masse

¹ On retrouve la phrase suivante à la page 162 de la publication de Marchiset-Ferlay et coll. (2012) : [Traduction] « Des essais d'incubation menés *in vitro* ont révélé que les ongles peuvent absorber entre 1 et 2 % d'As(III) inorganique et 1 et 1,5 % d'As(V) inorganique, tandis que les cheveux peuvent absorber de 9 à 13 % d'As(III) inorganique et de 12 à 16 % d'As(V) inorganique. Par conséquent, la contamination unguéale exogène est négligeable (Adair et coll., 2005; Karagas et coll., 2000; Mandal et coll., 2003). » Le fait de remonter jusqu'aux articles cités nous a permis d'illustrer le fondement très limité de cette assertion. L'article mentionné par Adair et coll. (2005) ne contenait, en fait, aucune donnée sur le degré d'absorption de la contamination externe à l'arsenic par les ongles. Dans l'article cité par Karagas et coll. (2000), les auteurs renvoient dans une seule phrase à des expériences non publiées menées dans leur laboratoire sur des échantillons d'ongles d'orteils ayant incubé dans de l'eau potable contenant de l'arsenic, mais ne présentent aucune donnée (« données non présentées »). Karagas et coll. (2000) font aussi référence à une étude menée par Agahian et coll. (1990) qui présentait une expérience conduite sur un seul échantillon d'ongle exposé à des poussières contenant de l'arsenic. Il convient de noter que dans leur étude, Agahian et coll. ont adopté une technique d'analyse non sensible (limite de détection de 1,5 µg/g) pour examiner cet unique ongle de la main. Mandal et coll. (2003) mentionnent une expérience de laboratoire réalisée sur des échantillons d'ongles prélevés chez des sujets exposés à l'arsenic dans l'eau potable au Bengale-Occidental, en Inde, dans laquelle la concentration d'arsenic dans les ongles avait augmenté de 1 à 2 % après les avoir trempés dans une solution diluée d'arsenic. Là encore, les auteurs ne fournissent aucune donnée actuelle (« données non présentées », Mandal et coll., 2003).

corporelle et les variances phénotypiques d'origine génétique qui permettent d'établir un lien entre la dose interne d'arsenic et des concentrations précises d'arsenic unguéal sont incomplètement caractérisées (Kile et coll., 2005; Slotnick et coll., 2008; Gruber et coll., 2012; Marchiset-Ferlay et coll., 2012; Grashow et coll., 2014; Middleton et coll., 2016; Lin et coll. 2017). L'existence d'une relation dose-effet quantitative constante entre la présence d'arsenic dans l'eau potable, l'alimentation ou l'air et l'absorption de l'arsenic dans les ongles n'a pas été établie. Il manque de modèles pharmacocinétiques à fondements physiologiques validés chez les humains ou de modèles avec facteurs de pente qui établissent un lien entre l'arsenic unguéal et la dose d'arsenic. Il subsiste une grande incertitude quant aux facteurs de modification ou de confusion de la présence d'arsenic dans les ongles, lesquels mériteraient d'être intégrés aux modèles à multiples variables utilisés dans les études épidémiologiques.

4. Les études épidémiologiques existantes n'établissent pas une relation dose-effet constante et prévisible entre l'arsenic unguéal et le risque de cancer ou d'effets autres que le cancer sur la santé (Karagas et coll., 2000; Michaud et coll., 2004; Slotnick et Ngiaru, 2006; Heck et coll., 2009). La concentration d'arsenic unguéal n'a pas été admise comme un biomarqueur précis et fiable de la dose d'arsenic pouvant être utilisé dans l'évaluation du risque pour prédire le risque de cancer ou d'effets autres que le cancer. Le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 reconnaît ce fait en mentionnant : « ...les connaissances scientifiques ne permettent pas de quantifier le risque à partir d'un seuil d'arsenic mesuré dans les ongles ».

5. Dans le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019, les limites des échantillons d'ongles prélevés, à titre de biomarqueurs d'une exposition ambiante à l'arsenic, sont soulignées par l'absence de corrélation entre l'arsenic unguéal et la distance par rapport à la Fonderie Horne Glencore (une apparente valeur de substitution à une exposition à l'arsenic atmosphérique) ou la concentration d'arsenic mesurée dans le sol de la résidence du participant. La faible relation de régression établie entre l'arsenic dans les ongles et l'arsenic dans les poussières domestiques reposait sur quelques valeurs aberrantes élevées pour l'arsenic unguéal. Malgré cette absence de relation prédictive, l'analyse de régression linéaire établissant un lien entre l'arsenic unguéal et des sources d'exposition ambiante possibles ne semblait pas utiliser des techniques statistiques qui auraient tenu compte de façon appropriée du manque d'indépendance des échantillons d'ongles, dont un grand nombre avaient été prélevés chez des participants d'une même famille.

Le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 fait remarquer de façon intéressante que « 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 [sic] du paramètre (β), plus la construction de l'immeuble est récente, plus les concentrations d'arsenic unguéal sont élevées. » Aucune explication de ce lien avec l'année de construction de l'immeuble n'est évidente et aucune n'est suggérée par les auteurs. Même si on ignore pourquoi le fait d'habiter dans une maison dont la construction est récente serait associé à une concentration d'arsenic unguéal plus élevée, cette conclusion soulève la possibilité que des facteurs non identifiés, n'ayant aucun lien avec les émissions de la fonderie, pourraient expliquer une partie de l'arsenic unguéal.

Même si la moyenne géométrique (0,416 µg/g) et les valeurs médianes d'arsenic unguéal (0,315 µg/g, intervalle interquartile estimé d'environ 0,25, 0,53) des participants du QND étaient plus élevées que celles des participants d'Amos (moyenne géométrique de 0,113 µg/g; médiane de 0,120 µg/g), il convient de noter, pour mettre les choses en perspective, que la plupart des échantillons prélevés dans le QND semblaient afficher des concentrations inférieures à 0,404 µg/g, soit la limite supérieure de l'intervalle de « concentration normale » mentionné par le laboratoire ayant réalisé l'analyse (le laboratoire du Centre de toxicologie du Québec, Documentation relative à la méthode, M-599-04, 2016). Deux autres grands laboratoires cliniques offrant des services d'analyse d'arsenic unguéal mentionnent des intervalles de référence encore plus larges : NMS Labs < 2 µg/g et Mayo Clinic Labs < 0,9 µg/g.

B. L'arsenic urinaire est un biomarqueur reconnu pour l'exposition à l'arsenic dont l'utilisation est généralisée dans les études de biosurveillance professionnelles et environnementales et dans les études épidémiologiques. Le Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame publié en 2007 donnait l'assurance que la dose d'exposition à l'arsenic des résidents du QND n'était pas supérieure à celle des participants du groupe témoin et de la population échantillon.

La mesure de l'arsenic urinaire, dont l'utilité est bien reconnue, est le biomarqueur préféré de l'exposition humaine à l'arsenic. L'urine est la principale voie d'élimination de l'arsenic inorganique et de ses métabolites méthylés. Des études expérimentales, cliniques et épidémiologiques établissent une corrélation entre la concentration d'arsenic urinaire et l'importance de la dose interne d'arsenic de source professionnelle, environnementale et alimentaire (Orloff et coll., 2009; Marchiset-Ferlay et coll., 2015). La demi-vie de l'arsenic dans l'urine à la suite d'une exposition dépend en partie de l'importance de la dose absorbée. La demi-vie d'élimination après l'ingestion ou l'inhalation de doses de composés d'arsenic solubles allant de faibles à moyennes (inférieures à quelques centaines de microgrammes) est de deux à trois jours (Mappes, 1977; Buchet et coll., 1981; NRC, 1999). L'utilité de l'arsenic urinaire comme biomarqueur d'une exposition récente à l'arsenic inorganique augmente lorsque les espèces de l'arsenic urinaire sont différenciées, de sorte que la contribution potentielle de composés organiques arséniés non toxiques de source alimentaire, comme l'arsénobétaïne dans les fruits de mer, peut être mieux mesurée (NCEH, 2009; Marchiset-Ferlay et coll., 2015). Même si l'arsenic urinaire différencié par espèce reflète une exposition récente, son utilité comme biomarqueur d'une exposition ambiante à des composés d'arsenic plus ou moins solubles est reconnue dans les milieux où l'exposition à l'arsenic est relativement stable sur une base quotidienne. Contrairement à l'arsenic unguéal, l'arsenic urinaire comme biomarqueur de la dose interne ne peut être confondu avec une contamination externe et une incorporation exogène².

Les auteurs du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier

² Dans la mesure où la contamination externe ou l'incorporation exogène directe de l'arsenic dans un ongle peut être exclue ou écartée, et en supposant que le taux de croissance habituel des ongles est environ 0,1 mm par jour, un bout d'ongle mesurant de 1 à 2 mm correspond à une dose interne d'arsenic absorbé dans un intervalle d'une à trois semaines plusieurs mois auparavant. Les bouts d'ongle ne sont pas un biomarqueur d'exposition à l'arsenic cumulative à long terme.

Notre-Dame, publié en 2007, constatent que les concentrations d'arsenic urinaire différencié par espèce chez les résidents du QND ne sont pas élevées par rapport à celles des participants du groupe témoin du quartier d'Évain ou des échantillons de la population générale. La moyenne géométrique des concentrations d'arsenic urinaire différencié par espèce (arsenic inorganique + MMA (acide méthylarsonique) + DMA (acide diméthylarsinique)) chez les résidents du QND était de 2,0 µg/l (n = 711) comparativement à 2,1 µg/l (n = 368) chez les participants du quartier d'Évain (tableau 31 du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007). Les deux collectivités affichaient des concentrations très inférieures à la moyenne géométrique des concentrations d'arsenic différencié par espèce de 6,84 µg/dl mesuré dans la population générale des États-Unis au cours de la période de 2005-2006 (NCEH, 2019). Les concentrations chez les participants du QND n'étaient pas élevées non plus par rapport à la médiane (< 7 µg/l) de la population québécoise déterminée par l'INSPQ en 2003 (tableau 1 du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007). Les mesures d'arsenic atmosphérique prises dans le QND n'avaient aucune influence détectable sur les concentrations d'arsenic urinaire mesurées au cours des deux jours suivants (figure 19 du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007). De plus, malgré des différences significatives dans les mesures de l'arsenic atmosphérique entre différents secteurs du QND, les mesures prises dans le secteur Carter-Portelance étant de loin les plus élevées, il n'y avait aucune différence statistique dans la concentration d'arsenic urinaire par secteur (tableau 17 du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007). Le rapport de Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame publié en 2007 concluait ainsi :

« Les résultats de la surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez les résidents du quartier ND paraissent globalement très rassurants, malgré les concentrations relativement élevées d'arsenic atmosphérique auxquelles ils sont exposés, notamment dans la partie nord (la plus rapprochée de la fonderie). En gros, on a de bonnes raisons de croire que les résidents du quartier ont des taux tout à fait normaux d'arsenic urinaire, presque en tous points semblables à ceux retrouvés chez une population non exposée à l'arsenic. » (Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, Rapport final, 2007, page 71).

L'une des principales raisons qui expliquent l'absence d'augmentation de l'arsenic urinaire chez les participants du QND, malgré une concentration plus élevée d'arsenic dans l'air et le sol du QND par rapport à celle de la ville témoin, pourrait être le fait que, compte tenu des conditions de l'époque, l'imprégnation à l'arsenic dans le sol et l'air du QND était très inférieure à la présence de l'arsenic inorganique dans l'alimentation de la population. Dans leur étude, Yost et coll. (1998) estiment que l'adulte moyen vivant aux États-Unis ingère quotidiennement 14 microgrammes d'arsenic inorganique de source alimentaire. Une étude récente menée par Kurzius-Spencer et coll. (2014) estime à 10,4 microgrammes la quantité quotidienne d'arsenic inorganique ingéré par les adultes en consommant de la nourriture et de l'eau. Cette valeur peut se comparer à l'imprégnation à l'arsenic dans le sol et l'air estimée chez les adultes du QND. En présumant une estimation de la tendance centrale d'ingestion de sols chez les adultes de 50 mg (0,05 g) par jour (EPA, 2011), et compte tenu de la moyenne géométrique des concentrations d'arsenic dans le sol de 44 µg/g dans le QND mentionnée dans le Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic

chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007 (page 20), le niveau d'imprégnation à l'arsenic attribuable à cette voie serait de $2,2 \mu\text{g}$ ($0,05 \times 44$). De façon similaire, en supposant un volume médian d'air inhalé quotidiennement chez les adultes de 16 m^3 par jour (EPA, 2011), et une médiane d'arsenic atmosphérique de $7,7 \text{ ng/m}^3$ mesuré dans le QND au cours des jours précédant les analyses d'urine, dans le cadre du rapport de Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007, on peut estimer à $0,12 \mu\text{g}$ l'imprégnation à l'arsenic par inhalation. Abstraction faite des différences qui pourraient exister dans la biodisponibilité relative de l'arsenic de source alimentaire par rapport à celle de l'arsenic présent dans le sol et l'air, et de la fraction de dépôt dans les poussières fines inhalées³, on pourrait considérer qu'une estimation de la tendance centrale d'imprégnation à l'arsenic par le milieu ambiant ($2,2 + 0,12 = 2,32 \mu\text{g}$) ne correspond qu'à 10 à 20 % seulement de l'ingestion d'arsenic de source alimentaire de fond.

À la lumière de ces conclusions du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, publié en 2007, il faut faire preuve d'une grande prudence dans l'interprétation des concentrations d'arsenic unguéal chez les enfants mentionnées dans le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND, publié en 2019. On ne sait pas dans quelle mesure l'augmentation relative de la concentration d'arsenic unguéal chez les enfants du QND par rapport à ceux d'Amos était attribuable à une dose d'arsenic interne plutôt qu'à une contamination externe. Dans la plupart des sites, les enfants sont les récepteurs ayant le niveau de contact manuel avec la terre et le sol le plus élevé, ce qui augmente la probabilité d'une contamination externe des ongles à l'arsenic par adhérence ou par absorption directe. On ne peut caractériser l'écart dans la *dose interne d'arsenic* attribuable à une voie de pénétration dans l'environnement entre les deux collectivités par les mesures des ongles, ni la contribution des sources environnementales aux concentrations d'arsenic de source alimentaire de fond. On peut souligner que, par comparaison aux enfants d'Amos, un nombre nettement supérieur d'enfants du QND ayant fourni un échantillon d'ongles étaient de sexe masculin et jeunes, des facteurs associés à une augmentation du contact avec le sol⁴. Les comparaisons statistiques des concentrations d'arsenic unguéal, y compris la moyenne géométrique 3,7 fois plus élevée dans le QND, ont été faites sans exclure sept valeurs aberrantes « extrêmes » associées à une concentration d'arsenic unguéal élevée (figure 13 du Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019). On pourrait vraisemblablement croire que ces valeurs aberrantes comprennent des participants dont les ongles ont fait l'objet d'une contamination externe importante. Si l'étude avait aussi présenté une comparaison entre les concentrations d'arsenic unguéal chez les participants du QND et d'Amos en supprimant ces valeurs aberrantes de

³ Le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 indique que le diamètre des particules atmosphériques d'arsenic mesurées dans le QND qui provenaient de la fonderie était d'environ $0,1$ à $1 \mu\text{m}$. La fraction du dépôt dans les particules en suspension de cette fourchette de dimensions (c.-à-d. le pourcentage de particules inhalées qui ne sont pas exhalées) est généralement de l'ordre de $0,2$ à $0,3$, c.-à-d. que 70 à 80 % des particules sont exhalées et ne contribuent pas à la dose interne (Londahl et coll., 2007). Par conséquent, la dose d'arsenic inhalé indiquée dans l'exemple présenté dans l'exemple ci-dessus est surestimée.

⁴ Le Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 ne présente pas le tableau intégral de l'analyse de la variance du modèle de régression comparant les concentrations d'arsenic unguéal dans le QND et à Amos, ni des renseignements complets sur la manière dont le modèle final a été élaboré pour ce qui est des coefficients bêta, des valeurs de F, de l'importance statistique des variables indépendantes, de diverses covariables, des facteurs de confusion et des termes d'interaction.

l'analyse, la différence entre les participants du QND et d'Amos aurait été plus faible⁵.

En conclusion, la validité de l'arsenic unguéal comme biomarqueur de la dose interne d'arsenic est limitée par le potentiel bien reconnu de la mesure de l'arsenic unguéal de rendre compte de la contamination externe qui ne peut être éliminée de façon fiable ou précise par rinçage. De plus, aucune approche validée ne permet d'établir un lien quantitatif entre l'arsenic de sources non exogènes retenu dans les ongles et la dose interne d'arsenic, ni de tabler sur l'arsenic unguéal pour réaliser une évaluation dose-effet du risque pour la santé. L'arsenic urinaire différencié par espèce est un biomarqueur bien reconnu d'une dose interne récente attribuable au milieu ambiant et à l'alimentation. Compte tenu du caractère rassurant du Rapport de surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame publié en 2007 et des niveaux moyens d'arsenic présent dans l'air et le sol du QND, l'arsenic urinaire différencié par espèce chez la population du QND est, pour l'essentiel, de l'arsenic de source alimentaire. La contribution de l'arsenic dans le sol et la contribution encore plus petite de l'arsenic atmosphérique sont probablement très inférieures à l'absorption d'arsenic de source alimentaire de fond.

Veuillez agréer, Monsieur, l'expression de mes sentiments distingués.



Michael J. Kosnett, M.D., MSP

References

Adair BM, Hudgens EE, Schmitt MT, Calderon RL, Thomas DJ. Total arsenic concentrations in toenails quantified by two techniques provide a useful biomarker of chronic arsenic exposure in drinking water. *Environ Res* 101:213–20; 2006

Agahian B Lee JS, Nelson JH, et al. Arsenic levels in fingernails as a biological indicator of exposure to arsenic. *Am Ind Hyg Assoc J.* 51:646-51; 1990

Bilodeau F. Report of the Biomonitoring Study Conducted in Fall 2018 on Lead, Cadmium and Arsenic Impregnation of Young Children in the Notre-Dame District (QND) of Rouyn-Noranda. Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. September 2019

Buchet JP, Lauwerys R, Roels H. Urinary excretion of inorganic arsenic and its metabolites after repeated ingestion of sodium metaarsenite by volunteers. *Int Arch Occup Environ Health* 48:111-118; 1981

⁵ Il serait utile pour le milieu scientifique d'avoir accès aux données brutes du Rapport de l'étude de biosurveillance menée dans le QND publié en 2019 afin qu'une analyse de ces données et d'autres analyses puissent être réalisées.

EPA 2011. US Environmental Protection Agency. Exposure factors handbook: 2011 edition. EPA/600R-09052F:1-1436; US EPA: Washington DC. September 2011

Gagné D. Monitoring of Arsenic Contamination in the Population of Notre-Dame, December 2005 to October 2006, Final Report. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 2007

Gherase MR, Desouza ED, Farquharson MJ, et al. X-ray fluorescence measurements of arsenic micro-distribution in human nail clippings using synchrotron radiation. *Physiol Meas* (9):1163- 77; 2013

Grashow R, Zhang J, Fang SC, et al. Toenail metal concentration as a biomarker of occupational welding fume exposure. *J Occup Environ Hyg* 11(6):397-405; 2014

Gruber JF, Karagas MR, Gilbert-Diamond D, et al. Associations between toenail arsenic concentration and dietary factors in a New Hampshire population. *Nutr J*. Jun 29:11:45; 2012

Harrington JM, Middaugh JP, Morse DL, Housworth J. A survey of a population exposed to high concentrations of arsenic in well water in Fairbanks, Alaska. *Am J Epid* 108:377-385; 1978

Heck JE, Andrew AS, Onega T et al. Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. *Environ Health Perspect* 117:1718-1723; 2009

Hinwood AL, Sim MR, Jolley D, et al. Hair and toenail arsenic concentrations of residents living in areas with high environmental arsenic concentrations. *Environ Health Perspect* 111:187-93; 2003

Hughes M. Biomarkers of exposure: a case study with inorganic arsenic. *Environ Health Perspect* 114:1790–1796; 2006

Karagas MR, Tosteson TD, Blum J, et al. Measurement of low levels of arsenic exposure: a comparison of water and toenail concentrations. *Am J Epidemiol* 152(1):84-90; 2000

Kile ML, Houseman EA, Rodrigues E, et al. Toenail arsenic concentrations, GSTT1 gene polymorphisms, and arsenic exposure from drinking water. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 14(10):2419-26; 2005

Kurzius-Spencer M, JL, Harris RB, et al. Contribution of diet to aggregate arsenic exposures—an analysis across populations. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24:156-162; 2014

Lin PD, Bromage S, Mostofa MG, et al. Associations between diet and toenail arsenic concentration among pregnant women in Bangladesh: A prospective study. *Nutrients* 9(4). pii: E420; 2017

Londahl J, Massling A, Pagels J et al. Size-resolved respiratory-tract deposition of fine and ultrafine

hydrophobic and hygroscopic aerosol particles during rest and exercise. *Inhalation Toxicol* 19:109-116; 2007

Mandal BK, Ogra Y, Suzuki. Speciation of arsenic in human nail and hair from arsenic affected area by HPLC-inductively coupled argon plasma mass spectrometry. *Toxicol Appl Pharmacol* 189(2):73-83; 2003

Mappes, R. Experiments on the excretion of arsenic in urine. *Int Arch Occup Environ Health* 40:267-272; 1977

Marchiset-Ferlay N, Savanovitch C, Sauvart-Rochat MP, et al. What is the best biomarker to assess arsenic exposure via drinking water? *Environ Int* 39(1):150-71; 2012

Michaud DS, Wright ME, Cantor KP, et al. Arsenic concentrations in prediagnostic toenails and the risk of bladder cancer in a cohort study of male smokers. *Am J Epidemiol* 160(9):853-9; 2004

Middleton DR, Watts MJ, Hamilton EM, et al. Prolonged exposure to arsenic in UK private water supplies: toenail, hair and drinking water concentrations. *Environ Sci Process Impacts* 18(5):562-74; 2016

NCEH. National Center for Environmental Health. Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. CDC: Atlanta. 2009

NCEH. National Center for Environmental Health. Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Updated Tables, January 2019, Volume One. CDC: Atlanta. 2019

NRC. National Research Council. Arsenic in Drinking Water. NAS: Washington, DC. 1999

Orloff K, Mistry K, Metcalf S. Biomonitoring for environmental exposures to arsenic. *Toxicol Environ Health B Crit Rev* (7):509-24; 2009

Pearce DC, Dowling K, Gerson AR, et al. Arsenic microdistribution and speciation in toenail clippings of children living in a historic gold mining area. *Sci Total Environ* 408(12):2590-9; 2010

Pounds CA, Pearson CF, Turner TD. Arsenic in fingernails. *J Foren Sci Soc* 19:165-173; 1979

Slotnick MJ, Nriagu JO. Validity of human nails as a biomarker of arsenic and selenium exposure: A review. *Environ Res* 102(1):125-39; 2006

Slotnick MJ, Meliker JR, Kannan S, et al. Effects of nutritional measures on toenail arsenic concentration as a biomarker of arsenic exposure. *Biomarkers* 13(5):451-66; 2008

Tsuji JS, Van Kerkhove MD, Kaetzel RS, et al. Evaluation of exposure to arsenic in residential soil. *Environ Health Perspect* 113(12):1735-40; 2005

Yost LJ, Schoof RA, Aucoin A. Intake of inorganic arsenic in the North American diet. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 4(1):137-152; 1998

Annexe IV

**Opinion sur les études de biosurveillance de 2005-2006, 2018 et 2019 de la population
du Quartier Notre-Dame – Rouyn-Noranda**

***Opinion sur les études de biosurveillance
de 2005-2006, 2018 et 2019 de la
population du Quartier Notre-Dame – Rouyn-Noranda***

Par

**Christopher J. Martin, MD, MSc, FRCPC (Médecine du travail)
Professeur, directeur de programme et responsable institutionnel désigné,
Département des sciences de la santé au travail et de l'environnement
School of Public Health
PO Box 9145 Health Sciences Center - West Virginia University
Morgantown, West Virginia**

Pour Glencore Canada Corporation – Fonderie Horne

Septembre 2022

Table des matières

Sommaire	3
Introduction	5
Données de surveillance de l'état de santé de la population - Rouyn-Noranda	5
Contexte de la biosurveillance	6
Période d'exposition captée par la biosurveillance	6
Contamination externe des échantillons d'ongles	8
Conclusion	11

Sommaire

Il m'a été demandé de commenter les *Données de surveillance de l'état de santé de la population – Rouyn-Noranda* publiées le 11 mai 2022 par le Comité consultatif de suivi de l'étude de biosurveillance, ainsi que les résultats de mesures d'arsenic provenant de trois études de biosurveillance menées dans le Quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda: une en 2005-2006 (utilisant de l'urine), une à l'automne 2018 (utilisant des ongles de main) et une à l'automne 2019 (utilisant des ongles de main). En particulier, on m'a demandé de commenter la décision d'utiliser des ongles de main plutôt que l'urine comme biomarqueur dans les études de biosurveillance de 2018 et 2019.

Les données de santé présentées dans les *Données de surveillance de l'état de santé de la population - Rouyn-Noranda* publiées en mai 2022 n'ont pas été corrigées pour tenir compte des différences potentielles en lien avec les causes connues des maladies présentées. Pour cette raison, parmi d'autres, aucune conclusion ne peut être tirée quant à la santé relative des populations comparées.

En ce qui a trait aux études de biosurveillance, l'utilisation des ongles comme biomarqueur d'arsenic constitue une approche plutôt expérimentale. Il existe moins de données sur les ongles en tant que biomarqueur que sur l'urine, ce qui implique qu'il y ait moins de valeurs de référence pour comprendre les résultats. En outre, les ongles, et en particulier les ongles de main, comportent un degré élevé de risque de contamination externe si un nettoyage approprié/complet n'est pas effectué tant avant qu'après la collecte des échantillons. Malgré l'importance d'un nettoyage approprié des échantillons post-collecte pour éviter une contamination externe et des résultats inexacts, les études de 2018 et 2019 ne font aucune mention de telles étapes de nettoyage.

Je comprends que les auteurs de l'étude de 2018 ont choisi d'analyser la concentration d'arsenic dans les ongles de main plutôt que dans l'urine, indiquant que les ongles constituent une avenue intéressante pour estimer l'exposition moyenne cumulée des derniers mois. Bien que l'étude de 2019 indique que les ongles des participants « doivent mesurer de 2 à 3 millimètres », ni l'étude de 2018 ni celle de 2019 ne précise la longueur réelle des échantillons d'ongles collectés. En supposant une vitesse de croissance des ongles de 3,47 mm par mois et en supposant un échantillon de 2 à 3 mm, la fenêtre d'exposition serait d'environ 17 à 24 jours. Un échantillon plus court se traduirait par un nombre de jours d'exposition encore moins élevé. Il convient également de noter que, aux fins des études de 2018 et de 2019, les ongles n'ont été recueillis qu'une fois par participant, ce qui limite les résultats à une seule période d'exposition.

L'étude de biosurveillance de 2005-2006 a été réalisée en utilisant l'urine comme biomarqueur. L'urine est un biomarqueur fiable qui a été utilisé dans plusieurs études de biosurveillance par le passé. Il s'agit d'une méthode mieux comprise que celle utilisant les ongles. S'il est vrai que les mesures d'urine reflètent l'exposition des 2 à 4 jours précédant la collecte, l'étude de 2005-2006 comprenait 5 échantillons par participant, collectés sur une période de dix mois, ce qui rend les données recueillies, à mon avis, représentatives de l'exposition globale à l'arsenic. De plus, l'étude de 2005-2006 a porté sur quelques 1 340 échantillons dans le Quartier Notre-Dame, comparativement à 36

dans l'étude de 2018 et 293 dans l'étude de 2019. Les niveaux d'arsenic dans l'urine ne corrélaient pas avec les concentrations d'échantillonnage d'air de la fonderie.

Le choix des ongles de main comme biomarqueur unique pour l'arsenic n'est ni approprié ni justifié dans les circonstances. De plus, les niveaux d'arsenic identifiés dans l'étude de 2019 tombaient nettement à l'intérieur des valeurs associées à une faible exposition à l'arsenic.

À mon avis, l'étude de biosurveillance de 2005-2006 a démontré les résidents n'absorbent pas davantage d'arsenic via l'exposition aux émissions de la fonderie. Toute étude de biosurveillance à venir devraient s'appuyer sur des prélèvements d'urine fréquents avec analyse par spéciation et corrélation avec des mesures ambiantes pour surveiller les expositions à l'arsenic de cette communauté.

Introduction

Il m'a été demandé de fournir une opinion sur la méthodologie et les résultats de l'étude de biosurveillance de 2005-2006¹, de celle de l'automne 2018² et de celle de l'automne 2019³, en mettant l'accent sur la manière d'interpréter les résultats des mesures d'arsenic prises dans le cadre de ces trois études. De plus, on m'a demandé de commenter les *Données de surveillance de l'état de santé de la population - Rouyn-Noranda* du Comité consultatif de suivi de l'étude de biosurveillance datées du 11 mai 2022⁴.

Données de surveillance de l'état de santé de la population - Rouyn-Noranda

Je suis entièrement d'accord avec les « précautions et limites » énoncées à la diapositive 4 de ce document. En dépit de ces mises en garde très claires, je crains qu'en présentant subséquemment des données sur une espérance de vie plus courte et des taux plus élevés d'effets indésirables sur la santé pour la population touchée que pour les autres régions et la province dans son ensemble, celles-ci pourraient être interprétées erronément comme suggérant qu'il existe une relation de cause à effet et pourraient mener à une inquiétude injustifiée.

L'une des limites de ces données sur les effets néfastes sur la santé est qu'il n'y a aucune information indiquant qu'elles ont été corrigées pour tenir compte d'autres facteurs connus pouvant causer ceux-ci. On appelle ces facteurs les facteurs confondants. L'un de ces facteurs est le tabagisme, qui est une cause bien établie de bébés à petit poids à la naissance, de cancer du poumon, de MPOC et de réduction de l'espérance de vie. Alors qu'un taux de tabagisme de 20% est présenté pour Rouyn-Noranda, l'étude de biosurveillance de 2005-2006 a documenté, dans le tableau 57 à la page 113, un taux global de 24% pour Rouyn-Noranda, ce qui était nettement supérieur à la population de contrôle d'Évain. Ce taux atteignait 33% pour Carter-Portelance. Cette estimation de 24% est tout à fait fiable puisqu'elle est fondée sur un échantillon aléatoire de 200 personnes représentant environ 8% de la population totale de la région.

En raison de ces différences, chaque fois que l'on compare des données de santé provenant de différentes populations, il est extrêmement important, et c'est une pratique généralement acceptée, de corriger les données pour tenir compte d'autres facteurs connus pouvant causer ces affections ou ces maladies. Outre le tabagisme, ces facteurs confondants comprennent notamment les différences d'âge et de statut socio-économique. Lorsque les données sont présentées sans correction pour ces autres facteurs de causalité, comme cela semble être le cas dans le document de mai 2022, elles sont considérées comme brutes ou non ajustées. Les comparaisons ne sont significatives que lorsque les données ont été ajustées (on parle parfois de « normalisation ») pour tenir compte des différences des autres facteurs de causalité.

Les données présentées comportent de nombreuses autres limites importantes, comme il est admis à la diapositive 4, qui empêchent toute comparaison significative entre les populations et qui ne permettent de tirer aucune conclusion quant à la cause et aux effets.

Contexte de la biosurveillance

Il est important de comprendre qu'une personne peut être exposée à l'arsenic de plusieurs façons différentes. Une grande partie de la préoccupation tient au fait que les résidents pourraient être exposés lorsqu'ils respirent de l'air contenant de l'arsenic provenant de la fonderie, ce que les rapports appellent les émissions. Toutefois, étant donné que la Fonderie Horne opère depuis plusieurs décennies, une partie de l'arsenic dans l'air s'est déposée dans la poussière et le sol. Il est difficile de savoir dans quelle mesure une personne pourrait être exposée à l'arsenic provenant de ces différentes sources extérieures. C'est pourquoi les différentes études ont utilisé des tests pour mesurer l'arsenic provenant d'échantillons prélevés directement sur les résidents, y compris des échantillons d'urine et d'ongles de la main. Une telle approche est appelée la *biosurveillance*. Quelle que soit la façon dont il s'y est rendu, si des quantités excessives d'arsenic sont mesurées dans le cadre d'études de biosurveillance, on craint que cette substance dangereuse puisse avoir une incidence sur la santé des résidents. Les résultats de l'étude de biosurveillance de 2005-2006 ont démontré que les résidents n'étaient pas surexposés à l'arsenic pouvant provenir de la Fonderie Horne. Les résultats des études utilisant les ongles de la main de l'automne 2018 et 2019 suggéraient qu'ils l'étaient.

La décision d'utiliser les ongles de la main comme biomarqueur a été prise principalement parce que les mesures d'arsenic dans les ongles ont été considérées comme reflétant une période d'exposition plus longue que l'urine (section 1.42 du rapport d'étude de l'automne 2018). Une telle approche a été jugée plus appropriée pour mieux capter l'exposition provenant d'une voie spécifique, à savoir les émissions provenant de la fonderie dans l'air. Les auteurs mentionnent, en ce qui concerne les échantillons d'urine, que « *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.* » Bien que les auteurs ne le disent pas explicitement, leur raisonnement implique notamment que les mesures de l'arsenic dans l'urine effectuées entre décembre 2005 et octobre 2006 auraient pu être inexactes ou faussement faibles dans les cas où les émissions au cours des jours précédant ces collectes eut été, par hasard, beaucoup plus faibles qu'à la normale. Toutefois, je considère qu'un examen plus approfondi des circonstances et une analyse complète d'autres facteurs pertinents confirment que cette décision n'était pas justifiée.

Période d'exposition captée par la biosurveillance

L'étude de l'automne 2018 indique, à la page 22, que « *le dosage de l'arsenic dans les cheveux ou les ongles constitue une avenue intéressante pour estimer l'exposition moyenne cumulée des derniers mois.* » Il s'agit d'une surestimation très importante du temps d'exposition capté lorsqu'on tient compte de la taille des échantillons d'ongles prélevés par les chercheurs. L'étude de l'automne 2019 spécifiait que les ongles des participants « *doivent mesurer de 2-3 mm* » (Annexe 3). Je n'ai pu trouver dans l'un ou l'autre des rapports aucune information indiquant que la longueur des échantillons avait été

effectivement mesurée, ce qui soulève la possibilité qu'ils auraient pu être plus courts. Il y a très peu d'études qui mesurent la vitesse de croissance des ongles humains, la plupart datant du milieu du siècle dernier. La seule étude récente que j'ai pu trouver donne une estimation de 3,47 mm par mois⁵ ou 28 jours dans une étude portant sur 22 jeunes adultes en bonne santé. En utilisant cette vitesse de croissance, si les échantillons des deux études de 2018 et 2019 étaient de 2 à 3 mm, ils refléteraient une exposition sur environ 17 à 24 jours pour chaque étude, ou 34 à 48 jours pour les deux études. D'autres études suggérant que la croissance des ongles est plus rapide chez les enfants, en plus de l'incertitude quant à la longueur de l'échantillon, donnent lieu à penser que la fenêtre d'exposition des mesures des ongles de main pourrait être plus courte dans ce groupe. Il faut comparer cette fenêtre d'exposition à celle de l'étude de biosurveillance de 2005-2006 réalisée à l'aide de 5 échantillons d'urine, chacun reflétant l'exposition au cours des 2 à 4 jours précédents pour une fenêtre d'exposition totale de 10 à 20 jours. Contrairement à un échantillon d'ongle de main qui reflète 17 à 24 jours consécutifs, les échantillons d'urine ont été largement fractionnés à cinq moments différents au cours de différentes saisons sur une période de 10 mois.

Quatre autres facteurs doivent être pris en compte dans l'évaluation du caractère approprié du choix de l'urine comme biomarqueur pour mesurer les expositions à l'arsenic provenant de la fonderie. Comme l'indiquent les trois rapports, l'exposition à des concentrations très variables ne concerne que les émissions dans l'air. Il existe d'autres sources d'exposition à l'arsenic provenant de la fonderie, comme la poussière et le sol, pour lesquelles il n'y a aucune raison de soupçonner une telle variabilité élevée. Deuxièmement, l'étude de biosurveillance de 2005-2006 a également mesuré les concentrations d'arsenic dans l'air dans les jours précédant l'échantillonnage d'urine. Certains des résultats de concentration d'arsenic dans l'air étaient assez élevés, ce qui signifie que la faible concentration d'arsenic dans l'échantillonnage d'urine n'était pas due à des émissions atmosphériques exceptionnellement faibles avant que les échantillons soient prélevés. Troisièmement, comme l'indique l'étude de biosurveillance de 2005-2006 à la page 58, « *La concentration d'arsenic dans l'air ambiant est très instable. En fait ce sont de brèves excursions, une à deux fois aux deux heures (d'une durée de 15 minutes à chaque fois), attribuables à des émissions fugitives associées à certaines manœuvres dans la fonderie (...).* » En d'autres termes, les niveaux d'exposition sont tellement variables qu'ils varient au fil des heures voire minutes au cours de la même journée, rendant très peu probable que les émissions aient été exceptionnellement faibles sur une période de 2 à 4 jours avant chacun des 5 échantillons. Enfin, les concentrations d'arsenic dans l'urine ne corrôlaient pas avec les mesures de concentration dans l'air provenant de la fonderie. De même, les mesures du cadmium et du plomb sanguins tirées de l'étude de 2005-2006 et de l'étude de l'automne 2018 ont toutes démontré que les niveaux n'étaient pas liés aux concentrations d'émissions atmosphériques de la Fonderie Horne. Globalement, il est difficile de soutenir la position mise de l'avant par l'INSPQ à l'effet que 5 séries d'échantillonnage d'urine, totalisant 1 340 échantillons sur 10 mois, ne sont pas représentatives de l'exposition globale des résidents à l'arsenic de la fonderie et que les résultats n'ont pas été enregistrés en même temps que des concentrations élevées d'arsenic dans l'air.

Contamination externe des échantillons d'ongles

Une question demeure, soit celle de savoir pourquoi les études des ongles sont présentées comme démontrant une forte exposition à l'arsenic alors que ce n'est pas le cas de l'étude sur l'urine. Pour comprendre cela, il est important de bien saisir que le risque de contamination externe constitue un inconvénient très important de l'utilisation des ongles par rapport à l'urine. Lorsque les mesures de l'arsenic sont effectuées dans des ongles coupés, lesquels sont à l'extérieur du corps, les résultats reflètent une combinaison d'expositions provenant de deux sources très différentes. La première provient de l'arsenic incorporé dans l'ongle lors de sa formation à l'intérieur du corps. Cela provient donc de l'arsenic à l'intérieur du corps et constitue donc l'exposition préoccupante, car cet arsenic est susceptible d'avoir une incidence sur la santé d'une personne. La deuxième exposition provient de l'arsenic qui se colle à l'extérieur de l'ongle après sa formation et qui entre en contact direct avec des sources externes pouvant contenir de l'arsenic telles que l'air, la poussière, le sol ou le vernis à ongles. Comme cet arsenic n'a jamais été présent dans le corps, il est considéré comme une contamination externe. L'objectif de toute étude de biosurveillance est de mesurer uniquement la quantité qui provient du corps ou qui se trouve à l'intérieur du corps.

Lorsque des échantillons destinés à la biosurveillance sont prélevés à l'extérieur du corps (qu'il s'agisse de cheveux, d'ongles de la main ou d'ongles d'orteils) au lieu d'échantillons prélevés à l'intérieur du corps (sang ou urine), le problème réside dans le fait que les mêmes sources d'exposition à l'arsenic qui peuvent augmenter les niveaux d'arsenic à l'intérieur du corps, comme l'air, la poussière et le sol lorsqu'elles sont inhalées ou avalées, peuvent également être des sources de contamination externe lorsque l'arsenic provenant de ces mêmes sources se colle directement à l'extérieur des cheveux ou des ongles. Par exemple, l'arsenic dans l'air peut être inhalé et ensuite incorporé à l'intérieur de l'ongle ou il peut coller directement à l'extérieur de l'ongle sans avoir été à l'intérieur du corps. Malheureusement, une fois que l'arsenic est mesuré dans les ongles, il n'est pas possible de savoir s'il provient de l'intérieur du corps ou de la contamination externe, et il est donc très important de s'assurer d'éliminer la contamination externe par l'arsenic des échantillons d'ongles avant de mesurer les concentrations d'arsenic. Si des mesures visant à éliminer la contamination externe par l'arsenic des ongles ne sont pas prises, les résultats peuvent être faussement élevés. Étant donné que l'environnement autour de la Fonderie Horne est connu pour avoir des quantités plus élevées d'arsenic dans l'air, la poussière et le sol, le risque de contamination externe est plus élevé que ce ne serait le cas pour des échantillons provenant d'une communauté comme Amos.

Pour comprendre pourquoi la contamination externe peut avoir un effet aussi important sur les résultats de mesures d'arsenic, il faut être sensibilisé au fait que les concentrations d'arsenic mesurées sont extrêmement faibles et bien en deçà des niveaux mesurés dans la plupart des tests médicaux de routine. Dans l'étude de l'automne 2019, la concentration médiane d'arsenic dans les ongles des résidents de QND était de 0,395 µg/g chez les enfants. Exprimé en différentes unités, cela équivaut à moins de la moitié d'une unité d'arsenic par million de parties d'ongle. Comme il est présent dans des quantités aussi faibles ou infimes, l'arsenic est inclus dans ce qu'on appelle les « oligo-éléments » dans le corps. Lorsque nous effectuons des tests en laboratoire pour mesurer des oligo-éléments, des précautions

spéciales doivent être prises, car même une petite quantité de la substance provenant de la contamination peut fausser considérablement le résultat du test. De telles mesures ne sont pas prises lors de tests médicaux de routine. Comme il est décrit dans les procédures du Centre de toxicologie du Québec, si un échantillon de sang pour mesurer les oligo-éléments est prélevé, un tube de connexion spécial sans oligo-éléments est utilisé et celui-ci et toute la verrerie dans le laboratoire reçoivent un lavage supplémentaire avec de l'acide pour éliminer la contamination externe.⁶

Les chercheurs de l'étude de l'automne 2018 ont clairement exprimé l'opinion qu'ils n'étaient pas préoccupés par le risque de contamination externe des échantillons des ongles qu'ils ont prélevés, tel qu'écrit à la page 22, « (...) *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'absorbent environ que de 1 à 2 % d'arsenic inorganique* (Marchiset-Ferlay et al., 2012). » Je n'ai pas pu trouver d'information selon laquelle des mesures essentielles et généralement acceptées pour éliminer la contamination de surface des échantillons ont été prises dans le contexte de l'une ou l'autre étude utilisant des ongles de main. En l'absence de telles mesures, l'hypothèse selon laquelle la contamination externe est « négligeable » n'est pas plausible et la validité ou les mesures de l'arsenic effectuées dans les ongles sont compromises.

Une mesure évidente et simple, qui aurait pu être utilisée dans les études de l'automne 2018 et 2019, aurait consisté à prélever des échantillons à partir d'ongles d'orteils plutôt que d'ongles de la main, étant donné qu'ils sont moins susceptibles d'être contaminés par des sources externes. Pour cette raison, les études publiées utilisent beaucoup plus des ongles d'orteils que des ongles de la main pour mesurer l'arsenic, comme le reconnaissent les auteurs de l'étude de 2019 au haut de la page 29. Les mêmes études que celles citées dans le rapport de l'automne 2018, qui suggèrent que la contamination externe est négligeable dans les ongles, indiquent que les ongles d'orteils devraient être utilisés au lieu des ongles de la main en raison du risque de contamination externe. Par exemple, l'étude de Marchiset-Ferlay et al., 2012⁷, indique ce qui suit : [traduction] « *Le niveau d'arsenic dans les ongles d'orteils peut être préféré pour évaluer l'exposition à l'arsenic, car ils sont moins exposés à l'air extérieur ou à l'eau que les ongles de main et les cheveux* (Karagas et al., 2000). »

Il existe peu de preuves à l'appui du chiffre de 1 à 2 % de contamination externe cité à la page 22 du rapport de l'automne 2018. D'autres études ont fait état de niveaux beaucoup plus élevés de contamination externe. Des chercheurs de l'Université Harvard ont effectué une étude sur des candidats volontaires en bonne santé, dans laquelle le même échantillon d'ongles d'orteils avait été scindé en deux pour donner des échantillons jumelés.⁸ L'un a été lavé, l'autre non, puis les échantillons jumelés ont été analysés et comparés. Les niveaux d'arsenic ont été réduits de quelque 5,6 % à 85,2 % par un seul lavage.

Des informations très limitées sont fournies dans les rapports des études de l'automne 2018 et 2019 sur les mesures prises pour éviter la contamination externe des échantillons d'ongles. Des copies du « Publipostage envoyé aux citoyens du QND » et de «

Publipostage envoyé aux citoyens d'Amos » indiquent « *Pas de vernis* », mais je n'ai pu trouver aucun autre détail sur les mesures concernant le vernis à ongles, notamment si les chercheurs ont inspecté les échantillons pour y trouver du vernis à ongles, ni aucune description des mesures visant à éliminer le vernis à ongles. Différentes méthodes de lavage des ongles sont décrites dans les deux études, mais celles-ci ont toutes eu lieu avant la collecte des échantillons. L'étude de l'automne 2018 indique ce qui suit : « *les ongles et le coupe-ongle ont été systématiquement lavés à l'aide d'un tampon alcoolisé isopropylique antiseptique. Un cure-ongles était également disponible pour déloger les saletés pouvant s'accumuler sous les ongles.* » Le rapport de l'automne 2019 indique : « *Lors de l'échantillonnage, les participants devaient se laver les mains et se frotter le dessus et le dessous des ongles à l'aide d'une brosse.* » Il n'est pas spécifié avec quel matériau les participants se sont lavés les mains et les ongles.

Ces mesures ne sont pas considérées suffisantes pour traiter la contamination externe par l'arsenic. Elles n'élimineront pas le vernis à ongles, ce qui nécessite l'utilisation d'acétone. Elles n'élimineront pas non plus adéquatement la contamination d'autres sources extérieures d'arsenic. Un nettoyage supplémentaire est nécessaire après que les échantillons d'ongles aient été prélevés en les nettoyant avec des équipements spécialisés de laboratoire, ce qui est régulièrement effectué dans le cadre des autres études publiées. Une récente revue scientifique de 129 études portant sur la mesure de l'arsenic dans les ongles d'orteils rapporte que les méthodes de nettoyage des échantillons ne sont pas standardisées, mais qu'elles impliquent généralement l'utilisation d'acétone pour éliminer le vernis à ongles visible, suivi d'un ou de plusieurs lavages des échantillons avec [traduction] « *détergent, eau déionisée, méthanol, solution Triton ou acétone dans un sonicateur ou dans un bain à ultrasons.*⁹ » Les échantillons sont ensuite séchés dans un four avant digestion pour analyse. Je n'ai pu retrouver aucune description de telles procédures pour nettoyer les échantillons dans l'un ou l'autre des rapports des études de 2018 et 2019, dans la méthodologie M-599 de l'INSPQ ou dans la MP-047 « Procédure de préparation, pesée et digestion des cheveux et des ongles pour le dosage des métaux et autres éléments. »

Une incidence malheureuse de l'incapacité à considérer et à traiter la contamination externe des échantillons des ongles est que les auteurs des études de l'automne 2018 et 2019 présument à tort que l'ensemble de l'arsenic qu'ils ont mesuré provient de l'intérieur du corps, qu'il reflète des expositions excessives provenant de la fonderie et qu'il présente un risque pour la santé des résidents. Pourtant, les associations faites entre les concentrations d'arsenic dans les ongles et les expositions provenant de la Fonderie Horne pourraient également découler de la contamination externe. Si les échantillons d'ongles n'ont pas été nettoyés avant d'être analysés, les résultats des deux études ne peuvent pas permettre de tirer des conclusions sur la quantité d'arsenic à laquelle les résidents près de la Fonderie Horne ont été exposés. Cela est d'ailleurs conforme à la conclusion d'une étude brésilienne qui a comparé les mesures de plomb dans le sang à celles d'échantillons des ongles non lavés chez 55 adultes dans une zone contaminée par le plomb.¹⁰ Bien que cette étude ne concerne pas l'arsenic, les deux substances sont incorporées dans les ongles de la même manière. Les auteurs de l'étude ont conclu : [traduction] « *les résultats ont montré que les ongles non lavés ne sont pas un biomarqueur fiable pour l'exposition au plomb.* »

Conclusion

Les données de santé présentées dans les *Données de surveillance de l'état de santé de la population - Rouyn-Noranda* sont brutes ou non ajustées quant aux causes connues des maladies présentées. Pour cette raison, et pour d'autres, aucune conclusion ne peut être tirée en ce qui concerne la santé relative des populations comparées.

Dans l'ensemble, même si les mesures d'arsenic des ongles d'orteils à partir d'échantillons correctement lavés semblent prometteuses en tant qu'outil de mesure pour comprendre la quantité d'arsenic à laquelle une personne a pu être exposée, on considère généralement qu'il s'agit d'une approche jusqu'ici expérimentale qui nécessite une étude plus approfondie avant de pouvoir l'utiliser pour caractériser l'exposition dans les collectivités. L'état actuel de la science est bien résumé dans la récente revue de 129 études anglophones publiée en avril 2021⁹:

[Traduction] « *Nous avons identifié plusieurs incertitudes sur le rôle potentiel du régime alimentaire, du sexe, de l'âge, du mode de vie et d'autres facteurs sur les niveaux d'arsenic dans les ongles. Néanmoins, nous avons trouvé des preuves qu'un seul échantillon d'ongle peut refléter une dose interne à long terme d'exposition à l'arsenic inorganique permettant à l'arsenic de l'ongle d'orteil de constituer un biomarqueur adéquat pour évaluer la recherche sur les maladies chroniques telles que le cancer et les maladies cardiovasculaires et potentiellement d'autres. Par contre, davantage de recherches sont nécessaires, en particulier parmi les populations exposées à des niveaux relativement faibles d'arsenic, en utilisant des méthodes avancées rigoureuses.* »

Étant donné que la mesure de l'arsenic dans les ongles est davantage une approche expérimentale, il n'y a pas autant de données de comparaison pour comprendre si les résultats doivent être considérés comme élevés ou faibles. Les études de l'automne 2018 et 2019 visaient à comparer les résultats à la population d'Amos non exposée aux émissions de la Fonderie Horne. Les chercheurs de l'étude de l'automne 2019 indiquent « *Les résultats de cette seconde étude (2019) vont dans le même sens que la première (2018). Ils font également état de concentrations dans les ongles en moyenne quatre fois plus élevés que celles observées auprès de la population témoin d'Amos* ». Il s'agit d'une différence relative. Toutefois, les différences relatives ne signifient pas nécessairement que l'un ou l'autre de ces résultats est élevé, de sorte qu'il importe également de comparer les résultats à d'autres niveaux de référence. Les auteurs de la revue de 129 études ont considéré que les niveaux médians d'ongles d'orteils inférieurs à 1 µg/g reflètent de faibles niveaux d'exposition à l'arsenic, ce qui est plus de deux fois plus élevé que la médiane identifiée chez les enfants dans le QND sur la base de l'étude de l'automne 2019. Cette comparaison ne tient pas compte du fait que des ongles de main, plutôt que des ongles d'orteils, ont été utilisés ou que, sans lavage approprié, les échantillons de QND aient été contaminés par des agents externes.

D'autre part, nous avons beaucoup plus d'expérience et une meilleure compréhension des mesures de l'arsenic dans l'urine. L'étude de biosurveillance de 2005-2006 a révélé que l'arsenic provenant des émissions de la Fonderie Horne n'entraînait pas d'élévations dans les mesures d'urine chez les résidents. Bien qu'il soit vrai qu'un échantillon d'urine

reflète une période d'exposition plus courte qu'un échantillon d'ongle et que les mesures de l'arsenic dans l'urine sont plus susceptibles d'être affectées par des sources alimentaires qui ne sont pas considérées comme toxiques, je considère que ces limites ont été prises en compte de façon appropriée dans cette étude. Les différences relatives entre les niveaux d'arsenic des échantillons des ongles pour lesquels aucune information sur le lavage des échantillons n'est présentée dans les études de l'automne 2018 et 2019 peuvent s'expliquer par une contamination externe. Comme dans l'étude de biosurveillance de 2005-2006, qui était robuste, les études à venir devraient s'appuyer sur des prélèvements d'urine fréquents avec analyse par spéciation et corrélation avec des mesures ambiantes pour surveiller les expositions à l'arsenic de cette communauté.

Christopher
Martin

Digitally signed by Christopher
Martin
Date: 2022.09.06 18:06:12 -04'00'

Christopher J. Martin, MD, MSc, FRCPC (Médecine du travail)

Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec.

² Bilodeau F. 2019. 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 à Rouyn-Noranda. Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue.

³ Bilodeau F. 2020. Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2019 sur l'imprégnation à l'arsenic de la population du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda. Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue.

⁴ Comité consultatif de suivi de l'étude de biosurveillance - Données de surveillance de l'état de santé de la population - Rouyn-Noranda - 11 mai 2022 (CISSS-AT).

⁵ Yaemsiri S, Hou N, MM Slining, He K. Growth rate of human fingernails and toenails in healthy American young adults. *J Eur Acad Dermatol Venereol*, 2010 Apr, 24(4): 420-3. doi.org/10.1111/j.1468-3083.2009. Sep 8 PMIO: 19744178.

⁶ <https://www.jnspg.qc.ca/ctg/expedition-des-echantillons/sang>.

⁷ Marchiset-Ferlay N, Savanovitch C, Sauvart-Rochat MP. What is the best biomarker to assess arsenic exposure via drinking water? *Environ Int*. 2012 Feb;39(1):150-71. doi: 10.1016/j.envint.2011.07.015. Epub 2011 Dec 3. PMID: 22208756.

⁸ Chen, K. L., Amarasiriwardena, C.J. & Christiani, D.C. Determination of total arsenic concentrations in nails by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Biol Trace Elem Res* 67, 109-125 [1999]. <https://doi.org/10.1007/BF02784067>.

⁹ Signes-Pastor AJ, Gutierrez-Gonzalez E., Garcia-Villarino M, Rodriguez-Cabrera FD, Lopez-Moreno, JJ, Varea-Jiminez E, Pastor-Barriuso R, Pollan M, Navas-Acien A, Perez-Gomez B, Karagas MR. Toenails as a biomarker of exposure to arsenic: A review. *Environ Res*. 2021 Apr;195:110286. Doi: 10-1016/j.envres.2020.110286. Epub 2020 Oct 16. PMID: 33075355; PMCID: PMC7987585.

¹⁰ Olympio K, Ferreira A, Rodrigues M, Luz MS, Albuquerque L, Barbosa J, Cardoso M, Oliveira PV, Buzalaf M. Are fingernail lead levels a reliable biomarker of lead internal dose? *J Trace Elem Med Biol*. 2020 Dec;62: 126576. Doi: 10-1016/j.jtemb.2020.126576. Epub 2020 Jun 5. PMID: 32540742.

Annexe V

Évaluation des études de biosurveillance menées par la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue

Date :	Le 6 décembre 2019
Destinataires :	Pierre-Philippe Dupont, directeur du développement durable, Glencore Canada Corporation
Expéditeurs :	Christine Moore, scientifique principale, Elliot Sigal, vice-président et toxicologue principal, Intrinsic Corp.
Objet :	Évaluation des études de biosurveillance menées par la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue

En exploitation depuis 1927, la fonderie de cuivre de Rouyn-Noranda, au Québec, est actuellement exploitée par Glencore Canada. En raison de sa proximité du quartier résidentiel de Notre-Dame, la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale (DSPu) a réalisé deux études de biosurveillance pour mesurer l'exposition à l'arsenic des résidents du quartier Notre-Dame par rapport à celle des collectivités témoins (c.-à-d. les collectivités « non exposées »), notamment une étude de biosurveillance de l'arsenic urinaire chez les enfants et les adultes qui a été menée entre décembre 2005 et octobre 2006 (DSPu, 2007), et une étude de biosurveillance mesurant les concentrations d'arsenic unguéal des jeunes enfants (de 9 mois à moins de 6 ans), effectuée en octobre 2018.

Dans l'étude de biosurveillance de l'arsenic urinaire menée en 2005-2006, aucune différence significative dans les concentrations moyennes d'arsenic inorganique urinaire n'a été établie entre les participants exposés et non exposés (tous groupes d'âges confondus) pendant chacune des cinq campagnes d'échantillonnage. Les auteurs ont conclu que les concentrations élevées d'arsenic dans l'air et le sol de la collectivité exposée (c.-à-d. le quartier Notre-Dame) n'ont pas entraîné une exposition élevée à l'arsenic urinaire par comparaison avec la collectivité non exposée (c.-à-d. le quartier d'Évain) et avec les autres collectivités non exposées mentionnées dans la littérature (DSPu, 2007). L'étude a toutefois révélé que les concentrations moyennes d'arsenic urinaire inorganique chez les enfants de 1 an à 4 ans et de 5 ans à 9 ans de la collectivité exposée étaient plus élevées ($p < 0,0001$) que chez tous les autres groupes d'âges.

L'étude de biosurveillance de l'arsenic unguéal menée en 2018 a révélé une exposition à l'arsenic élevée chez les enfants du quartier Notre-Dame comparativement à ceux de la collectivité témoin (c.-à-d. Amos). L'étude de la DSPu (2019) a conclu que les *précautions* à prendre dans le cas de risques potentiels, suivant la définition donnée dans la *Loi sur le développement durable* du Québec s'appliquaient aux résidents du quartier Notre-Dame et que des mesures concrètes devraient être mises en place immédiatement afin de réduire l'exposition chronique à l'arsenic atmosphérique.

Plusieurs sources de données laissent croire qu'il n'est pas nécessaire de prendre des mesures immédiates pour réduire l'exposition et que des réductions des émissions pourraient se produire à moyen ou à long terme. La raison en est expliquée comme suit :

1. La moyenne géométrique des concentrations d'arsenic urinaire inorganique observées chez les enfants et les adultes du quartier Notre-Dame était inférieure à celle mesurée chez les groupes d'âges équivalents, signalée dans l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) (Santé Canada, 2017) et la National Health and Nutrition Examination Survey (CDC, 2019), aux États-Unis, ou à la limite supérieure de la valeur normale de 19 µg/L (DSPu, 2007) fixée par l'INSPQ (voir le tableau 1 pour plus de renseignements). En particulier, la moyenne géométrique pour les enfants âgés de 1 an à 4 ans était de 3,74 µg/L, ce qui est bien inférieur aux données de l'ECMS et à la limite supérieure de la valeur normale de l'INSPQ.
2. Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été constatée entre les concentrations d'arsenic urinaire inorganique observées chez la population exposée et celles de la population témoin pendant chacune des cinq campagnes d'échantillonnage. La moyenne arithmétique des concentrations d'arsenic urinaire inorganique de toutes les campagnes s'établissait à 4,2 µg/L chez les participants du quartier Notre-Dame ($n = 852$) et à 4,5 µg/L chez les participants non exposés du quartier d'Évain ($n = 485$). Les concentrations d'arsenic dans l'air du quartier d'Évain étaient faibles, la moyenne arithmétique étant de $< 3 \text{ ng/m}^3$; la moyenne arithmétique était de 163 ng/m^3 pour l'ensemble du quartier Notre-Dame pendant les cinq campagnes. La moyenne géométrique des concentrations d'arsenic dans le sol provenant d'échantillons composites de sol de surface (premiers 2,5 cm) prélevés dans le quartier Notre-Dame (c.-à-d. sur 15 pâtés de maisons de 25 lotissements résidentiels) était de 44 mg/kg (intervalle de 22 à 103 mg/kg), tandis que les concentrations moyennes d'arsenic dans le sol provenant d'échantillons composites de sol de surface (premiers 2,5 cm) prélevés dans quatre secteurs du quartier d'Évain se situaient entre 3,0 et 4,7 mg/kg.
3. Les données tirées des échantillons urinaires recueillis auprès des résidents du quartier Notre-Dame sont également inférieures à celles rapportées dans d'autres études sur l'arsenic urinaire menées auprès de collectivités ayant des sources environnementales d'arsenic¹.
4. La moyenne géométrique des concentrations d'arsenic unguéal relevées chez les enfants du quartier Notre-Dame (0,42 µg/g), bien qu'élevée par rapport à celle de la population témoin d'Amos (0,11 µg/g), était généralement inférieure à la concentration d'arsenic unguéal considérée normale ($\leq 1 \text{ µg/g}$) par l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2007). Cette moyenne géométrique pour le quartier Notre-Dame était également inférieure à la moyenne géométrique rapportée pour les enfants dans le cadre du programme de surveillance des effets sur la santé de la mine Giant qui évaluait l'exposition à l'arsenic à Ndilo, Dettah et Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest (0,60 µg/g). Un suivi médical dans le cadre de cette étude a été assuré pour les enfants qui présentaient des concentrations d'arsenic unguéal $\geq 1,3 \text{ µg/g}$. Cette concentration a été considérée comme représentative des personnes de la collectivité qui ont des expositions atypiques, plutôt que comme un repère associé aux effets sur la santé (Chan et coll., 2019). Chan et coll. (2019) ont indiqué qu'un résultat supérieur au niveau de référence de 1,3 µg/g ne signifie pas que la santé est en danger.
5. Les ongles échantillonnés dans le cadre de cette étude ne semblent pas avoir fait l'objet d'un nettoyage approprié selon des méthodes normalisées, comme celles décrites dans Chan et coll. (2019), Button et coll. (2009) ou d'autres études. Il y a donc une forte probabilité que les

¹ Voir le tableau 1; Falconbridge (Ont.), Flin Flon (Man.), Creighton (Sask.), Yellowknife (T.N.-O.).

concentrations mesurées chez les enfants du quartier Notre-Dame soient influencées par des particules adhérentes et qu'elles ne reflètent probablement pas une dose absorbée. Par conséquent, ces données ne devraient pas être utilisées pour la prise de décision liée à la nécessité de prendre des mesures d'atténuation.

Les limites de l'étude et les zones d'incertitude choisies sont résumées ci-après.

La prise en compte de l'exposition chronique lorsqu'on se fie aux résultats des études sur l'arsenic urinaire

L'arsenic urinaire inorganique est généralement excrété dans l'urine dans les 4 à 5 jours suivant l'exposition et présente un taux de bioaccumulation relativement faible (Hughes, 2006). Par conséquent, la mesure de l'arsenic urinaire inorganique peut fournir une estimation précise de l'exposition ambiante à l'arsenic à court terme. La mesure sert souvent à évaluer l'exposition à plus long terme dans les études menées dans des collectivités où la contamination par l'arsenic a été mesurée par échantillonnage à l'été ou au début de l'automne, soit des périodes de l'année où le potentiel d'exposition est probablement plus élevé en raison de facteurs saisonniers qui auraient tendance à produire des concentrations d'arsenic urinaire plus élevées². Bien que la DSPu (2019) ait soulevé certaines préoccupations quant à la variation des niveaux d'exposition liés aux émissions atmosphériques de la fonderie, cet outil a été utilisé comme principal outil de biosurveillance pour d'autres fonderies actives dans d'autres localités, comme Sudbury, en Ontario (GGI, 2005), et Flin Flon, au Manitoba (Intrinsic, 2010). Même si l'utilisation des ongles comme biomarqueur dans la deuxième étude (DSPu, 2019) parvient à mesurer les expositions à long terme, l'utilisation de ce biomarqueur doit être mise en balance avec d'autres préoccupations liées à la contamination exogène qui n'a peut-être pas été suffisamment réduite au minimum (voir ci-dessous), et au manque de repères comparatifs. À notre avis, la disponibilité des nombreuses données comparatives canadiennes et américaines provenant de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé et de la base de données de la National Health and Nutrition Examination Survey (NHANE) des États-Unis, ainsi que la disponibilité des études comparatives tirées de la littérature publiée (citée ci-dessus) et d'études similaires sur l'exposition au sein de collectivités ayant utilisé l'arsenic urinaire comme outil de biosurveillance, l'emportent sur les limites potentielles de cet outil reflétant l'exposition à court terme. Le plan de l'étude peut être adapté pour tenir compte de périodes d'exposition plus élevée afin d'atténuer ce problème et des expositions maximales. Il importe de noter que l'étude sur l'arsenic urinaire réalisée par la DSPu (2007) comprenait cinq campagnes d'échantillonnage sur une période de six mois, ce qui donne un aperçu considérable des niveaux d'exposition à long terme et atténue les préoccupations concernant cette limite des études sur l'arsenic urinaire.

Représentativité de l'échantillon et fiabilité de l'analyse statistique

Les données de l'étude de biosurveillance de l'arsenic urinaire sont plus représentatives de la population, en ce sens que la plupart des groupes d'âges (des jeunes enfants aux adultes plus âgés) et un échantillon plus important ($n = 206$) ont été inclus. En revanche, l'étude de biosurveillance de l'arsenic unguéal ne portait que sur des enfants et l'échantillon utilisé était plus petit ($n = 36$ pour le quartier Notre-Dame). Au total, 206 participants vivant dans 100 logements du quartier Notre-Dame ont

² Voir, par exemple, Cantox Environmental, 1999; Goss Gilroy, 2001, 2002, 2005; Intrinsic, 2010; Chan et coll., 2019; Binder et coll., 1987; Hwang et coll., 1997; Loh et coll., 2016; Tsuji et coll., 2005; Polissar et coll., 1990.

pris part à l'étude sur l'arsenic urinaire, ce qui constitue une taille d'échantillon raisonnable par rapport à la population générale, et 113 participants dans la collectivité non exposée. Bien que l'objectif de l'étude de biosurveillance de 2005-2006 vise à évaluer l'exposition à l'arsenic des résidents du quartier Notre-Dame (enfants et adultes), des échantillons de même taille n'ont pas été utilisés dans tous les groupes d'âges évalués (c.-à-d. il n'y a pas eu de groupement par âge), et la majorité des participants à cette étude étaient des adultes, les participants âgés de < 5 ans et < 15 ans ne représentant respectivement que 8 % et 25 % environ de la population participant à l'étude. Par conséquent, bien que l'étude comporte certaines lacunes, les données globales recueillies fournissent une représentation raisonnable des expositions potentielles de tous les résidents de la région.

L'étude de biosurveillance de l'arsenic unguéal de 2018 n'a évalué que l'exposition à l'arsenic chez les jeunes enfants (de 9 mois à moins de 6 ans) résidant dans le quartier Notre-Dame. Même si cette étude a permis de mesurer l'exposition chez la sous-population ayant l'exposition potentielle au sol et aux poussières la plus élevée et de mesurer l'exposition « raisonnable dans le pire des cas », l'exclusion des données provenant d'autres groupes d'âges donne à croire que les données sur l'exposition obtenues dans cette étude ne reflètent pas l'ensemble de la population du quartier Notre-Dame (c.-à-d. tous les groupes d'âges). Comme l'exposition chronique à l'arsenic peut être associée à des effets néfastes sur la santé, y compris l'augmentation de divers effets chroniques (OMS, 2001; Button et coll., 2009, Rasheed et coll., 2016), il est généralement recommandé que les évaluations de l'exposition soient effectuées chez tous les groupes d'âges plutôt que chez un seul groupe d'âges. La DSPu a indiqué qu'une étude de suivi comprendra un plus grand nombre de groupes d'âges.

L'étude de 2018 sur l'arsenic unguéal a porté sur des échantillons légèrement plus grands pour les enfants (n = 36 pour le groupe exposé; n = 76 pour le groupe non exposé) comparativement à ceux utilisés pour chaque campagne d'échantillonnage dans le groupe d'âges de 1 à 4 ans (n = de 11 à 13 par période d'échantillonnage) et celui des 5 à 9 ans (n = de 11 à 15 par période d'échantillonnage), dans le cadre de l'étude sur l'arsenic urinaire menée en 2005-2006. Cependant, 44 % des échantillons d'ongles prélevés auprès du groupe exposé et 34 % des échantillons recueillis auprès du groupe non exposé provenaient du même ménage, ce qui donne à penser que la pseudorépétition (soit le fait de considérer des unités spatialement dépendantes comme indépendantes) pourrait avoir été un facteur. Ce problème constitue toujours une difficulté dans les études de biosurveillance en raison de la nécessité d'essayer d'obtenir le plus grand nombre de participants possible. Toutefois, la DSPu (2019) a en fait indiqué que la pseudorépétition avait été prise en considération et mise à l'épreuve dans l'analyse statistique, ce qui donne à penser que la taille des échantillons déclarés est exacte. Selon la DSPu (2019), une analyse de régression multiple a été réalisée pour vérifier si les concentrations d'arsenic unguéal divergeaient entre la population à l'étude et la population témoin, en tenant compte de l'âge et du sexe. Bien que les concentrations d'arsenic unguéal aient été transformées logarithmiquement pour assurer la normalité des données, les auteurs n'ont pas indiqué si un test d'homoscédasticité³ (c.-à-d. de variance équivalente) a été effectué pour les concentrations d'arsenic unguéal des populations exposées et non exposées. Étant donné qu'il y avait un niveau de variation beaucoup plus important dans les concentrations d'arsenic unguéal mesurées chez les résidents du quartier Notre-Dame par

³ L'homoscédasticité est une hypothèse qui doit être confirmée lorsqu'on utilise des modèles de régression linéaire; elle décrit une situation dans laquelle le terme d'erreur (c.-à-d. le « bruit » ou la perturbation aléatoire qui se produit dans la relation entre les variables indépendantes et la variable dépendante) est le même pour toutes les valeurs des variables indépendantes. Autrement dit, si l'hypothèse d'homoscédasticité est confirmée, la variance autour de la ligne de régression est la même pour toutes les valeurs de la variable explicative.

rapport à celles des résidents d'Amos, avec des variances de 1,023 et 0,004, respectivement, il est possible que ces données ne répondent pas à l'hypothèse d'homoscédasticité, ce qui soulève des incertitudes quant à la validité des écarts statistiques rapportés entre les groupes exposés et non exposés.

Effets alimentaires potentiels sur les mesures de l'arsenic urinaire

La DSPu a révélé que l'étude sur l'arsenic urinaire menée en 2005-2006 pourrait avoir inclus l'arsenic de source alimentaire, comme l'arsénobétaïne (une forme d'arsenic relativement non toxique), ainsi que d'autres sources d'arsenic inorganique généralement présentes dans l'alimentation. La DSPu (2007) a souligné que la contribution de l'arsenic de source alimentaire (provenant principalement de la consommation de fruits de mer) aux concentrations d'arsenic urinaire mesurées n'a peut-être pas été complètement éliminée par la méthode utilisée et que les mesures de l'arsenic inorganique effectuées dans le cadre de l'étude peuvent avoir inclus l'arsenic inorganique de source alimentaire (p. ex., riz, épinard, farine et jus de raisins). Dans tous les cas où des concentrations élevées d'arsenic inorganique ont été mesurées (p. ex., > 30 µg/L), les auteurs ont également trouvé des concentrations élevées d'arsenic urinaire total (arsenic organique et inorganique de sources alimentaire et non alimentaire). La grande différence entre les concentrations d'arsenic inorganique et les concentrations d'arsenic urinaire total a amené les auteurs à croire qu'il y avait une influence de source alimentaire sur l'arsenic urinaire, même si les participants n'ont pas déclaré, dans le questionnaire de l'étude, avoir consommé des fruits de mer au cours des quatre jours précédant l'échantillonnage urinaire. Les auteurs ont indiqué que les effets de l'alimentation étaient contrôlés par l'utilisation d'une population témoin ayant des habitudes alimentaires similaires (supposées). À notre avis, l'inclusion de certaines formes d'arsenic inorganique de source alimentaire dans les résultats est inévitable, car l'arsenic inorganique de source alimentaire est la principale source d'exposition pour tous les Canadiens. La comparaison des données de la collectivité à celles d'autres populations (comme l'ensemble de données de l'ECMS ou la collectivité témoin) élimine ce problème si l'ensemble de données relatives au quartier Notre-Dame est semblable ou inférieur à celui des collectivités témoins.

Contamination exogène possible dans les échantillons d'ongles

L'étude de biosurveillance de 2018 a utilisé l'arsenic unguéal comme biomarqueur de l'exposition, étant signalé comme principalement constitué d'arsenic sous forme inorganique (Button et coll., 2009). Cependant, les échantillons d'ongles sont sujets à une contamination exogène qui peut mener à des mesures artificiellement élevées d'exposition à l'arsenic, même après un nettoyage des échantillons (Tsuji et coll., 2005; Button et coll., 2009; Tsuji et coll., 2019). Les ongles peuvent également être contaminés par l'utilisation de certains médicaments et vernis à ongles (He, 2011). La quantité de matière exogène sur les ongles varie dans la littérature. Le rapport de la DSPu (2019) cite Marchiset-Ferlay et coll. (2012) comme source pour indiquer que si les ongles sont contaminés par des sources exogènes, ils n'absorbent que 1 à 2 % d'arsenic inorganique. Cette citation s'appuie sur les études de Mandal et coll. (2003) et de Karagas et coll. (2000) pour étayer une telle affirmation. Aucune de ces publications ne convient dans le cas du quartier Notre-Dame, car ces études portaient sur le trempage des ongles dans des eaux souterraines contaminées, les études subséquentes se penchant sur la façon dont les concentrations d'arsenic unguéal augmentent à la suite de cette exposition supplémentaire. Dans le cas de l'exposition dans le quartier Notre-Dame, l'arsenic inorganique exogène serait lié aux particules (sol ou poussière) sur les ongles, ou à l'air, par opposition à l'eau. Par conséquent, l'utilisation de ces citations pour justifier le degré d'absorption de l'arsenic inorganique lié

aux particules ou à l'exposition à l'air est inappropriée. De plus, Hinwood et coll. (2003) ont également conclu qu'il y avait une forte probabilité de contamination externe des ongles dans les régions où les concentrations d'arsenic dans le sol et la poussière étaient élevées. Le niveau d'arsenic exogène dans les ongles ou sur les ongles dépend donc de la quantité d'arsenic dans l'environnement à laquelle la population est exposée et pourrait conduire à des concentrations d'arsenic unguéal total plus élevées si la contamination par adhérence (comme les particules provenant du sol ou de la poussière) n'est pas éliminée efficacement pendant la préparation des ongles. De nombreuses publications utilisent des méthodes de nettoyage par extraction liquide-liquide (c.-à-d. extraction par solvant), comme l'extraction acétone-eau ou méthanol-eau, associées au traitement par ultrasons, pour éliminer les matières exogènes des ongles (voir tableau 2). D'après une revue de la littérature, les méthodes décrites par Button et coll. (2009) et Agahian et coll. (1990) semblent être les plus efficaces pour éliminer les matières exogènes des échantillons d'ongles (chaque méthode éliminant ≥ 98 % des matières exogènes), et l'utilisation de méthodes similaires permettrait de s'assurer que la mesure de la concentration d'arsenic unguéal est représentative des concentrations d'arsenic absorbées par les participants.

Comme la contamination exogène pourrait entraîner des concentrations d'arsenic unguéal artificiellement élevées si elle n'est pas efficacement éliminée, il est préoccupant de constater que la méthode de préparation des ongles utilisée dans l'étude de biosurveillance de l'arsenic unguéal de 2019 dans le quartier Notre-Dame n'indique aucune préparation des ongles avant l'analyse, autre que le nettoyage des ongles et des coupe-ongles avec des tampons imbibés d'alcool isopropylique, au moment du prélèvement. De plus, selon le rapport de la DSPu (2019), une lime à ongles a été utilisée au moment de l'échantillonnage pour enlever les matières évidentes sous les ongles, mais aucune mention de la méthode de nettoyage de cette lime n'a été précisée. La comparaison des méthodes de nettoyage utilisées dans l'étude de la DSPu (2019) par rapport à celles mentionnées dans d'autres études sur les ongles (résumées dans le tableau 2) donne à croire qu'il existe un potentiel élevé de contamination externe des ongles échantillonnés dans l'étude de la DSPu (2019). Par conséquent, les concentrations d'arsenic mesurées dans l'étude de biosurveillance de l'arsenic unguéal dans le quartier Notre-Dame présentent un potentiel élevé de contamination, ce qui remet en question les résultats de l'étude. Ce manque de préparation scientifiquement rigoureuse des ongles explique probablement certaines différences dans les concentrations d'arsenic chez les enfants du quartier Notre-Dame et ceux d'Amos. Un nettoyage approprié des ongles suivant les méthodes normalisées décrites dans la littérature est essentiel dans toute étude ultérieure afin de s'assurer que les concentrations mesurées correspondent bien à l'arsenic absorbé. Il convient de noter que l'étude de Chan et coll. (2019) a utilisé des méthodes fondées sur l'étude de Button et coll. (2009), qui comporte de nombreux rinçages et un traitement des ongles aux ultrasons avant l'analyse.

Utilisation des ongles des doigts plutôt que les ongles d'orteils dans l'étude de 2018

Bien que les ongles soient utilisés comme biomarqueur de l'exposition à l'arsenic, la grande majorité des études utilisent les ongles d'orteils, plutôt que ceux des doigts, en raison de leur plus faible risque de contamination externe (voir Hinwood et coll., 2003; Button et coll., 2009). On ne sait pas exactement pourquoi la DSPu a choisi les ongles des doigts plutôt que ceux des orteils, car la base de données d'autres études est beaucoup plus considérable pour les ongles d'orteils, pour lesquels le risque de contamination est inférieur.

Aucune base de données nationale pour la comparaison des ongles

Il est possible de comparer les données sur l'urine des collectivités avec celles d'une importante base de données nationale. L'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) comprend plus de 2 500 mesures effectuées sur des personnes de partout au Canada au cours de chacun des cinq cycles de surveillance. La NHANES aux États-Unis dispose d'une base de données similaire sur l'arsenic urinaire qui compte plus de 2 500 participants de tous les groupes d'âges et de toutes les catégories démographiques sur quatre cycles de surveillance. En revanche, il n'existe aucune base de données similaires pour les concentrations d'arsenic unguéal. Bien qu'une population témoin ait été comprise dans l'étude de la DSPu (2019), le nombre d'échantillons prélevés auprès de cette population était relativement faible par rapport aux bases de données de l'ECMS et de la NHANES.

Lacunes décelées dans l'échantillonnage de la poussière domestique et les données connexes

La poussière domestique est généralement une importante voie d'exposition pour les jeunes enfants, en particulier lorsque le sol est recouvert de neige pendant de longues périodes (ce qui réduit l'importance potentielle des voies d'exposition directe au sol). L'étude sur les poussières domestiques, menée en 2018, a adopté une démarche par essuyage plutôt que par aspiration, et les résultats ont été limités par des données essentiellement non détectables. La poussière domestique peut comprendre non seulement les poussières dans les sols, mais aussi les poussières diffuses et les matières particulaires. Nous recommandons que l'échantillonnage des poussières domestiques soit inclus dans la prochaine étude de biosurveillance, à l'aide d'une démarche d'échantillonnage par aspiration, en conjonction avec d'autres échantillonnages environnementaux (sol, eau potable) effectués au même endroit. Un échantillonnage de l'air au cours de la semaine précédant toute analyse urinaire ponctuelle devrait également être effectué, conformément à l'étude de 2005-2006.

Conclusions

À notre avis, la biosurveillance de l'arsenic urinaire est le biomarqueur le plus largement admis pour l'exposition à l'arsenic. Bien qu'il soit reconnu que l'arsenic urinaire constitue une indication de l'exposition à court terme, ce problème peut être atténué par un plan d'étude rigoureux. La capacité d'interpréter les données sur l'arsenic urinaire par rapport à celles des programmes nationaux de surveillance (comme l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé qui renferme des données pour cinq cycles d'échantillonnage au Canada, et l'ensemble de données de la NHANES aux États-Unis) fait de l'urine un outil de surveillance plus précis. Ce biomarqueur devrait être compris dans toute étude ultérieure sur l'exposition dans le quartier Notre-Dame.

Si les ongles continuent d'être utilisés comme biomarqueur dans la prochaine étude de biosurveillance, celle-ci doit utiliser des méthodes plus avancées pour nettoyer les ongles, avant l'analyse, afin de s'assurer que la contamination exogène est minimale (voir le tableau 2 pour comparer les méthodes utilisées dans les autres études à celles décrites dans l'étude menée dans le quartier Notre-Dame en 2018).

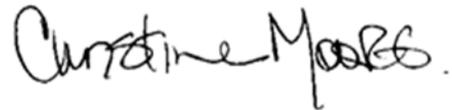
Dans l'ensemble, les données disponibles donnent à croire que les concentrations d'arsenic urinaire (DSPu, 2007) et unguéal (DSPu, 2019) observées chez les résidents du quartier Notre-Dame, y compris celles des enfants, ne nécessitent pas la prise de mesures immédiates pour réduire l'exposition. La réduction de l'exposition à moyen et à long terme devrait être envisagée. La tendance générale qui se dégage des données environnementales sur les sols et l'air recueillies entre la période de l'étude sur

l'arsenic urinaire et celle de l'étude sur l'arsenic unguéal suggère que les niveaux d'exposition des résidents du quartier Notre-Dame seraient semblables ou inférieurs à ceux observés pendant la période à laquelle l'étude sur l'arsenic urinaire a été menée.

Intrinsic Corp.



Elliot Sigal, B. Sc. (avec distinction), PCER,
UKRT, ERT
Toxicologue principal



Christine Moore, B. Sc., M. Sc.
Scientifique principale

Tableau 1 : Comparaison de la moyenne géométrique des concentrations d'arsenic urinaire inorganique ($\mu\text{g/L}$) mesurées dans le quartier Notre-Dame par rapport à celles des enquêtes canadiennes et américaines et d'autres collectivités canadiennes

Groupe d'âges (date de la mesure)	Collectivité	Moyenne géométrique de l'arsenic urinaire inorganique ($\mu\text{g/L}$)	Organisme de réglementation	Référence
De 1 à 4 ans (2005-2006)	Quartier Notre-Dame	3,74	-	Gouvernement du Québec, 2007
De 5 à 9 ans (2005-2006)		3,10		
De 10 à 14 ans (2005-2006)		2,23		
De 15 à 24 ans (2005-2006)		2,13		
De 25 à 60 ans (2005-2006)		2,26		
> 60 ans (2005-2006)		0,89		
Tous les âges (de 0 à > 60 ans)		2,08		
De 3 à 5 ans (2009-2011)	ECMS	5,2	Santé Canada et Agence de la santé publique du Canada	Santé Canada, 2017
De 3 à 5 ans (2012-2013)		5,0		
De 3 à 5 ans (2014-2015)		5,0		
De 6 à 11 ans (2009-2011)		5,5		
De 6 à 11 ans (2012-2013)		5,2		
De 6 à 11 ans (2014-2015)		5,5		
Tous les âges (de 3 à 79 ans) (2009-2011)		5,3		
Tous les âges (de 3 à 79 ans) (2012-2013)		5,4		
Tous les âges (de 3 à 79 ans) (2014-2015)		5,3		

Groupe d'âges (date de la mesure)	Collectivité	Moyenne géométrique de l'arsenic urinaire inorganique (µg/L)	Organisme de réglementation	Référence
De 3 à 5 ans (2015-2016)	National Health and Nutrition Examination Survey, É.-U.	4,03	Département de la Santé et des Services sociaux (Centres pour le contrôle et la prévention des maladies) des États-Unis	Département de la Santé et des Services sociaux des États-Unis, 2019
De 6 à 11 ans (2011-2012)		5,48		
De 6 à 11 ans (2013-2014)		4,91		
De 6 à 11 ans (2015-2016)		4,32		
Population totale (2009-2011)		5,59		
Population totale (2013-2014)		4,80		
Population totale (2015-2016)		4,41		
De 0 à 5 ans (2004)	Falconbridge	7,50	Ministère de l'Environnement de l'Ontario et Santé Canada	Goss Gilroy Inc., 2005
De 6 à 12 ans (2004)		8,04		
De 13 à 17 ans (2004)		7,03		
18 ans et plus (2004)		5,62		
Tous les âges De 0 à 18 ans et plus (2004)		6,10		
De 0 à 5 ans (2004)	Hanmer	6,64	Ministère de l'Environnement de l'Ontario et Santé Canada	
De 6 à 12 ans (2004)		7,94		
De 13 à 17 ans (2004)		6,99		
18 ans et plus (2004)		5,48		
Tous les âges De 0 à 18 ans et plus (2004)		6,02		

Groupe d'âges (date de la mesure)	Collectivité	Moyenne géométrique de l'arsenic urinaire inorganique (µg/L)	Organisme de réglementation	Référence
Entre 2 ans et demi et 14 ans (2009)	Secteur est de Flin Flon, Manitoba	5,87	Ministère de la Conservation du Manitoba, ministère de la Santé du Manitoba, ministère de l'Environnement de la Saskatchewan, ministère de la Santé de la Saskatchewan, Santé Canada	Intrinsic, 2010
	Secteur ouest de Flin Flon, Manitoba	6,94		
	Channing, Manitoba	6,98		
	Creighton, Saskatchewan	6,50		
De 3 à 5 ans	Yellowknife, Ndilo et Dettah, T.N.-O.	6,5	Office d'examen des répercussions environnementales de la vallée du Mackenzie	Chan et coll., 2019
De 6 à 11 ans	Yellowknife, Ndilo et Dettah, T.N.-O.	7,3		
Tous les âges (de 3 à 79 ans)	Yellowknife, Ndilo et Dettah, T.N.-O.	5,6		

Tableau 2 : Méthodes utilisées pour préparer les échantillons d'ongles afin de déterminer les concentrations d'arsenic unguéal

Publication ou étude	Méthode de préparation des ongles
DSPu, 2019	Les saletés présentes sous les ongles ont été enlevées à l'aide d'une lime à ongles (le nettoyage de la lime entre les échantillonnages n'était pas indiqué), les mains et les ongles des participants ainsi que les coupe-ongles ont été essuyés avec un tampon imbibé d'alcool isopropylique avant le prélèvement. Les échantillons d'ongles n'ont pas subi un rinçage ou un traitement aux ultrasons supplémentaire, avant digestion par l'acide et spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif.
IAEA, 1978; Mandal et coll., 2003; Slotnick et coll., 2007; Button et coll., 2009	<p>La matière exogène visible a été enlevée des ongles à l'aide d'une pince en plastique et d'un fragment de quartz propre. Les échantillons d'ongles ont ensuite été placés dans des flacons de verre propres et traités aux ultrasons pendant 5 minutes au moyen de 3 mL d'acétone, rincés avec 2 mL d'eau désionisée, puis avec 2 mL d'acétone. Les échantillons ont ensuite été traités aux ultrasons pendant 10 minutes dans 3 mL d'eau désionisée, puis rincés deux fois avec 3 mL d'eau désionisée. Chaque échantillon a été complètement immergé dans la solution à chaque étape.</p> <p>Pour la mesure de l'arsenic endogène dans les échantillons, les surnageants de chaque étape de la procédure de lavage ont été combinés et réduits à sec dans des flacons en polytétrafluoroéthylène sur un bloc chauffant en graphite à 80 °C. Le résidu a ensuite été reconstitué dans 3 mL d'acide nitrique à 1 % pour spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif. De plus, la solution de rinçage final (3 mL), après la préparation des ongles d'orteils, a été conservée pour spectrométrie immédiate de masse à plasma à couplage afin de s'assurer que l'élimination de la contamination exogène était complète.</p>
Chan et coll., 2019	Les échantillons d'ongles ont été préparés à l'aide d'un protocole adapté de Button et coll. (2009). Les matières exogènes visibles (saletés, fibres de vêtements, etc.) ont été retirées avec une pince. Les échantillons ont ensuite été placés dans des tubes à centrifuger de 15 mL et traités aux ultrasons dans 3 mL d'acétone pendant 5 minutes. Suivant le traitement aux ultrasons, les échantillons ont été rincés avec 2 mL d'eau ultrapure, puis avec 3 mL d'acétone. Ils ont ensuite été traités aux ultrasons dans 3 mL d'eau ultrapure pendant 10 minutes. Les échantillons ont été rincés deux fois avec de l'eau de Milli-Q, séchés à 60 °C pendant 1 ou 2 jours, puis broyés et pesés sur une balance analytique. Enfin, les échantillons ont subi une digestion par l'acide nitrique pour analyse des métaux totaux.
Chan et coll., 1978	<p>Les échantillons d'ongles des doigts ont été préparés en suivant les 6 étapes suivantes :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Les échantillons d'ongles ont été immergés dans de l'acétone pour en éliminer les huiles et les crèmes. 2. Les échantillons ont été lavés par immersion dans une solution de laurylsulfate de sodium à 8 %, les ongles étant immobilisés en solution pendant 30 minutes. 3. Les échantillons ont été rincés à l'eau distillée pour en éliminer les traces de détergent. 4. Les échantillons ont été immergés dans une solution d'acide chlorhydrique à 10 %, remués pendant une minute et rincés à l'eau désionisée jusqu'à l'obtention d'une solution neutre. 5. Les échantillons ont été immergés dans une solution d'hydroquinoléine à 8 %, remués pendant une minute et rincés à l'eau désionisée pour éliminer le résidu d'hydroquinoléine. 6. Les échantillons ont été séchés à l'air, placés sur du papier filtre, pesés et digérés avant l'analyse.

Publication ou étude	Méthode de préparation des ongles
Agahian et coll., 1990	<p>Les échantillons d'ongles ont été préparés selon la méthode de préparation des échantillons de Curatola et coll. (1978) avec les modifications ci-après.</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Les étapes 1 à 6 de la technique de lavage décrite dans Curatola et coll. (1978) ont été suivies. 2. Les échantillons ont été lavés deux fois avec 10 mL d'acide chlorhydrique à 10 %, puis rincés à fond à l'eau désionisée. 3. Les échantillons ont été lavés avec 10 mL d'ammoniaque à 10 %, puis rincés à fond à l'eau désionisée. 4. Les échantillons ont subi une digestion par l'acide nitrique, l'acide sulfurique et le peroxyde d'hydrogène avant l'analyse.
Chen et coll., 1999; Wilhelm et coll., 2005; Gault et coll., 2008	<p>Les saletés visibles à la surface des ongles ont été enlevées manuellement avant la préparation de l'échantillon. Les échantillons d'ongles d'orteils ont été lavés pendant 20 minutes avec une solution à 1 % de l'agent tensioactif Triton X-100 dans un bain à ultrasons. Les échantillons d'ongles ont ensuite été rincés 5 fois avec de l'eau distillée désionisée. Les échantillons lavés ont été laissés à sécher pendant la nuit dans un four de séchage à une température de 60 °C et digérés avec de l'acide nitrique avant l'analyse.</p>
Das et coll., 1995; Adair et coll., 2006	<p>Les échantillons d'ongles ont été prélevés à l'aide d'un couteau à lame en céramique. Après le prélèvement, les échantillons d'ongles ont été soigneusement lavés à l'eau distillée dans un bain ultrasonique, puis à l'eau doublement distillée et à l'acétone. Enfin, les échantillons d'ongles ont ensuite été vérifiés à la loupe avant la digestion et l'analyse afin d'y détecter la présence de toute particule adhérente.</p>
Hinwood et coll., 2003	<p>Les bouts d'ongles d'orteils ont été recueillis dans des sacs pour matières infectieuses par les participants. Les échantillons ont été lavés deux fois avec 5 mL d'eau désionisée, puis ils ont subi un rinçage unique avec 5 mL de méthanol afin de réduire la présence de toute matière externe sans lessiver l'arsenic de l'ongle d'orteil.</p>
Karagas et coll., 2000	<p>Les échantillons d'ongles ont d'abord été nettoyés avec de l'acétone. Ils ont ensuite été placés dans un flacon de polyéthylène de 20 mL rempli aux trois quarts d'eau désionisée, puis traités aux ultrasons pendant 10 minutes afin d'éliminer la contamination de la surface externe. Les ongles ont ensuite été recueillis par filtration sous vide et rincés à fond à l'eau désionisée.</p>

References

- Adair, B.M., Hudgens, E.E., Schmitt, M.T., Calderon, R.L., & Thomas, D.J. (2006). Total arsenic concentrations in toenails quantified by two techniques provide a useful biomarker of chronic arsenic exposure in drinking water. *Environmental Research*, 101(2): 213–220.
- Agahian, B., Lee, J.S., Nelson, J.H., & Johns, R.R. (1990). Arsenic levels in fingernails as a biological indicator of exposure to arsenic. *Am Ind Hyg Assoc J.*, (12): 646-51.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).(2007). Toxicological Profile for Arsenic. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services. Available at <https://www.atsdr.cdc.gov/toxguides/toxguide-2.pdf>
- Binder, S., Forney, D., Kaye, W., and Paschal, D. (1987). Arsenic exposure in children living near a former copper smelter. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 114-121.
- Button, M., Jenkin, G. R. T., Harrington, C. F., & Watts, M. J. (2009). Human toenails as a biomarker of exposure to elevated environmental arsenic. *J Environ Monit*, 11(3): 610-7.
- Cantox Environmental. (1999). Deloro Village Exposure Assessment and Health Risk Characterization for Arsenic and Other Metals, Final Report. <https://archive.org/details/cantoxenvironmen00ontauoft/page/n1>
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention) (2019). Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals – Updated Tables, January 2019, Volume One. US Department of Health and Human Services. January, 2019.
- Chan, L., Rosol, R., Cheung, J., Parajuli, R., Hu, X., & 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, May 24, 2019.
- Chen, K.L.B.C., Amarasirwarden, C.J., & Christiani, D.C. (1999). Determination of total arsenic concentrations in nails by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Biol Trace Elem Res.*, 67(2):109-25.
- Curatola C.J., Grunder, F.I., & Moffit, Jr., A.E. (1978). Hydride generation atomic absorption spectrophotometry for determination of arsenic in hair. *Am Ind Hyg Assoc J.*, 39(12):933-8. As cited in Agahian, B., Lee, J.S., Nelson, J.H., & Johns, R.R. (1990). Arsenic levels in fingernails as a biological indicator of exposure to arsenic. *Am Ind Hyg Assoc J.*, (12): 646-51.
- Das, D., Chatterjee, A., Mandal, B.K., Samanta, G., Chakraborti, D., & Chanda, B. (1995). Arsenic in Ground Water in Six Districts of West Bengal, India: the Biggest Arsenic Calamity in the World. Part 2. Arsenic Concentration in Drinking Water, Hair, Nails, Urine, Skin-scale and Liver Tissue (Biopsy) of the Affected People. *Analyst*, 120(3): 917-24.

- Direction de Santé Publique de l'Abitibi-Témiscamingue. (2007). Monitoring of Arsenic Contamination in the population of Notre-Dame (December 2005 to October 2006). Final Report. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Government du Québec. May, 2007.
- Direction de Santé Publique de l'Abitibi-Témiscamingue. (2019). Report of the biomonitoring study conducted in fall 2018 on lead, cadmium and arsenic impregnation of young children in the Notre- Dame district (QND) of Rouyn-Noranda. Direction de santé publique, Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Government du Québec. September, 2019.
- Gault, A.G., Rowland, H.A.L., Charnock, J.M., Wogelius, R.A., Gomez-Morilla, I., Vong, S., Leng, M., Samreth, S., Sampson, M.L., & Polya, D.A. (2008). Arsenic in hair and nails of individuals exposed to arsenic-rich groundwaters in Kandal province, Cambodia. *Science of the Total Environment*, 393: 168-176.
- Goss Gilroy Inc. (2002). Follow-up Survey of Urinary Arsenic for Residents of Wawa, Ontario.
- Goss Gilroy Inc. (2001). Survey of Urinary Arsenic for Residents of Wawa, Ontario.
- Goss Gilroy Inc., Cantox Environmental, and C. Wren and Associates Inc. (2005). Urinary Arsenic Study for the Residents of Falconbridge.
- He K. (2011). Trace elements in nails as biomarkers in clinical research. *European Journal of Clinical Investigation*, 41: 98-102.
- Health Canada. (2017). Fourth report on human biomonitoring of environmental chemicals in Canada: results of the Canadian Health Measures Survey Cycle 4 (2014–2015). Health Canada. August, 2017.
- Hinwood, A. L., Sim, M. R., Jolley, D., Klerk, N. D., Bastone, E. B., Gerostamoulos, J., & Drummer, O.H. (2003). Hair and Toenail Arsenic Concentrations of Residents Living in Areas with High Environmental Arsenic Concentrations. *Environmental Health Perspectives*, 111(2): 187–193.
- Hughes, M.F. Biomarkers of Exposure: A Case Study with Inorganic Arsenic. *Environmental Health Perspectives*, 114 (11): 1790-1796.
- Hwang, Y.-H., Bornschein, R. L., Grote, J., Menrath, W., and Roda, S. (1997). Environmental arsenic exposure of children around a former copper smelter site. *Environ. Res.* 72, 72–81.
- Intrinsic (2010). Evaluation of Environmental Contaminant Exposure in Children (under 15) in Flin Flon, Manitoba and Creighton, Saskatchewan. June, 2010.
<http://flinflonsoilsstudy.com/wp-content/uploads/2013/07/FFSS-ExposureStudy-TechnicalReport-June2010.pdf>

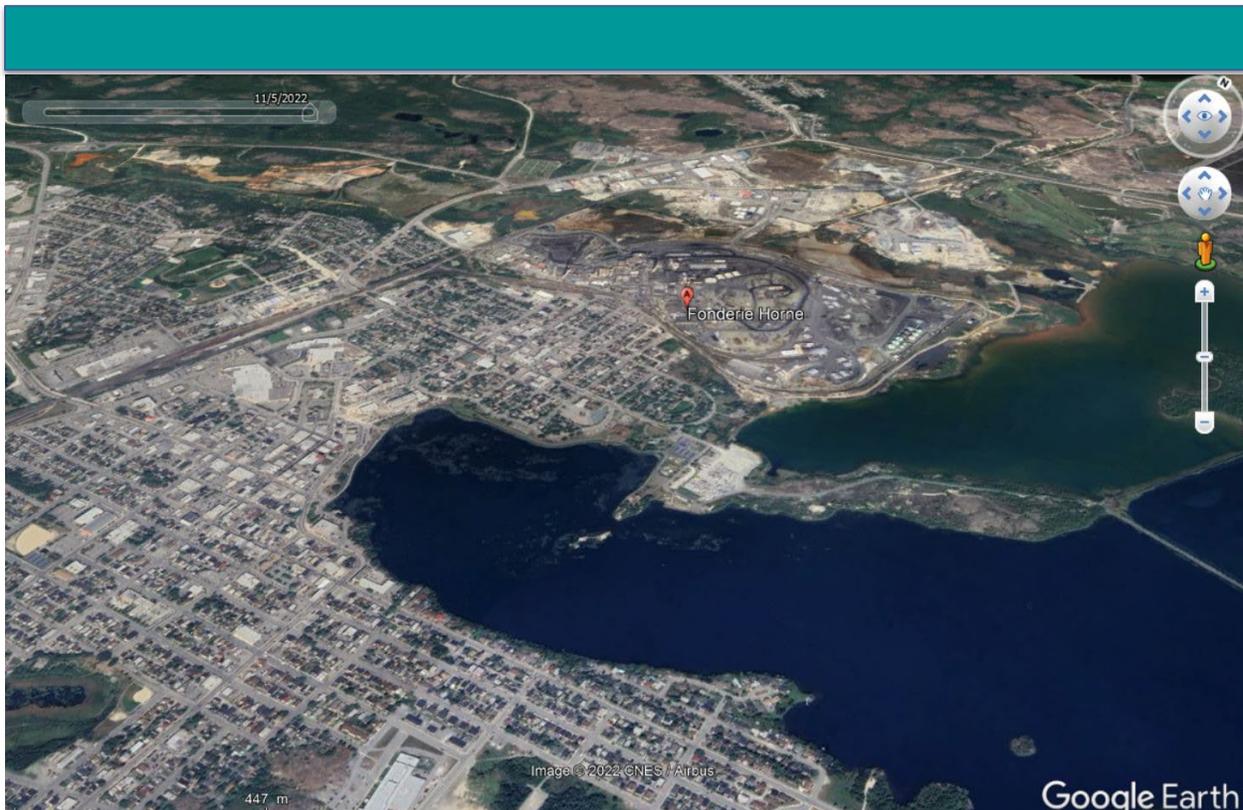
- International Atomic Energy Agency (IAEA). (1978). Activation analysis of hair as an indicator of contamination of man by environmental trace element pollutants. IAEA/RL/50, Vienna, Austria.
- Karagas, R., Tosteson, T.D., Blum, J., Klaue, B., Weiss, J.E., Stannard, V., Spate, V., & Morris, J.S. (2000). Measurement of low levels of arsenic exposure: A comparison of water and toenail concentrations. *American Journal of Epidemiology*, 152 (1): 84-90.
- Loh, M.M., Sungeng, A., Lothrop, N., Klimecki, W., Cox, M., Wilkinson, S.T., Lu, Z., & Beamer, P.I. (2016). Multimedia Exposures to Arsenic and Lead for Children Near an Inactive Mine Tailings and Smelter Site. *Environ Res.*, 146: 331–339.
- Mandal, B. K., Ogra, Y., & Suzuki, K. T. (2003). Speciation of arsenic in human nail and hair from arsenic-affected area by HPLC-inductively coupled argon plasma mass spectrometry. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 189: 73–83.
- Marchiset-Ferlay, N., C. Savanovitch, M. Sauvart-Rochat. 2012. What is the best biomarker to assess arsenic exposure via drinking water? *Environment International*. 39 (2012) 150-171.
- Polissar, L., Lowry-Coble, K., Kalman, D. A., Hughes, J. P., van Belle, G., Covert, D. S., Burbacher, T. M., Bolgiano, D., and Mottet, N. K. (1990). Pathways of human exposure to arsenic in a community surrounding a copper smelter. *Environ. Res.* 53, 29–47.
- Rasheed, H., Slack, R., & Kay, P. (2016). Human health risk assessment for arsenic : a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46 (19-20): 1529-1583.
- Slotnick, M. J., Meliker, J. R., AvRuskin, G.A., & Nriagu, J. O. (2007). Toenails as a biomarker of inorganic arsenic intake from drinking water and foods. *J Toxicol Environ Health A*, 70(2): 148-58.
- Tsuji, J.S., Chang, E.T., Gentry, P.R., Clewell, H.J., Boffetta, P., & Cohen, S.M. (2019). Dose-response for assessing the cancer risk of inorganic arsenic in drinking water: the scientific basis for use of a threshold approach. *Critical Reviews In Toxicology*, 49(1):36-84.
- Tsuji, J.S., Van Kerkhove, M.D., Kaetzel, R.S., Scrafford, C.G., Mink, P.J., Barraj, L.M., Crecelius, E.A., Goodman, M. (2005). Evaluation of Exposure to Arsenic in Residential Soil. *Environmental Health Perspectives*. 113(12), 1735-1740.
- WHO (World Health Organization). Arsenic and Arsenic Compounds. Environmental Health Criteria 224, 2nd edition. WHO, Geneva, 2001.
- Wilhelm, M., Pesch, B., Wittsiepe, J., Kakubis, P., Miskovic, P., Keegan, T., Nieuwenhuijsen, M.J., & Ranft, U. (2005). Comparison of arsenic levels in fingernails with urinary As species as biomarkers of arsenic exposure in residents living close to a coal-burning

power plant in Prievidza District, Slovakia. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15, 89–98.

Annexe VI

Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec)

Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec)



Août 2022

N/Réf. : 222331



**Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques
(santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du
Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de
cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec)**

Rapport préparé pour :

Glencore Canada Corporation

Préparé par :



**Sylvain Loranger, Ph.D.
Toxicologue (santé communautaire)**

N/Réf. : 222331



SOMMAIRE

L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) produisait en juin 2022 un rapport évaluant les risques cancérigènes associés aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda. La firme MESIQ inc. a préparé un rapport pour Glencore Canada Corporation afin d'analyser et de commenter l'approche et la méthodologie utilisées, les résultats obtenus et les conclusions découlant de cette étude.

Pour effectuer son évaluation des risques pour la santé (ÉRS), l'INSPQ a privilégié une **approche déterministe (niveau 1)** basée sur un **scénario conservateur** et sur le **principe de précaution**. Cette approche suppose que tous les résidents habitant le quartier Notre-Dame (QND) ou Rouyn-Noranda (RN) seraient exposés toute leur vie durant (24/24h, 365 j/an, 70 ans) à des concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air ambiant mesurées aux six (6) stations d'échantillonnage réparties dans un rayon de trois (3) km au sud-ouest de la Fonderie Horne. Tel que le mentionne l'INSPQ dans son rapport, il s'agit d'un **exercice théorique qu'il est impossible de valider**. De fait, l'ÉRS réalisée par l'INSPQ comporte un niveau élevé de variabilité et d'incertitude en ce qui a trait aux données utilisées et aux hypothèses considérées (concentrations dans l'air, durée d'exposition, valeurs toxicologiques de référence), ce qui surestime de facto le risque de cancer à la suite d'une exposition à l'arsenic et au cadmium, et ce, par plusieurs ordres de grandeur. Comme le souligne cet organisme dans ses lignes directrices pour la réalisation d'une ÉRS, une **approche probabiliste (niveau 2)**, plus détaillée que l'approche déterministe, permettrait de mieux répondre aux interrogations ou aux inquiétudes soulevées en raison des nombreuses sources de variabilité et d'incertitude inhérentes à ce type d'exercice, particulièrement pour le calcul de l'exposition. **Dans ce contexte, les niveaux de risque présentés dans cette étude ne peuvent servir de base solide pour prendre une décision de santé publique ou pour quantifier le risque de façon absolue.**

Plusieurs prémisses considérées par les auteurs de cette étude affectent directement les niveaux de risque calculés, notamment le choix des périodes de référence (1991-2018, 2019-2060) totalisant 70 ans, qui ne tient pas compte de la réduction significative des concentrations en arsenic dans l'air et les niveaux actuels. Aussi, l'hypothèse voulant que la totalité des résidents de RN ou du QND y habitent en permanence sur une période de 70 ans est exagérée. Certaines données de la Direction de la santé publique (DSP) indiquent que le temps de résidence dans le QND est d'environ 7 ans (médiane). Il est assumé également que les résidents sont exposés en tout temps à l'air extérieur alors que ceux-ci passent moins de 10 % de leur temps à l'extérieur de leur domicile selon les chiffres de l'INSPQ.

Quant aux risques associés à l'ingestion d'arsenic ou à l'exposition par inhalation au cadmium, le rapport de l'INSPQ indique que ces risques pourraient s'ajouter à ceux par inhalation de l'arsenic. Cependant l'organisme conclut qu'il existe de nombreuses incertitudes au niveau des interactions entre les substances chimiques, des effets sur les groupes à risque (p. ex. enfants), du choix du niveau d'exposition (LSIC95%), et des valeurs toxicologiques de référence (VTR) utilisées. Le rapport ne fournit pas de réponses face à ce manque d'information ou à ces incertitudes.

Vu le caractère théorique de l'exercice, incluant les facteurs de surestimation du risque, le niveau d'incertitude dans les données et les hypothèses conservatrices utilisées, on ne peut associer les émissions de la Fonderie Horne à un risque réel de cancer cliniquement détectable dans la population de Rouyn-Noranda.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE.....	i
TABLE DES MATIÈRES	ii
1 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ : APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE	1
1.1 Approche utilisée par l'INSPQ.....	1
1.2 Méthodologie	3
1.2.1 Stations d'échantillonnage	3
1.2.2 Choix des scénarios	4
1.2.3 Concentrations dans l'air	4
1.2.4 Concentrations dans le sol.....	5
1.2.5 Estimateurs de risque et calcul du risque.....	5
2 RÉSULTATS.....	7
2.1.1 Concentrations d'exposition (air).....	7
2.1.2 Caractérisation et gestion du risque.....	7
3 DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSION	8
4 RÉFÉRENCES	11

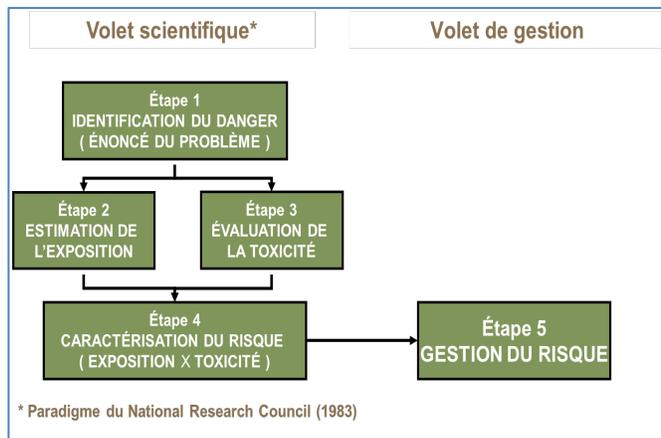
1 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ : APPROCHE ET MÉTHODOLOGIE

La Fonderie Horne à Rouyn-Noranda, en activité depuis 1927, est exploitée par Glencore Canada Corporation. En raison de la proximité du quartier résidentiel Notre-Dame (QND) avec l'usine, plusieurs études de biosurveillance ont été réalisées depuis 2005 à Rouyn-Noranda (RN) (Gagné 2007, Bilodeau 2019, Bilodeau 2020). En juin 2022, l'Institut national de santé publique (INSPQ) produisait un rapport intitulé « *Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda* » (INSPQ 2022). Il s'agit d'une évaluation des risques pour la santé (ÉRS) visant ainsi la population de RN en général, et les résidents du QND en particulier.

Les sections qui suivent décrivent l'approche générale et la méthode utilisées pour évaluer le risque sanitaire par l'INSPQ, les résultats obtenus à la suite de l'estimation de l'exposition de la population locale et de la caractérisation du risque ainsi qu'une discussion générale portant sur les éléments de variabilité et d'incertitude émanant du rapport.

1.1 Approche utilisée par l'INSPQ

Afin d'évaluer les risques pour la santé (effets cancérigènes) associés aux émissions atmosphériques d'arsenic (As) et de cadmium (Cd), l'INSPQ s'est appuyé sur la démarche décrite par cet organisme dans un document intitulé « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* » (INSPQ 2012) (voir figure générale ci-contre). Cette approche a été développée plus particulièrement pour l'analyse de dossier de réhabilitation de terrains contaminés.



La démarche d'évaluation des risques pour la santé (ÉRS) comprend un **premier volet scientifique** en quatre (4) étapes (voir figure ci-haut) visant à estimer le niveau d'exposition de populations et de groupes cibles (p. ex., enfants, adultes, travailleurs), à identifier les valeurs toxicologiques de référence (VTR) ou les concentrations et doses acceptables, et à calculer le **risque individuel** lié à une exposition à des composés chimiques produisant des effets cancérigènes et/ou non cancérigènes. Quant **au second volet**, il s'agit d'une étape de **gestion du risque** qui vise à établir des stratégies ou des mesures visant à contrôler ou à réduire le risque (exposition environnementale) à un niveau considéré acceptable et sécuritaire pour les récepteurs humains affectés en considérant les aspects environnementaux, sociaux et économiques.

C'est à cette étape que l'on fixe le niveau de risque acceptable ou tolérable (p. ex. cas additionnel de cancer) en s'appuyant sur le **principe de précaution**¹ (EPRS 2015).

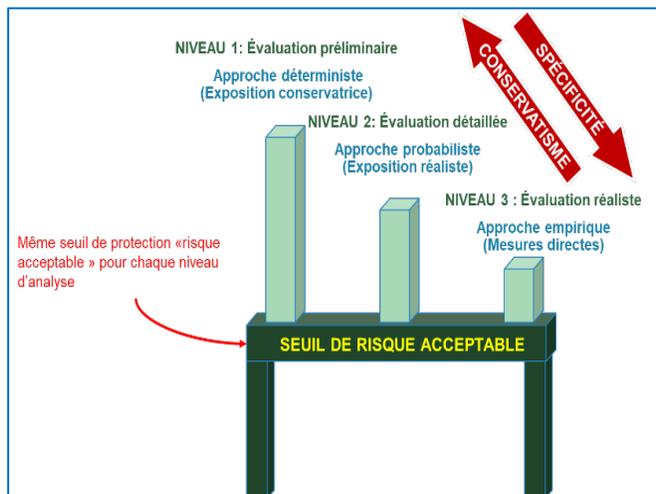
Le processus d'ÉRS considère également plusieurs niveaux d'analyse. Chaque niveau vise à augmenter la précision et le réalisme des évaluations afin de mieux quantifier l'exposition environnementale, et à proposer des mesures de gestion de risque plus réalistes et plus spécifiques pour assurer la santé et la sécurité de la population, soit :

Niveau 1 : **Approche déterministe** (Évaluation préliminaire) basée sur un scénario d'exposition conservateur.

Niveau 2 : **Approche probabiliste** (Évaluation détaillée) basée sur un scénario d'exposition réaliste.

Niveau 3 : **Approche empirique** (Évaluation détaillée) basée sur des mesures directes de l'exposition (p. ex., étude de la qualité de l'air en micro-environnement, biosurveillance) et des effets observés chez l'humain.

L'étude de l'INSPQ a privilégié l'**approche déterministe (niveau 1)**, utilisant des hypothèses et des scénarios conservateurs (p. ex., exposition maximale 24/24 h, 365/365 j, 70 ans), maximisant l'exposition environnementale aux composés potentiellement préoccupants (CPP). Toutefois cet organisme souligne dans ses lignes directrices (INSPQ 2012) qu'une **approche probabiliste (niveau 2)** permet de mieux répondre aux interrogations ou aux inquiétudes soulevées en raison des nombreuses sources de variabilité et d'incertitude inhérentes à ce type d'exercice, particulièrement au niveau du calcul de l'exposition.



Dans ce contexte, l'ÉRS réalisée par l'INSPQ constitue un exercice théorique comportant un niveau élevé de variabilité et d'incertitude tant au niveau des données utilisées que des prémisses ou des hypothèses surestimant de facto le risque réel.

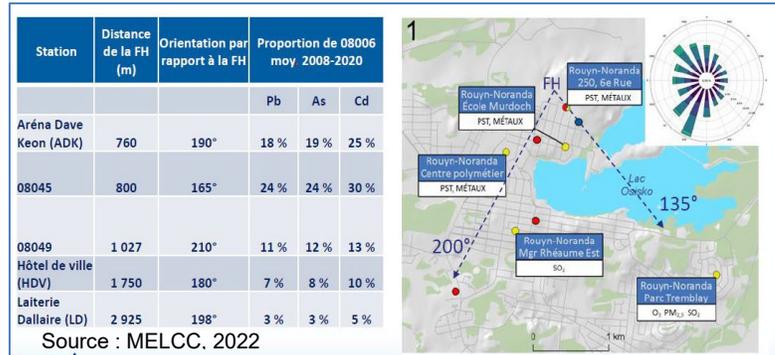
¹ « Le principe de précaution vise à permettre aux décideurs de prendre des mesures de protection lorsque les preuves scientifiques relatives à un danger pour l'environnement ou la santé humaine sont incertaines et que les enjeux sont importants » (Service de recherche du parlement européen (EPRS, 2015, p.1).

1.2 Méthodologie

Les sections qui suivent résument la méthodologie et les résultats découlant de l'ÉRS (déterministe, niveau 1) réalisée par l'INSPQ.

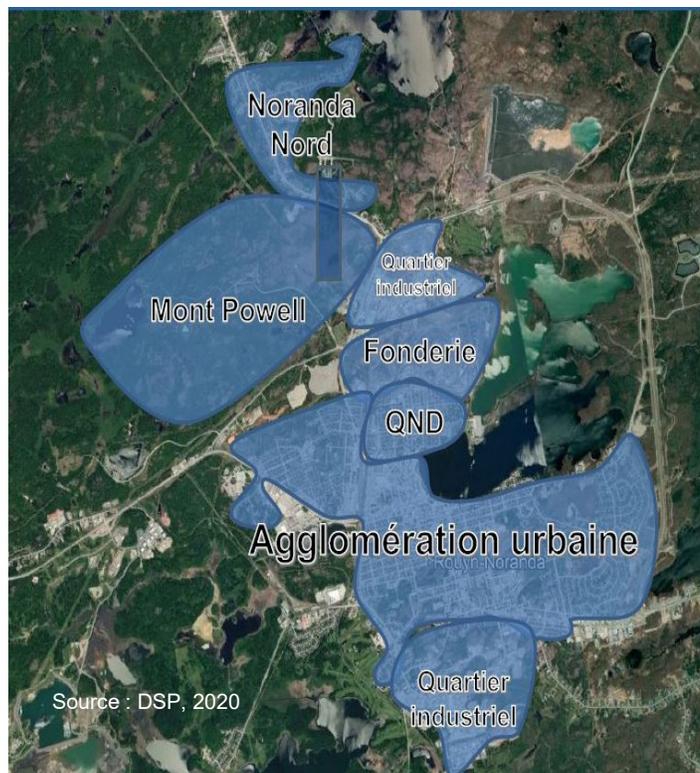
1.2.1 Stations d'échantillonnage

Tel que mentionné précédemment, l'étude présentée par l'INSPQ s'appuie sur des scénarios d'exposition conservateurs. L'exposition des résidents de RN et du QND aux émissions atmosphériques d'As et de Cd se base sur les concentrations mesurées à six (6) stations d'échantillonnage situées dans la portion sud-ouest/sud-est de la ville par rapport à l'usine (MELCC 2022).



Or, ces stations ne peuvent être considérées comme représentatives de l'exposition de l'ensemble des résidents de la municipalité (42 965 individus en 2018 et 43 053 individus en 2021; (ISQ 2022)). Considérant la localisation de ces stations, leur répartition spatiale, et plus particulièrement la densité de la population dans les différents quartiers de la ville (voir carte : (DSP 2020)) dont celui du QND estimée à environ 2500 individus (Gagné 2007), il n'est pas justifié d'extrapoler les résultats à l'ensemble de la population. D'autant plus que les concentrations dans l'air diminuent rapidement au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la Fonderie.

Enfin, l'exposition moyenne de l'ensemble des six (6) stations fournit un estimé conservateur de l'exposition réelle puisque la population passe généralement plus de 90 % de son temps à l'intérieur d'un bâtiment selon l'INSPQ (2012).



1.2.2 Choix des scénarios

L'INSPQ propose cinq (5) scénarios d'exposition dits prospectifs pour l'arsenic afin de comparer l'exposition moyenne à vie (70 ans) de la population de RN et du QND à différentes concentrations d'As et de Cd dans l'air. Outre le scénario « statu-quo », tous les autres scénarios présentent des réductions des concentrations d'As. Deux (2) périodes de référence ont été considérées pour un total de 70 ans, à savoir : 1991-2018 et 2019-2060. Pour la première période de 28 ans (1991-2018), l'INSPQ a utilisé la LSIC95% des concentrations mesurées aux différentes stations d'échantillonnage pour RN et QND tandis que pour la seconde période de 42 ans (2019-2060), l'agence a calculé les concentrations attendues en combinant des niveaux préétablis à la station légale et ajustant en proportion (RN= 19,4 % ; QND= 25,8 %) les concentrations dans l'air aux autres stations, sauf pour le scénario « statu quo ». Pour ce dernier scénario, l'INSPQ a considéré pour la seconde période les concentrations mesurées entre 2005 et 2018 en raison de leur stabilité dans le temps. Dans le cas du Cd, l'exercice s'est limité à la comparaison d'un scénario dit « statu quo » et d'un autre visant le respect constant de la norme du Règlement sur la qualité de l'air (R.A.A) (Gouvernement du Québec 2022).

1.2.3 Concentrations dans l'air

Tel que précisé dans ses lignes directrices, et par souci de conservatisme, l'INSPQ a choisi d'utiliser un paramètre statistique correspondant à la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne arithmétique (LSIC95%)¹ des concentrations en As et en Cd mesurées aux six (6) stations d'échantillonnage considérées. Par ailleurs, et tel que précisé par les auteurs, le choix de la LSIC95% est équivalent à l'utilisation de concentrations se situant entre le 72^e et le 83^e centile de la distribution des données, soit une approche conservatrice. Par ailleurs, le rapport confond le lecteur dans le texte à partir de la section 2.1.3 en présentant les données utilisées comme étant une concentration moyenne quand dans les faits il s'agit de la LSIC95 %, exception faite des données présentées au tableau 2 du rapport qui correspondent effectivement à la LSIC95 %.

Quant aux calculs des concentrations pondérées sur la durée d'exposition à vie de 70 ans, plusieurs éléments de l'équation sont basés sur des hypothèses non cohérentes. À titre d'exemple, mentionnons l'utilisation de l'année 2005 comme année de référence pour certains calculs (en assumant que les concentrations d'As et de Cd étaient stables après 2005 par rapport à 1991) ou dans d'autres cas, l'utilisation de toute la série de données (1991-2018). Ces choix peuvent entraîner des variations importantes dans les résultats en raison de la pondération utilisée selon le scénario considéré. À cela il faut ajouter que selon l'étude de biosurveillance de l'urine produite en 2007 (Gagné 2007), la durée médiane de résidence dans le QND est de sept (7) ans. De plus, tel que le mentionnent les auteurs, « ...moins de 10 % des résidents du quartier y demeurent plus de 25 ... On peut donc difficilement assumer que 100 % de la population du quartier ND y passera toute sa vie (70 ans) ». Dans ce contexte, le choix des deux (2) périodes de référence (1991-2018, 2019-2060) décrites précédemment ne représente pas la durée

¹ La LSIC95% correspond à la limite supérieure d'un intervalle de valeurs qui a 95% de chance de contenir la vraie valeur du paramètre estimé, soit la moyenne arithmétique (M). Elle correspond mathématiquement à la somme de la marge d'erreur ou de l'intervalle de confiance (IC) calculée à partir d'un échantillon statistique et de la moyenne (LSIC95 % = M + IC). Ce paramètre statistique est donc un estimé plus conservateur que la moyenne.

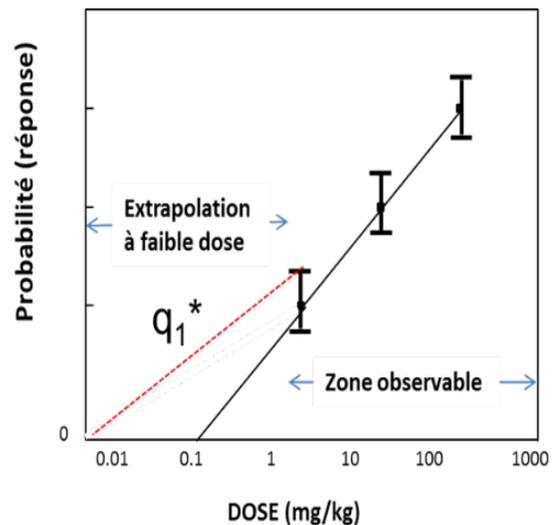
d'exposition réelle de la population et aucun facteur d'amortissement de la durée probable de résidence (7 ans) sur la durée de vie théorique (70 ans) n'a été considéré (voir section 1.2.5).

1.2.4 Concentrations dans le sol

La méthodologie de calcul pour définir la concentration dans le sol est expliquée brièvement dans le rapport, mais aucune information n'est fournie sur le choix des concentrations en As et en Cd utilisées pour estimer la dose moyenne à vie (localisation des stations, statistiques descriptives, etc.), et ce, malgré que certaines informations générales soient présentées dans le rapport de caractérisation (Bilodeau et al. 2019). L'échantillonnage des sols a été effectué en 2019 suivant une approche généralement ciblée (et non aléatoire) afin d'éviter notamment les secteurs avec des sols remaniés ou ayant fait l'objet de travaux. De fait, seule une méthode basée sur un tirage aléatoire (p. ex. systématique, stratifié) permet d'obtenir un échantillon représentatif d'un point de vue statistique. Il est assumé dans l'étude de l'INSQP que les résultats sont représentatifs de la période 1991-2060, ce qui n'est donc pas le cas.

1.2.5 Estimateurs de risque et calcul du risque

Les estimateurs de risque associés aux effets cancérigènes pour les voies respiratoire (inhalation d'air) et orale (ingestion de sol) utilisées pour le calcul du risque ont été tirés de la littérature via différentes sources gouvernementales canadiennes et américaines ou d'organismes internationaux. Dans le cas de l'inhalation, l'estimateur de risque correspond à une concentration ou à une unité de risque (UR)¹ en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ calculée à partir de modèles mathématiques de dose-réponse (extrapolation linéaire sans seuil) utilisant des données animales (exposition chronique en laboratoire) ou humaines visant à extrapoler une probabilité de cancer à faible dose. Quant à l'ingestion, il s'agit généralement d'un coefficient de cancérogénicité² correspondant à la pente d'un modèle mathématique (p. ex. modèle multistade linéarisé) exprimé en $(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$.



¹ L'unité de risque (UR) correspond à la limite supérieure du risque supplémentaire de cancer à vie résultant d'une exposition continue à un agent toxique à une concentration dans l'air ambiant de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

² Contrairement à ce qui est précisé dans le rapport de l'INSPQ (Tableau A2-1), l'estimateur de risque n'est pas une UR, mais bien un coefficient de cancérogénicité

Dans le cas de l'arsenic, l'écart entre les UR proposées pour l'inhalation par les différents organismes réglementaires répertoriés par l'INSPQ est de 43 (max/min). Pour l'ingestion, l'écart entre les coefficients de cancérogénicité proposés atteint plus de deux (2) ordres de grandeur (236). Quant au Cd, l'écart entre les quatre (4) UR identifiées par l'INSPQ pour l'inhalation est de 20. Aucune UR pour l'ingestion n'a été trouvée par l'INSPQ pour cet élément.

Par ailleurs, le modèle de calcul pour le risque cancérigène par inhalation est présenté dans le rapport, mais pas celui pour l'ingestion, qui utilise notamment la dose moyenne à vie en mg/kg/j et un coefficient de cancérogénicité à la place d'une UR. Rappelons enfin que l'INSPQ n'a pas considéré un facteur d'amortissement lié au temps de résidence moyen par rapport à la durée de vie (7/70), ce qui entraîne un facteur de surestimation d'environ un (1) ordre de grandeur (x10).

2 RÉSULTATS

2.1.1 Concentrations d'exposition (air)

De manière générale, la LSIC95% des concentrations estimées sur une période de 70 ans (1991-2060) en fonction des différents scénarios de réduction est relativement similaire pour l'As et le Cd, et ce, tant pour le secteur de RN et du QND. Tel que précisé par les auteurs, ce facteur tient à l'importance relative (poids) plus forte des concentrations mesurées entre 1991 et 2018 par rapport à celles modélisées pour la période 2019-2060. Le choix de l'année de référence 1991 entraîne une surestimation des concentrations d'exposition par rapport à la réalité et à celles attendues dans le futur. De plus, ce choix entraîne également une perte de sensibilité entre les différents scénarios. Afin de nuancer ce résultat, l'INSPQ a refait ses calculs (non présentés dans le rapport) en utilisant cette fois l'année 2005 comme année de référence au lieu de 1991. Cette nouvelle hypothèse a eu comme effet de réduire l'exposition et le risque théorique de moitié.

2.1.2 Caractérisation et gestion du risque

À la section 3.4 du rapport, l'INSPQ présente les différents indices de risques (IR) obtenus pour la voie respiratoire (inhalation) en les comparant au seuil de gestion de risque d'un (1) cas de cancer supplémentaire par million d'individus, soit le seuil considéré par l'INSPQ. De manière générale, quel que soit l'UR ou le scénario utilisé par l'INSPQ, le nombre de cas dépassant ce seuil de gestion pour une exposition moyenne de 70 ans (1991-2060) varierait de 7 à 550 par million d'individus pour l'ensemble de RN et de 10 à 780 par million d'individus pour le QND. Tel que mentionné précédemment, l'utilisation des données débutant en 2005 réduirait ce risque théorique de moitié (2x) dans tous les cas. En considérant également l'amortissement lié au temps de résidence (7/70 ans), le risque théorique serait réduit par un autre ordre de grandeur (10x). Enfin, en utilisant le seuil de risque (gestion) acceptable proposé par Santé Canada (un (1) cas de cancer supplémentaire par 100 000 individus) (Santé Canada 2021), le niveau de risque serait diminué par un facteur additionnel de 10x. Tel que mentionné précédemment, le choix de l'UR peut aussi affecter le risque calculé; l'écart entre les valeurs minimales et maximales répertoriées par l'INSPQ étant de 43 fois. Ainsi la surestimation du risque théorique pourrait atteindre trois (3) ordres de grandeur (1000 x).

Quant aux risques associés à l'ingestion d'arsenic ou à l'exposition par inhalation au cadmium, le rapport de l'INSPQ indique seulement que ces risques pourraient s'ajouter à ceux par inhalation de l'arsenic. Mais l'organisme conclut qu'il existe de nombreuses incertitudes au niveau des interactions entre les substances chimiques, des effets sur les groupes à risque (p. ex. enfants), du choix du niveau d'exposition (LSIC95%) et des VTR utilisées ou disponibles. Le rapport ne fournit toutefois pas de réponses face à ce manque d'information ou à ces incertitudes.

De plus, tel que le précise l'INSPQ dans son étude portant sur la validation des critères de qualité des sols (INSPQ 2005), l'exposition quotidienne aux conditions environnementales normales (bruit de fond) à l'arsenic entraînerait un risque additionnel de cancer de respectivement 443 et 4 cas par million d'individus pour l'ingestion (aliments, eau potable) et pour l'inhalation (air ambiant). Ces résultats montrent le caractère théorique de l'exercice en regard du niveau élevé de variabilité et d'incertitude dans l'estimation du risque pour l'arsenic. Mentionnons enfin l'importance de facteurs confondants reliés aux statuts socio-économiques, aux habitudes alimentaires ou à l'usage du tabac qui affectent considérablement le niveau de risque pour la santé.

3 DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONCLUSION

Dans son étude, l'INSPQ a privilégié le niveau 1 d'analyse (déterministe) basé sur un scénario conservateur et sur le principe de précaution voulant que les résidents habitant le QND ou RN seraient exposés toute leur vie durant (24/24h, 365 j/ an, 70 ans, en tout temps à l'extérieur de sa résidence) à des concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air ambiant (LSIC95 % équivalent au 72^e à 83^e centile des distributions des données utilisées) mesurées aux six (6) stations d'échantillonnage situées au sud-ouest par rapport à l'usine. Selon les données disponibles, le patron d'activités spécifiques d'un individu habitant le QND ou RN ne correspond pas aux scénarios conservateurs de l'INSPQ. De fait, la durée médiane de résidence dans RN est de 7 ans, soit 10 fois moins que la durée prévue au scénario considéré par l'INSPQ (70 ans), ce que confirme le rapport de la DSP (Gagné 2007). Ce facteur d'amortissement n'a pas été considéré par l'organisme de santé publique dans ses calculs. De plus, tel que souligné par l'INSPQ, la population en général passe plus de 90 % de son temps à l'intérieur d'un bâtiment ou de sa résidence (INSPQ 2012) et elle serait donc exposée moins de 10 % du temps aux poussières extérieures (particules) contaminées présentes dans l'air ambiant extérieur.

L'argument de l'INSPQ concernant la « robustesse » des données de qualité d'air est également discutable. Le nombre de prélèvements d'air effectués est important. Toutefois, les données ne peuvent être considérées comme représentatives statistiquement puisque les stations d'échantillonnage ont été déterminées sur une base ciblée et non pas aléatoirement. De plus, la localisation de ces stations ne couvre pas tout le territoire de RN où réside la population de plus de 43 000 individus.

Quant aux UR, celles-ci ont été déterminées à partir d'études en milieu de travail, où les travailleurs sont exposés à des concentrations en arsenic dans l'air dépassant par plusieurs ordres de grandeur celles mesurées aux différentes stations d'échantillonnage de RN. Ces études ne considèrent généralement pas l'influence de facteurs confondants dans leur calcul, notamment l'usage du tabac. Ces facteurs génèrent des UR empreintes d'un grand conservatisme sans compter le modèle d'extrapolation à faible dose (sans seuil) qui fournit des probabilités de cancer à des doses très inférieures au seuil clinique détectable ou observable dans la population (voir figure à la section 1.2.5). Selon l'INSPQ, l'exercice de validation ou d'évaluation de la robustesse scientifique des UR utilisées n'a pas été réalisé. Une réflexion à ce sujet s'avère nécessaire d'autant plus que des voix s'élèvent pour critiquer le postulat d'absence de seuil pour les substances à effets cancérigènes (Tubiana 2009, Sacks and Siegel 2017, Calabrese 2019).

L'INSPQ mentionne qu'une dizaine de cas de cancers supplémentaires seraient attendus dans la population de RN (40 000 individus selon les hypothèses de l'INSPQ) tout en avouant qu'il serait impossible de valider ce nombre. Par ailleurs, il est inexact d'extrapoler ce risque (risque collectif) à l'ensemble de la population de RN, alors que les concentrations utilisées par l'INSPQ ne sont pas représentatives de l'ensemble du territoire.

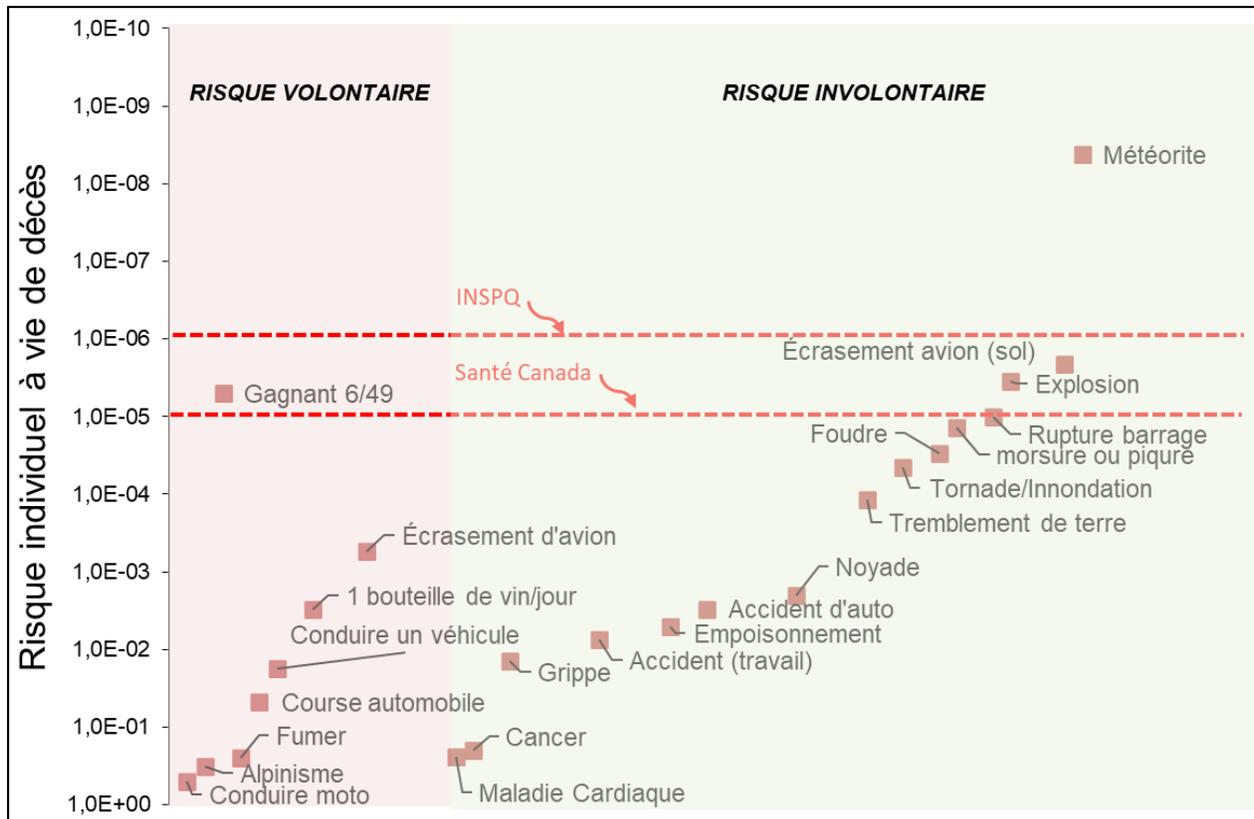
De plus, avec tous les facteurs de surestimation utilisés par l'INSPQ, le risque calculé est purement théorique, ce que l'organisme reconnaît. **Ces chiffres donnent une perception erronée de la réalité et créent une association biaisée entre les niveaux de risque prédits par rapport au risque réel d'être atteint du cancer au cours de sa vie.** Dans tous les cas de figure, les estimations de l'INSPQ sont très inférieures à la probabilité d'être atteint par le cancer dans la population canadienne, dont le niveau de risque se situe à environ 43 % (Comité consultatif de la Société canadienne du cancer 2021). Avec ce niveau de risque, il est impossible

de distinguer le risque additionnel théorique calculé par l'INSPQ du risque réel de base encouru par la population.

Finalement, en ce qui a trait au seuil de risque acceptable pour les effets cancérigènes définis par l'INSPQ, soit un (1) cas de cancer supplémentaire par million d'individus, il s'agit d'un seuil de gestion de risque conservateur reposant sur le principe de précaution et non pas sur un seuil de protection quantifié et quantifiable. Par définition, le risque acceptable correspond à la probabilité de survenance d'un événement dont les conséquences sont si faibles qu'un individu, un groupe ou une société consent à prendre ce risque (Timmermann 1989, Presidential / Congressional Commission (PCC) on Risk Assessment and Risk Management 1997). Plusieurs auteurs ont fait ressortir que le seuil de risque acceptable varie d'une agence gouvernementale à l'autre (Travis, Richter et al. 1987, Kocher and Hoffman 1991, Kocher and Hoffman 1996), celui-ci pouvant se situer d'un (1) cas additionnel de cancer pour dix mille (1×10^{-4}) et un (1) cas sur cent mille personnes exposées (1×10^{-5}), comme Santé Canada (Santé Canada 2021). De plus, l'origine de ces seuils n'est pas clairement définie (Kelly 1991).

Compte tenu du niveau de variabilité et d'incertitude important en ce qui a trait aux données et aux hypothèses utilisées par l'INSPQ (p. ex., durée d'exposition, concentrations dans l'air, valeurs de référence toxicologique, seuil de risque acceptable), le risque théorique calculé est surestimé par plusieurs ordres de grandeur. Par conséquent, les niveaux de risque présentés dans leur étude ne peuvent servir de base pour prendre une décision de santé publique d'autant plus que ces résultats ne pourraient jamais être validés. Les résultats d'un tel exercice ont une certaine valeur relative (comparaison de scénarios) mais ils ne peuvent servir à quantifier le risque de façon absolue.

Afin de bien situer les seuils de risque acceptable par rapport aux risques de décès dans la population en général, la figure ci-après illustre les risques, dits « volontaires », soit les risques découlant des activités réalisées par un individu en considérant un choix personnel (p. ex. tabagisme), un besoin ou une nécessité (p. ex. conduite automobile), et ceux dits « involontaires », soit les risques reliés à des conditions subies par l'individu dans une situation donnée (p. ex., désastre naturel, accident). De manière générale, l'examen de cette figure montre que les risques dits « volontaires » ou avec contrôle personnel se situent au même niveau que ceux dits « non volontaires ». Seuls les risques reliés à des désastres naturels ou à des accidents majeurs comportent un niveau de risque (probabilité) plus faible. De plus, le seuil de risque jugé acceptable par l'INSPQ (10^{-6}) se situe bien au-delà des risques attribuables à des activités avec ou sans contrôle personnel. Quant au risque de décès associé à l'utilisation de l'automobile, quoique celui-ci dépasse par plus de 10 000 fois le niveau de risque de cancer jugé acceptable par les autorités québécoises, la population générale consent largement à utiliser ce mode de transport. De fait, même si les utilisateurs sont conscients des risques d'accidents mortels, ils prennent ce « risque » toutes les fois qu'ils utilisent leur véhicule pour des besoins personnels ou pour le travail. Il faut souligner ici que les choix individuels sont souvent influencés par notre perception du risque ainsi que des bénéfices reliés à l'activité ou au phénomène jugé à risque (Fischhoff, 1978), particulièrement au niveau du risque volontaire.



4 RÉFÉRENCES

Bilodeau, F. (2019). 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. Rouyn-Noranda (Québec), Direction de santé publique (DSP), Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue: 95.

Bilodeau, F. (2020). Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2019 sur l'imprégnation à l'arsenic de la population du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda. Rouyn-Noranda (Québec), Direction de santé publique (DSP), Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue: 55.

Bilodeau, F. et al. (2019). Rapport de la caractérisation préliminaire des sols à l'arsenic, au cadmium et au plomb dans le périmètre urbain de Rouyn-Noranda. Rouyn-Noranda (Québec), Direction de santé publique (DSP), Centre intégré de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue: 57.

Calabrese, E. J. (2019). "The linear No-Threshold (LNT) dose response model: A comprehensive assessment of its historical and scientific foundations." *Chemico-Biological Interactions* **301**: 6-25.

Comité consultatif de la Société canadienne du cancer. (2021). "Statistiques canadiennes sur le cancer 2021." 2022, de: <http://www.cancer.ca/Canadian-Cancer-Statistics-2021-FR>.

DSP. (2020, 23 novembre 2020). "Présentation des résultats de la caractérisation préliminaire de la contamination en surface des sols à l'arsenic, au cadmium et au plomb dans le périmètre urbain de Rouyn Noranda." de: http://www.ciass-at.gouv.qc.ca/partage/BIOSURVEILLANCE/2020-11-26_conference-presse-rapport-sols_F.pdf.

EPRS (2015). Le principe de précaution - définitions, applications et gouvernance. Bruxelles, European Parliamentary Research Service (EPRS): 26.

Gagné, D. (2007). Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame (Décembre 2005 à octobre 2006). Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda (Québec), Direction de santé publique (DSP) - Module santé environnementale: 134.

Gouvernement du Québec. (2022, 1er mars 2022). "chapitre Q-2, r. 38 Règlement sur la qualité de l'atmosphère Loi sur la qualité de l'environnement." 2022, de: <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2038%20/>.

INSPQ (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. Annexes, Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels: 549.

INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Québec, Institut national de santé publiques du Québec (INSPQ),: 132 + annexes.

INSPQ (2022). Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda, Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ): 37.

ISQ. (2022). "Estimations de la population des MRC, Québec, 1^{er} juillet 1996 à 2021.", de: <https://statistique.quebec.ca/fr/produit/tableau/estimations-de-la-population-des-mrc>.

Kelly, K. E. (1991). The Myth of 10^{-6} as a Definition of Acceptable Risk. 84th Annual Meeting Air & Waste Management Association. A. W. M. Association. Vancouver, B.C., Canada 9.

Kocher, D. C. and F. O. Hoffman (1991). "Regulating Environmental Carcinogens : Where Do We Draw the Line?" Environmental Science & Technology **25**(2): 1986-1989.

Kocher, D. C. and F. O. Hoffman (1996). "Comment on An Approach for Balancing Health and Ecological Risks at Hazardous Waste Sites." Risk Analysis **16**: 295-297.

MELCC (2022). Constats sur la qualité de l'air à Rouyn Noranda. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC): 8.

Presidential / Congressional Commission (PCC) on Risk Assessment and Risk Management (1997). Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-making. Washington. D.C., Presidential / Congressional Commission (PCC) on Risk Assessment and Risk Management: 213.

Sacks, B. and J. A. Siegel (2017). "Preserving the Anti-Scientific Linear No-Threshold Myth: Authority, Agnosticism, Transparency, and the Standard of Care." Dose-Response **15**(3): 1-4.

Santé Canada (2021). L'évaluation des risques des lieux contaminés fédéraux au Canada - Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine. Version 3.0. Ottawa, Ontario, Santé Canada, Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux: 68.

Timmermann (1989). Risks Concepts in Environmental Impact Assessment. Risk Perspective on Environmental Impact Assessment. A. P. Grima, Fowle, C.D. & Munn, R.E. **Environmental Monograph 9**).

Travis, C., S. A. Richter, E. A. C. Crouch, R. Wilson and E. D. Klema (1987). "Cancer Risk Management. A Review of 132 Federal Regulatory Decisions." Environmental Science and Technology **21**(5): 415-420.

Tubiana, e. a. (2009). "The Linear No-Threshold Relationship Is Inconsistent with Radiation Biologic and Experimental Data." **251**(13-22).

Annexe VII

**Avis complémentaire concernant le document produit par l'INSPQ en octobre 2022 intitulé :
« Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de
renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la
Fonderie Horne à Rouyn-Noranda »**



Boisbriand, le 17 octobre 2022

Glencore Canada Corporation

Objet : Avis complémentaire concernant le document produit par l'INSPQ en octobre 2022 intitulé : « Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda »
N/Réf. : 222331-3

Madame, monsieur,

L'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) publiait le 7 octobre dernier le rapport mentionné en rubrique¹. La présente vise à analyser et à commenter ce rapport et l'impact de celui-ci sur le rapport produit par MESIQ en août 2022², particulièrement au niveau du risque associé aux effets cancérigènes.

Il convient de préciser d'entrée de jeu que les conclusions du rapport rédigé par MESIQ inc. en date d'août 2022 portant sur l'évaluation du risque toxicologique réalisée par l'INSPQ en juin 2022³ sont toujours valides. En effet, tel que mentionné dans ce rapport, il demeure que : 1- les niveaux de risque présentés dans cette étude ne peuvent servir de base solide pour prendre une décision de santé publique ou pour quantifier le risque de façon absolue; et 2 - vu le caractère théorique de l'exercice, incluant les facteurs de surestimation du risque, le niveau d'incertitude dans les données et les hypothèses conservatrices utilisées, on ne peut associer les émissions de la Fonderie Horne à un risque réel de cancer cliniquement détectable dans la population de Rouyn-Noranda.

La nouvelle étude d'octobre 2022 apporte certaines améliorations par rapport à la précédente étude de l'INSPQ (juin, 2022), mais elle amène plusieurs nouvelles hypothèses discutables, elle soulève de nombreuses sources d'incertitude non résolue et elle réaffirme la nature théorique et relative de l'exercice.

Modèle probabiliste (Monte Carlo)

L'INSPQ fournit une meilleure quantification de l'exposition future à trois (3) stations d'échantillonnage ciblées (8006, 8045, 8046) localisées dans le quartier Notre-Dame (QND) en utilisant une méthode probabiliste (simulations Monte Carlo) qui intègre une certaine variabilité spatiale et temporelle dans le calcul des concentrations futures (2023, 2024-2026, 2027) en arsenic (As), en cadmium (Cd) et en plomb (Pb). Quoique cette méthode permet de quantifier l'ensemble des sources de variabilité et d'incertitude pour fournir une distribution de la valeur prédite (p.ex., concentrations dans l'air, indices de risque), l'exercice effectué par l'INSPQ s'est limité à la prédiction de concentrations dans l'air aux trois (3) stations d'échantillonnage ciblées, sans intégrer la variabilité et l'incertitude au niveau des valeurs toxicologiques de référence (VTR) considérées. De plus, certains résultats des simulations ont montré des concentrations prédites anormalement plus élevées à la station 8049 que celles mesurées entre 2019-2021; l'INSPQ qualifiant ce résultat « d'incertitude résiduelle ». Or ce résultat illustre certaines limites de la méthode et de son utilisation.

¹ Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ), Octobre 2022. Soutien scientifique aux autorités de santé publique dans le cadre du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda. Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie. 132 p.

² MESIQ inc., Août 2022. Analyse et commentaires de l'évaluation des risques toxicologiques (santé humaine) réalisée par l'Institut national de santé publique du Québec relative aux concentrations atmosphériques d'arsenic et de cadmium dans la ville de Rouyn-Noranda (Québec). Réf. : 222331. 12 p.

³ Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ), Juin 2022. Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda. Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie. 37 p.

Facteurs de surestimation du risque

Le présent rapport de l'INSPQ a considéré comme période de référence les données produites à la station légale (8006) ainsi qu'aux stations 8045 et 8049 situées dans le QND entre 2019 et 2021. Ce choix permet d'éviter le biais lié à l'utilisation des données antérieures (1991-2018) comme le faisait l'étude produite en juin 2022 (MESIQ, 2022) et il fournit une base plus réaliste pour les projections futures des concentrations attendues pour le QND. En revanche, et tel que souligné dans le rapport de MESIQ d'août 2022, il faut être prudent sur l'extrapolation des résultats de cette étude à l'ensemble de la population de Rouyn-Noranda (RN). Cette association serait non représentative de l'exposition réelle de celle-ci en raison notamment de sa répartition géographique sur le territoire et elle entraînerait une surestimation du risque pour la population de RN.

Un autre facteur de surestimation du risque est lié au fait que l'approche de l'INSPQ suppose toujours que tous les résidents de QND ou de RN seraient exposés toute la vie durant (24/24 h, 365 j / an, durant 70 ans) aux composés inorganiques ciblés par l'INSPQ. Tel que mentionné dans le rapport de MESIQ d'août 2022, l'hypothèse voulant que la totalité des résidents y habitent en permanence sur une période de 70 ans est exagérée. Des données de la Direction de la santé publique (DSP) indiquent que le temps de résidence dans le QND est d'environ 7 ans (médiane). Au surplus, il faut rappeler que les résidents passent moins de 10 % de leur temps à l'extérieur de leur domicile selon les chiffres de l'INSPQ.

Quant aux risques associés aux effets cancérigènes et non cancérigènes des composés ciblés résultant d'une exposition par inhalation, l'incertitude et la variabilité entourant le choix des VTR ainsi que les justifications menant à leur choix demeurent. Notamment, certains choix de VTR par l'INSPQ ne sont pas toujours évidents ou clairement justifiés en regard des informations toxicologiques disponibles. Par conséquent, tout risque calculé est empreint d'une variabilité globale que les résultats présentés par l'INSPQ ne mettent pas en évidence (p.ex. Figure 2).

La présente analyse complémentaire met en évidence que la démarche d'évaluation du risque utilisée par cet organisme demeure un exercice théorique surestimant le risque réel et dont les résultats sont impossibles à valider ou à mesurer dans la population.

Espérant le tout conforme à vos attentes, veuillez agréer, madame, monsieur, l'expression de mes meilleurs sentiments.



Sylvain Loranger, Ph.D.
Toxicologue

Annexe VIII

**Étude sur la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1
Révision 1**



**Étude sur la concentration en arsenic des concentrés
alimentés au réacteur et la concentration en arsenic
mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1
Révision 01**

Présenté au MELCC

Préparé par:

Yves Prévost, ing.

Surintendant Métallurgie, Fonderie Horne

et

Marie-Élise Viger, ing., M. ing.

Directrice Environnement, NACAP

Août 2022

Table des matières

1.	Introduction	3
2.	Mise en contexte	4
3.	Influence du vent	6
4.	Données et analyse	8
4.1	Échantillonnage à la station légale ALTSP1	8
4.2	Arsenic dans les intrants	8
4.3	Données mensuelles	11
4.4	Analyse mensuelle	12
4.5	Analyse journalière	14
5.	Conclusion	17

Table des figures

Figure 1 :	Procédé de traitement de la fonderie Horne.....	4
Figure 2 :	Distribution de l'impact des secteurs sur la mesure en arsenic à la station ALTSP1.....	6
Figure 3 :	Vue aérienne du site de la fonderie Horne.....	7
Figure 4 :	Relation entre le nombre d'heures de vent NNO et la concentration d'arsenic à la station ALTSP1.....	7
Figure 5 :	Corrélation entre la concentration d'arsenic mesurée dans les intrants à la source (bilan mensuel) et calculée à partir de la matte.....	10
Figure 6 :	Relation entre le tonnage d'arsenic alimenté à la fonderie et la concentration d'arsenic à la station ALTSP1 pour janvier 2018 à juin 2021.....	12
Figure 7 :	Relation entre le pourcentage d'arsenic dans les intrants alimentés à la fonderie et la concentration mensuelle d'arsenic à la station ALTSP1 pour janvier 2018 à juin 2021.....	13
Figure 8 :	Relation entre le nombre d'heures de vent nord journalier (337-346 degrés) et la concentration journalière d'arsenic à la station ALTSP1 pour janvier 2018 à juin 2021.....	15

1. **Introduction**

Dans le cadre de la modernisation des installations de Glencore – Fonderie Horne (GFH), GFH est assujéti aux exigences d'une attestation d'assainissement (AA) en milieu industriel no. 201708002. Cette attestation intègre les règlements applicables ainsi que les certificats d'autorisation délivrés par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC).

En octobre 2019, le ministre de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques demanda à GFH de déposer un plan d'action avant le 15 décembre 2019. Une mise à jour du plan d'action a été déposée par GFH en juillet 2020 afin d'inclure de nouvelles mesures à la suite du succès des projets de l'AA. Le ministre a confié l'analyse du plan d'action à un comité interministériel.

Une recommandation du comité interministériel a été émise en 2021 concernant la concentration en arsenic des concentrés alimentés:

Recommandation 29. Le comité interministériel recommande la réalisation d'une étude pour vérifier s'il existe une relation significative entre la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1. L'étude devrait être réalisée avec les données d'une période minimale de 36 mois et transmise au MELCC.

Dans son rapport, le comité interministériel rapporte qu'une évaluation similaire à l'étude réalisée en 2011 sur les intrants du procédé et les extrants de la cheminée 2 pourrait être réalisée pour la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et des mesures d'arsenic à la station légale (ALTSP1). L'objectif est de déterminer s'il existe une relation entre les intrants du procédé et la concentration d'arsenic dans l'air ambiant à la station légale. Ainsi, advenant une relation significative, il est recommandé d'explorer une gestion différente de l'alimentation de la fonderie.

Le présent rapport répond à cette recommandation. Les données de janvier 2018 à juin 2021 ont été colligées afin de déterminer si une relation significative entre la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1 existe. Une évaluation sur les données mensuelles ainsi que journalières a été réalisée. Les relations pour d'autres paramètres, le vent et la vitesse du vent, ont aussi été évaluées.

2. Mise en contexte

Le procédé est présenté à la figure 1. Les matériaux recyclés, les fondants, les inertes de cuivre, les concentrés de cuivre provenant de l'externe ainsi que le concentré provenant du concentrateur sont alimentés au réacteur. La composition des « recettes » d'alimentation fluctue en fonction des matières disponibles, mais toujours avec les mêmes objectifs : obtenir un contenu en cuivre suffisant pour atteindre les objectifs de production, respecter les limites d'éléments mineurs et optimiser la gestion des inventaires sur le site.

Un bilan mensuel des inventaires est réalisé.

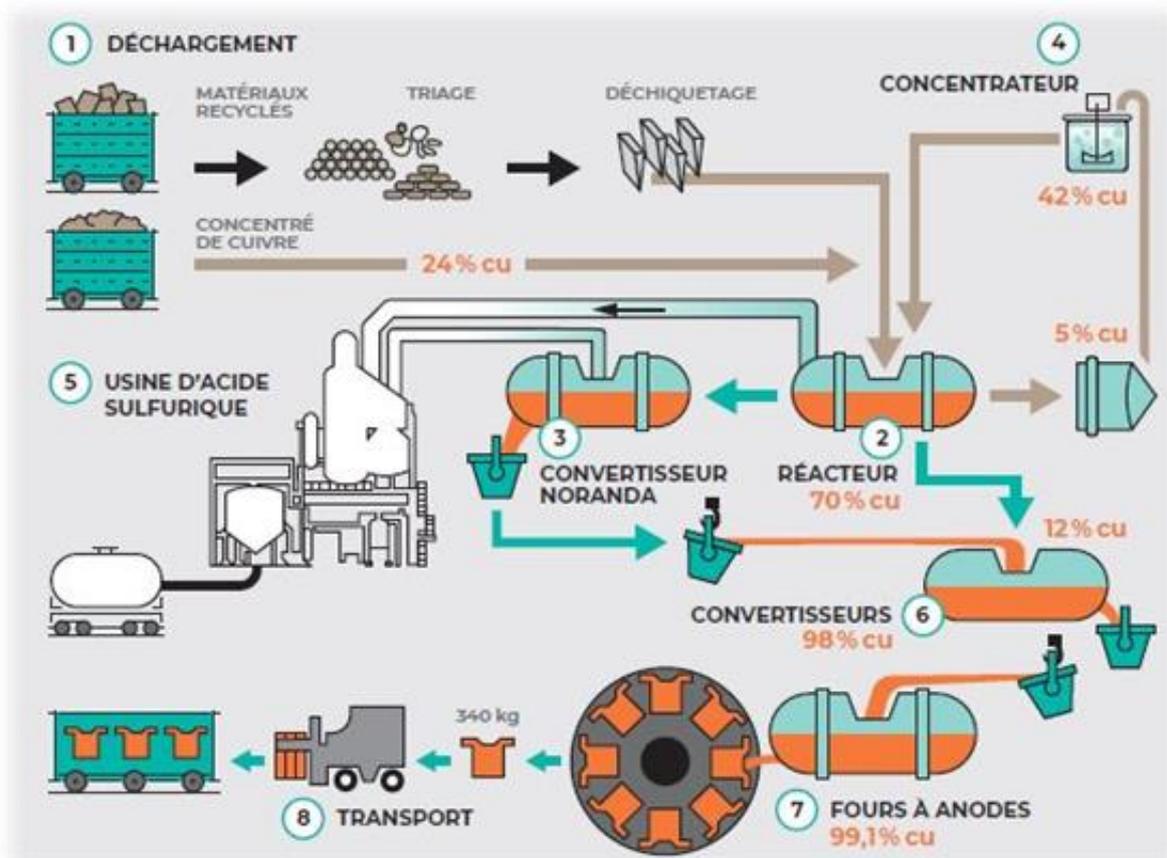


Figure 1: Procédé de traitement de la fonderie Horne

L'alimentation du réacteur se fait à partir de 7 trémies, chacune avec son type de matériel spécifique : concentrés, inertes grossiers, inertes fins, coke, fondant, électronique et réactifs. Deux de ces trémies, le fondant et le coke, sont des matériaux purs. Pour les autres, on y retrouve un mélange de matériaux. Une recette est établie par l'équipe de métallurgie chaque jour ouvrable afin d'indiquer aux opérateurs quels matériaux alimenter dans chacune des trémies.

Plusieurs raisons expliquent ces mélanges :

- Une partie des matériaux ne pourraient pas être alimentés purs, car leur composition ne le permet pas (trop basse demande d'oxygène, trop faible ou trop haut contenu en cuivre, qualité physique ne permettant pas de couler librement dans une trémie). Ces matériaux sont donc mélangés pour améliorer leurs propriétés. À titre d'exemple, certains types d'électronique recyclée ne peuvent pas être alimentés seuls, mais s'alimentent bien mélangés au concentré.
- Il n'y a pas suffisamment d'espace pour entreposer séparément chacun des matériaux d'alimentation. Donc, même au niveau d'entreposage dans la cour, les matériaux sont déjà pré-mélangés en fonction de leurs caractéristiques.
- L'objectif en tout temps est d'avoir une production la plus stable possible. Il faut respecter à la fois les limites de l'usine d'acide (il y a un minimum et un maximum de soufre qui peut être traité), du parc à résidus (maxima en termes de certains éléments chimiques), de la capacité de l'allée des convertisseurs à traiter le cuivre (un maximum de cuivre qui peut être coulé chaque jour), les normes de CCR (il y a des maxima et, dans certains cas, des minima pour les éléments chimiques), la capacité de refroidissement de la scorie (donc un minimum de cuivre). Le but est donc, à partir de plusieurs sources d'alimentation différentes, d'obtenir l'alimentation la plus stable possible. Comme pour toutes les fonderies de cuivre (et la majorité des usines), les variations ne sont pas souhaitées. Plus le mélange d'alimentation est stable, sur la plus longue période possible, plus il est possible d'optimiser l'opération tout en respectant nos nombreuses contraintes.

Pour l'arsenic en particulier, nous devons respecter le minimum et le maximum de CCR. Nous devons également respecter notre maximum de capacité de traitement au niveau de l'usine de traitement de l'acide faible. La façon efficace, encore ici, est de viser une alimentation aussi stable que possible. Les concentrés ayant des concentrations élevées en arsenic ne sont donc pas alimentés tels quels, ils seront mélangés.

Comme présenté dans le plan d'action pour la réduction des émissions atmosphériques (2019), l'utilisation de concentrés complexes est nécessaire à la viabilité de la Fonderie Horne et à la poursuite de ses opérations, pour les raisons suivantes :

- Le procédé de fonderie et d'affinage permet de séparer et valoriser les métaux précieux comme l'or, l'argent, le platine et le palladium, pouvant être présents dans les concentrés complexes. Sans cette source de revenus non négligeable, le plan d'affaires de la Fonderie Horne n'atteindrait pas la rentabilité économique,
- La présence d'un minimum d'arsenic dans les anodes de cuivre est nécessaire pour le procédé d'affinage. En effet, la présence d'impuretés dans les anodes de cuivre (autres que l'arsenic) affecte l'efficacité du procédé.
- La part maximale pouvant provenir des matériaux recyclés dans le procédé est limitée, en raison de la présence de carbone dans ces matériaux.

3. Influence du vent

Une modélisation de la dispersion atmosphérique pour l'année 2020 a été réalisée par BBA en 2021 et mise à jour en 2022 suite aux commentaires du MELCC¹. Au total, 106 sources d'émissions ont été intégrées dans la modélisation répartie en 51 sources ponctuelles (cheminées et événements) et 55 sources extérieures (routage, piles d'entreposage et manutention de matériel en vrac).

Un des objectifs de la modélisation était de déterminer pour l'année 2020, la contribution relative de chacune des sources considérées au niveau de la station d'échantillonnage de la qualité de l'air ambiant ALTSP1. La distribution de l'impact de l'arsenic à la station ALTSP1 est présentée ci-dessous.

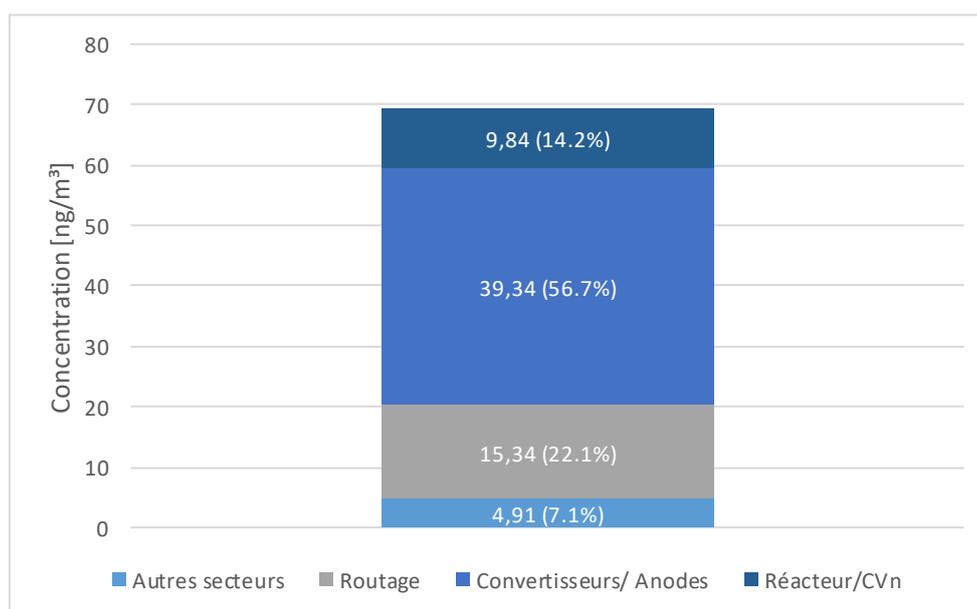


Figure 2: Distribution de l'impact des secteurs sur la mesure en arsenic à la station ALTSP1

Selon la modélisation, plus de 70% de l'arsenic mesuré provient des secteurs de la pyrométallurgie soit Convertisseurs/Anodes et Réacteur/CVN.

Les secteurs contribuant principalement aux émissions d'arsenic, Convertisseurs/Anodes et Réacteur/CVN, se situent dans l'axe des vents dominants (Nord-Nord-Ouest) comme présentés sur l'image ci-dessous.

¹ BBA, 2022. Impact des travaux du second plan d'action afin de réduire les émissions d'arsenic, Rouyn-Noranda, QC. Rapport technique - Modélisation de la dispersion atmosphérique - métaux et poussières.

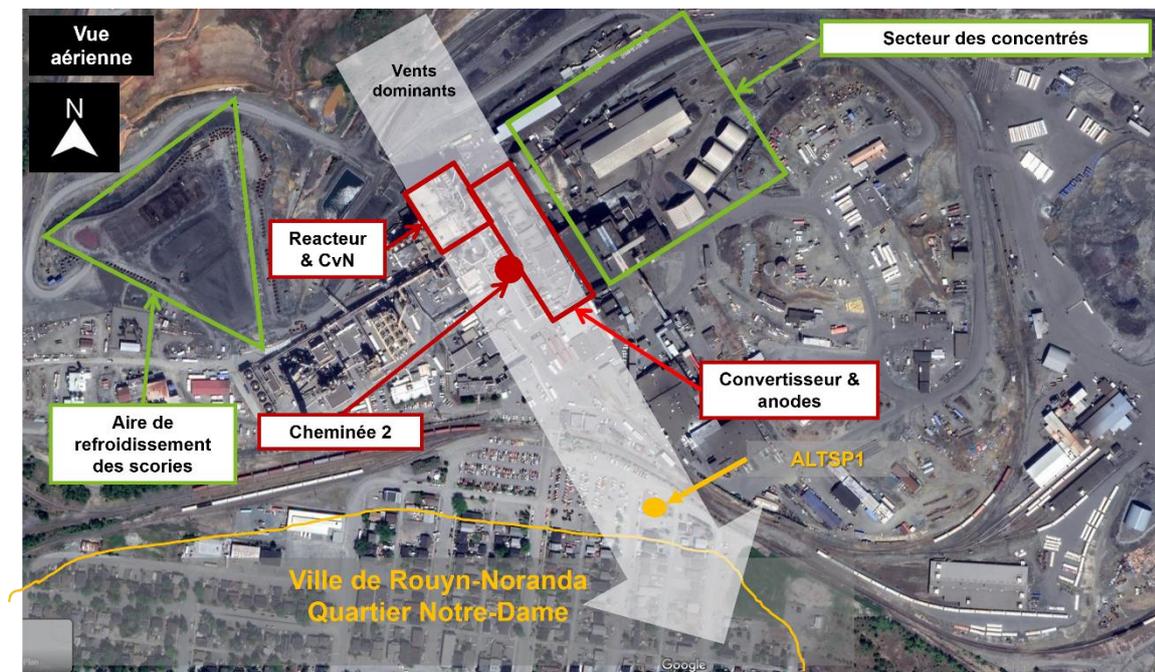


Figure 3: Vue aérienne du site de la fonderie Horne

Par conséquent, il est supposé que la contribution prédominante de ces secteurs est influencée plus ou moins fortement par les vents qui soufflent les émissions vers le quartier et donc la station légale ALTSP1.

Afin de valider cette hypothèse, les concentrations journalières mesurées à ALTSP1 pour l'année 2020 sont présentées dans le graphique suivant en relation au nombre d'heures par jour que les vents soufflent dans l'axe des vents dominants.

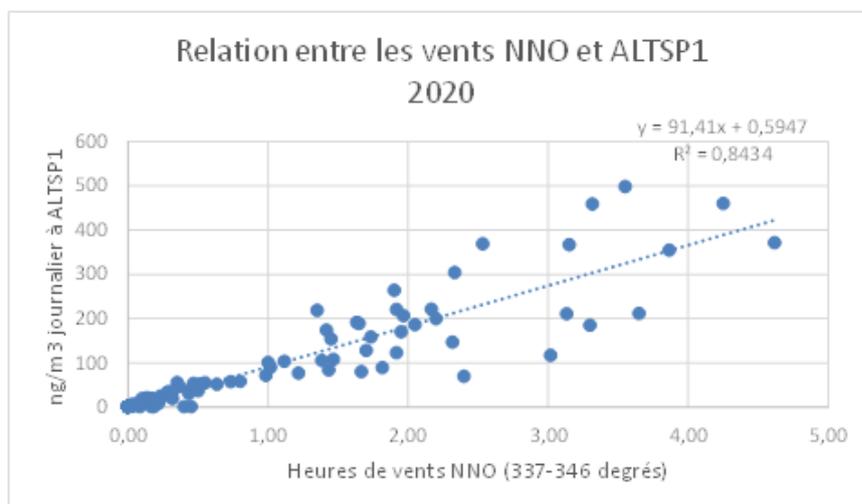


Figure 4: Relation entre le nombre d'heures de vent NNO et la concentration d'arsenic à la station ALTSP1

Le graphique présente une courbe de tendance avec un R^2 de 0.84, ce qui indique que 84% des variations de la mesure de concentration d'arsenic à la station ALTSP1 sont expliqués par le nombre d'heures que les vents proviennent du NNO.

Il est donc possible d'estimer approximativement la concentration à la station légale ALTSP1 en fonction du nombre d'heures de vents NNO au cours d'une journée. Par contre, cet outil ne permet pas de moduler les opérations en fonction des vents puisque qu'il n'est pas possible d'arrêter les opérations des Convertisseurs/Anodes et Réacteur/CVN.

Cette relation a été validée de nouveau dans la section 4 pour la plage janvier 2018 à juin 2021 à l'étude et en combinaison avec les autres paramètres étudiés.

4. **Données et analyse**

4.1 **Échantillonnage à la station légale ALTSP1**

L'échantillonnage à la station légale se fait tous les trois jours à l'aide d'un échantillonneur haut volume. La station, le personnel qui effectue les manipulations ainsi que le laboratoire (#392) où sont acheminés les échantillons prélevés sont accrédités au Domaine 1500 ainsi que pour l'analyse des métaux et poussière.

Les données de concentration d'arsenic en ng/m^3 de janvier 2018 à juin 2021 ont été colligées. Des moyennes mensuelles arithmétiques ont aussi été calculées.

4.2 **Arsenic dans les intrants**

L'alimentation de la fonderie n'étant pas disponible par vaisseau, c'est donc l'alimentation totale d'arsenic qui a été utilisée. L'ensemble des intrants, soit les concentrés et les sous-produits métallurgiques traités par la fonderie ainsi que toutes les recirculations internes ont été considérés afin d'inclure toutes les sources possibles d'arsenic.

Les données d'intrants horaires du procédé ne sont pas précises. C'est lors du bilan mensuel qui intègre les analyses des intrants que les données d'alimentation mensuelles sont réalisées. Les données rapportées mensuellement ont donc été utilisées. Les rapports d'alimentation mensuels ont été fournis par le département commercial de la Fonderie Horne. La quantité d'arsenic alimenté a été calculée de la manière suivante :

$$As_{\text{mensuel } y} = \sum_{i=1}^n [As]_i * Q_i * \frac{1}{100}$$

Où

$As_{\text{mensuel } y}$ est la quantité totale en tonnes d'arsenic alimenté pour un mois « y »

$[As]_i$ est le contenu en arsenic en pour cent (%) d'un intrant (externe ou interne)

Q_i est la quantité en tonnes alimentées dans un mois « y » pour un intrant interne ou externe « i »

Par la suite, une concentration moyenne d'arsenic dans l'alimentation a été calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$[As]_{mensuel\ y} = \frac{As_{mensuel\ y}}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

Où

$[As]_{mensuel\ y}$ est la concentration moyenne d'arsenic alimenté pour un mois « y »

$As_{mensuel\ y}$ est la quantité totale en tonnes d'arsenic alimenté pour un mois « y »

Q_i est la quantité totale alimentée pour un intrant « i » en tonnes dans un mois « y »

Afin de réaliser l'exercice non seulement sur une base mensuelle mais aussi sur une base journalière, un exercice de traçabilité a été fait.

L'arsenic dans l'alimentation journalière n'est pas une donnée qui est calculée ni mesurée. De plus, les données conservées pour l'alimentation journalière ne permettent pas de retrouver ces valeurs historiques puisqu'elles font référence à un lieu et non un matériel précis. De plus, la nature de nos mélanges (préparation des matériaux) fait que les matériaux perdent leur identité avant leur alimentation.

Le contrôle du procédé est entièrement basé sur un retour d'information (feedback) à partir de l'analyse de la matte du réacteur, l'information sur la teneur exacte de l'alimentation n'est donc pas utilisée. Il suffit de savoir dans quelles piles de matériaux se trouve chaque élément pour ajuster le procédé selon l'analyse de la matte.

Puisque le contrôle est basé sur la matte, la valeur de la matte est le meilleur point de départ pour évaluer l'arsenic entré dans le réacteur. À partir de la teneur de la matte, du tonnage de matte coulé et de la récupération moyenne de l'arsenic dans le réacteur, il est possible d'évaluer l'alimentation du réacteur pour une journée et la rapporter à l'alimentation totale.

$$[As]_{journalier\ y} = \frac{TAS_{journalier\ y}}{\%récupération}$$

Où

$[As]_{journalier\ y}$ est la concentration moyenne d'arsenic alimenté pour un jour « y »

$TAS_{journalier\ y}$ est la teneur d'arsenic dans la matte pour un jour « y »

$\%récupération$ est la récupération moyenne de l'arsenic dans le réacteur (8.75%)

Pour calculer le tonnage d'arsenic alimenté, il suffit de multiplier la teneur d'arsenic dans la matte par le tonnage de matte produit dans la journée.

Afin de valider cette hypothèse, le tonnage d'arsenic alimenté mensuellement fourni par le commercial a été comparé au résultat du calcul à partir de la matte. Le résultat est illustré dans le graphique ci-bas :

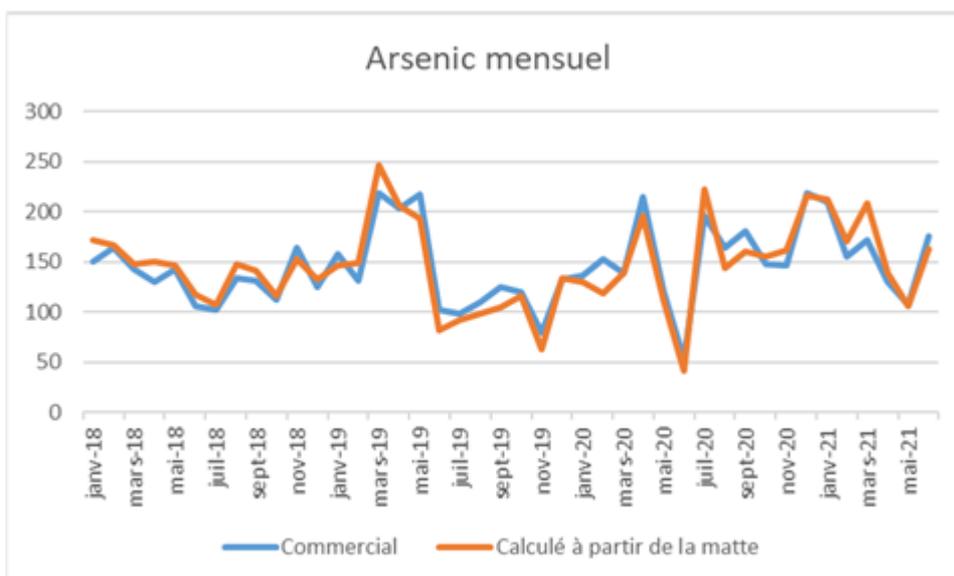


Figure 5 : Corrélation entre le tonnage d'arsenic mesurée dans les intrants à la source (bilan mensuel) et calculée à partir de la matre

Un bémol cependant, les données d'opération correspondent à des journées de 6h30 à 6h30 le matin, alors que les journées d'échantillonnage de la station légale sont de minuit à minuit. Ceci pourrait apporter quelques imprécisions.

La justesse des valeurs obtenues entre les valeurs du commercial et celles calculées à partir de la matre permettent d'utiliser ces dernières pour réaliser une évaluation journalière de l'incidence de la concentration des intrants sur la mesure d'arsenic à la station légale. De plus, l'utilisation des données journalières permet d'inclure d'autres paramètres, soit la direction et la vitesse des vents. Pour cette dernière, deux vitesses ont été utilisées : la moyenne pour la journée, et la moyenne avec des vents de 337-346 degrés (angle des vents dominants). Dans ce second cas, évidemment, le résultat est non disponible pour les journées où il y a eu aucun vent de cette direction. De même, les concentrations dans l'alimentation ne peuvent pas être calculées pour les journées où il n'y a pas eu d'alimentation. Ces résultats (#DIV/0!) ont dû être enlevés de la banque de données afin d'établir les statistiques.

La section suivante présente les données mensuelles pour la période de janvier 2018 à juin 2021. Les données journalières sont présentées à l'annexe 1.

4.3 Données mensuelles

Mois	Tonnes de matières introduites au procédé	Tonnes As alimentées	ALTSP1 (ng/m ³)	Concentration moyenne
janv-18	97 314	151	91	0,16%
févr-18	93 775	165	38	0,18%
mars-18	101 623	144	261	0,14%
avr-18	94 187	130	146	0,14%
mai-18	103 322	143	137	0,14%
juin-18	64 148	107	76	0,17%
juil-18	88 097	103	38	0,12%
août-18	84 232	134	52	0,16%
sept-18	95 394	132	78	0,14%
oct-18	65 831 ¹	113 ¹	39 ¹	0,17% ¹
nov-18	63 511 ¹	164 ¹	167 ¹	0,26% ¹
déc-18	104 019	125	66	0,12%
janv-19	97 380	158	252	0,16%
févr-19	86 728	132	108	0,15%
mars-19	83 751	219	286	0,26%
avr-19	99 473	203	227	0,20%
mai-19	97 557	218	297	0,22%
juin-19	87 592	103	84	0,12%
juil-19	95 845	99	123	0,10%
août-19	92 748	109	42	0,12%
sept-19	89 290	125	29	0,14%
oct-19	94 592	120	89	0,13%
nov-19	81 618	80	15	0,10%
déc-19	94 574	133	28	0,14%
janv-20	101 850	137	50	0,13%
févr-20	90 980	153	34	0,17%
mars-20	96 956	139	31	0,14%
avr-20	88 505	215	98	0,24%
mai-20	84 967	121	97	0,14%
juin-20	18 979 ¹	53 ¹	19 ¹	0,28% ¹
juil-20	98 289	196	100	0,20%
août-20	104 030	164	105	0,16%
sept-20	96 888	181	55	0,19%
oct-20	92 425	148	52	0,16%
nov-20	93 758	147	104	0,16%
déc-20	101 206	219	91	0,22%
janv-21	107 932	211	185	0,20%
févr-21	100 974	155	131	0,15%
mars-21	98 903	172	162	0,17%
avr-21	94 103	130	197	0,14%
mai-21	103 552	108	46	0,10%
juin-21	86 639	176	89	0,20%
Moyenne	90 894	146	107,4	0,16%
Écart-type	15 178	39,2	75,1	0,04%

¹: Les mois d'octobre et novembre 2018 ainsi que juin 2020 ont été exclus des calculs puisque des arrêts généraux avaient lieu. Les données sont toutefois présentées.

4.4 Analyse mensuelle

Afin de déterminer si une relation significative entre la concentration en arsenic des concentrés alimentés au réacteur et la concentration en arsenic mesurée dans l'air ambiant à la station légale ALTSP1 existe, deux graphiques ont été réalisés :

- les concentrations moyennes mensuelles à la station ALTSP1 en relation avec le tonnage total mensuel alimenté d'arsenic;
- les concentrations moyennes mensuelles à la station ALTSP1 en relation avec le pourcentage mensuel de teneur en arsenic de l'alimentation au procédé.

Par souci de validité des résultats, 3 mois ont été exclus du calcul du coefficient de corrélation, soient les mois d'octobre et novembre 2018 et juin 2020, correspondant aux mois d'arrêt généraux de la fonderie. Ces mois sont cependant représentés en orange sur le graphique. Leur influence sur le résultat final est négligeable.

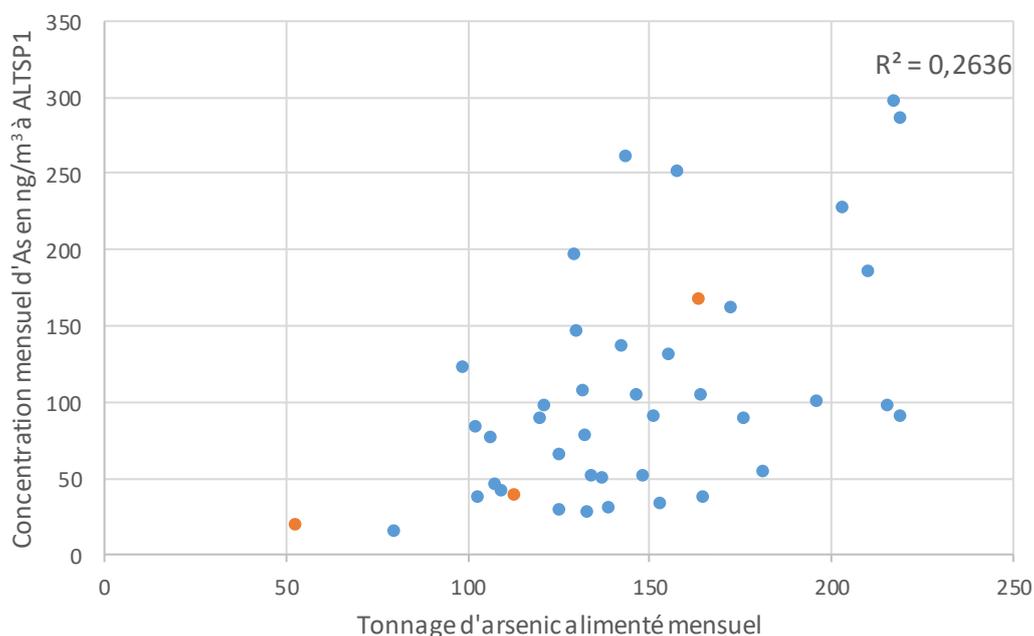


Figure 6: Relation entre le tonnage d'arsenic alimenté à la fonderie et la concentration d'arsenic à la station ALTSP1 pour janvier 2018 à juin 2021

L'alimentation moyenne mensuelle d'arsenic pour la période de janvier 2018 à juin 2021 est de 146 tonnes avec un écart-type de 39,2 tonnes.

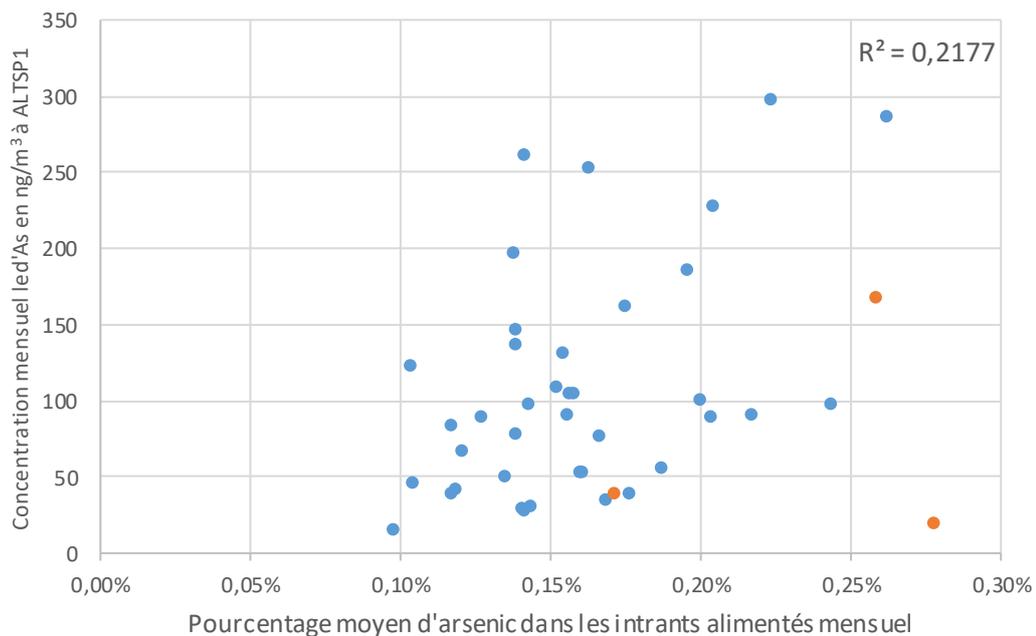


Figure 7: Relation entre le pourcentage d'arsenic dans les intrants alimentés à la fonderie et la concentration mensuelle d'arsenic à la station ALTSP1 pour janvier 2018 à juin 2021

La concentration moyenne mensuelle d'arsenic pour la période de janvier 2018 à juin 2021 est de 0,16% avec un écart-type de 0,04%.

Les deux graphiques présentent respectivement un R^2 de 0.26 et 0.21, ce qui indique que moins de 27% des variations de la mesure de concentration d'arsenic à la station ALTSP1 pourraient être expliquées par le tonnage d'arsenic alimenté ou le pourcentage d'arsenic contenu dans les intrants. Cette relation n'est pas significative.

Toutefois la présence d'arsenic dans l'alimentation explique la présence d'arsenic dans l'air ambiant. Cette absence de relation significative indique qu'une gestion différente de l'alimentation n'aurait pas d'impact significatif sur la concentration mesurée à la station ALTSP1.

4.5 Analyse journalière

Les relations simples pour chacun des paramètres ont été calculées sur Excel afin d'identifier si une relation existe entre chaque paramètre et la concentration d'arsenic mesurée à la station ALTSP1. Minitab a aussi été utilisé pour les analyses statistiques. L'ensemble des régressions est présenté à l'annexe 2. Le tableau suivant présente les résultats:

Tableau 1 : Résultats de régressions simples pour déterminer l'existence de relation entre les paramètres et la mesure d'arsenic à la station ALTSP1

Paramètres	R²	Conclusion
Tonnes d'arsenic dans alimentation journalière	0,0174	Non significatif
Concentration (en %) d'arsenic dans l'alimentation journalière	0,0104	Non significatif
Nombre d'heures de vent 337-346 degrés	0,6857	Significatif
Vitesse moyenne journalière des vents lorsque 337-346 degrés	0,0608	Non significatif
Vitesse moyenne journalière des vents	0,0106	Non significatif

La seule relation simple valide est celle avec le nombre d'heures de vents 337-346 degrés, avec un R² de 0.68, toutes les autres étant inférieures à 0,1. Pour la direction des vents, Minitab confirme un Pvalue de 0,000 ce qui confirme que la relation est significative et reproductible.

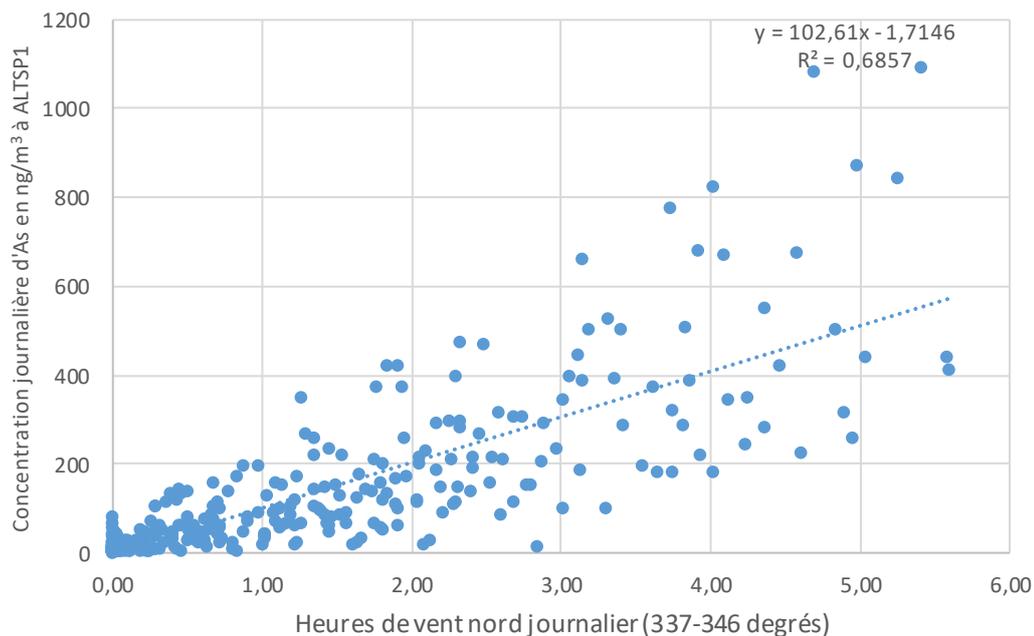


Figure 8 : Relation entre le nombre d'heures de vent nord journalier (337-346 degrés) et la concentration journalière d'arsenic à la station ALTSP1 pour janvier 2018 à juin 2021

Regression Equation					
As à ALTSP1 ng/m3 = -1,71 + 102,61 Heures vent 337-346 degrés					
Coefficients					
Term	Coef	SE Coef	T-Value	P-Value	VIF
Constant	-1,71	5,77	-0,30	0,767	
Heures vent 337-346 degrés	102,61	3,43	29,91	0,000	1,00
Model Summary					
S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)		
92,6734	68,57%	68,49%	67,72%		

Plusieurs scénarios ont été essayés sur Minitab afin de combiner les différents paramètres avec celui du nombre d'heures de vent de 337-346 degrés. Le tableau suivant présente les différentes conditions étudiées ainsi que le R² résultant.

Tableau 2 : Résultats de régressions à plusieurs paramètres pour déterminer l'existence de relation entre ceux-ci et la mesure d'arsenic à la station ALTSP1

Condition	R ²	Variation par rapport au cas de base
Heures de vents 337-346 degrés	0,685	
Heures de vents 337-346 degrés + Vitesse des vents 337-346 degrés	0,645	diminution
Heures de vents 337-346 degrés + Vitesse des vents moyenne journalière	0,684	diminution
Heures de vents 337-346 degrés + Tonnes As alimentées	0,689	augmentation
Heures de vents 337-346 degrés + ppm As alimentées	0,704	augmentation
Heures de vents 337-346 degrés + ppm As alimenté + vitesse vents 337-346 degrés	0,670	diminution

Seuls deux scénarios ont permis d'augmenter le R², soit ceux des tonnes d'arsenic alimentées et de la concentration d'arsenic alimenté. Toutefois, l'amélioration du R² reste marginale, de 0,685 à 0,689 et 0,704 respectivement, soit une amélioration de 0,58% et 2,77%.

Ces exercices sur les données journalières permettent de conclure que le tonnage d'arsenic alimenté, la concentration d'arsenic alimenté ainsi que la vitesse des vents n'ont pas un impact significatif sur la concentration d'arsenic mesurée à la station ALTSP1. Le nombre d'heures de vents de 337-346 degrés présente une relation significative comme présenté à la section 3.

5. **Conclusion**

L'objectif de la présente étude était de déterminer s'il existe une relation entre les intrants du procédé et la concentration d'arsenic dans l'air ambiant à la station ALTSP1. Les données de janvier 2018 à juin 2021 ont été colligées afin de déterminer ceci. L'exercice a été réalisé sur une base mensuelle ainsi que sur une base journalière. La relation d'autres paramètres, soit le nombre d'heures de vent NNO, la vitesse des vents NNO et la vitesse des vents journaliers, sur la concentration d'arsenic à la station ALTSP1 a aussi été évaluée.

Les valeurs mensuelles d'alimentation, autant en tonnes qu'en pourcentage, ont été comparées aux valeurs mensuelles mesurées à la station ALTSP1. Aucune relation significative n'a été observée, moins de 27% des variations de la mesure de concentration d'arsenic à la station ALTSP1 pourraient être expliquées par le tonnage d'arsenic alimenté ou le pourcentage d'arsenic contenu dans les intrants.

L'alimentation journalière d'arsenic en tonne et en pourcentage, la vitesse des vents NNO ainsi que la vitesse moyenne journalière des vents n'ont pas présenté de relation significative avec la concentration d'arsenic à la station ALTSP1 (R^2 inférieur à 0,1). Le nombre d'heures de vent du NNO a, pour sa part, présenté une relation significative avec un R^2 de 0,685. L'ajout du paramètre du pourcentage d'arsenic dans l'alimentation augmentait marginalement le R^2 à 0,704.

Bien qu'aucune relation significative n'ait été identifiée, la présence d'arsenic dans l'alimentation explique la présence d'arsenic dans l'air ambiant. En effet, la fonderie Home reçoit une grande variabilité d'intrants, dont des concentrés contenant plus ou moins d'arsenic, toutefois l'alimentation se doit d'être le plus stable possible. Ceci est nécessaire afin d'obtenir un contenu en cuivre suffisant pour atteindre les objectifs de production, respecter les limites d'éléments mineurs et optimiser la gestion des inventaires sur le site. Ceci résulte en une concentration moyenne mensuelle d'alimentation d'arsenic pour la période de janvier 2018 à juin 2021 de 0,16%.

Cette absence de relation significative entre l'alimentation en arsenic et la concentration d'arsenic à ALTSP1 indique qu'une gestion différente de l'alimentation n'aurait pas d'impact significatif sur la concentration mesurée à la station ALTSP1. La variabilité de la concentration d'arsenic à la station ALTSP1 n'est pas expliquée par la concentration ou le tonnage d'arsenic dans les intrants mais très majoritairement par le nombre d'heures de vent du NNO (337-346 degrés).

Annexe 1

Données journalières

Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heures vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2018-01-02	7,0	0,22%	0,40	11,6	14,8	33
2018-01-05	2,8	0,20%	2,58	25,2	18,6	313
2018-01-08	6,5	0,19%	0,00		12,6	6
2018-01-11	4,0	0,26%	0,72	18,3	12,7	62
2018-01-14	3,5	0,17%	0,00		7,7	3
2018-01-17	8,0	0,28%	0,00		9,0	4
2018-01-20	5,9	0,19%	2,27	12,7	14,8	210
2018-01-23	5,9	0,21%	2,17	23,3	16,9	186
2018-01-26	7,1	0,22%	0,00		14,6	1
2018-01-29	3,1	0,10%	0,98	7,4	11,8	
2018-02-01	3,5	0,19%	1,57	15,7	13,2	90
2018-02-04	4,9	0,16%	0,68	9,8	9,8	102
2018-02-07	3,8	0,12%	0,00		8,5	1
2018-02-10	5,8	0,18%	0,02	7,0	12,5	1
2018-02-13	5,3	0,17%	0,00		11,9	1
2018-02-16	8,5	0,28%	2,22	11,7	11,5	89
2018-02-19	6,2	0,23%	0,33	20,3	14,1	51
2018-02-22	0,3	0,35%	0,02	7,0	10,1	1
2018-02-25	8,9	0,28%	0,00		16,9	2
2018-02-28	6,3	0,20%	0,28	8,5	12,3	37
2018-03-03	9,6	0,30%	4,12	13,8	14,5	343
2018-03-06	9,3	0,28%	0,58	7,9	9,1	20
2018-03-09	3,1	0,12%	4,90	14,4	14,4	313
2018-03-12	3,3	0,12%	0,27	9,1	14,9	68
2018-03-15	2,9	0,12%	4,47	18,7	19,1	419
2018-03-18	4,9	0,17%	3,18	13,8	12,1	499
2018-03-21	2,8	0,11%	1,53	13,0	15,6	221
2018-03-24	2,5	0,09%	3,02	17,7	12,6	345
2018-03-27	7,5	0,25%	0,00		12,7	7
2018-03-30	4,6	0,17%	3,62	13,8	13,9	371
2018-04-02	6,8	0,22%	0,38	16,1	17,0	39
2018-04-05	8,1	0,33%	0,68	15,7	12,4	51
2018-04-08	8,0	0,31%	2,88	11,0	8,8	290
2018-04-11	6,8	0,23%	0,02	30,0	10,1	6
2018-04-14	6,9	0,29%	0,45	14,7	16,7	140
2018-04-17	2,1	0,08%	2,42	14,8	20,1	214

Date ALTSP1	Tonnes As alimentatio n alim. calculé	% As alimentatio n	Heure s vent 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) journé e totale	As à ALTSP1 ng/m3
2018-04-20	3,9	0,13%	4,95	14,6	11,4	255
2018-04-23	3,8	0,13%	0,00		11,3	10
2018-04-26	1,4	0,10%	2,80	8,7	15,3	153
2018-04-29	3,0	0,10%	2,68	12,6	9,7	304
2018-05-02	8,6	0,25%	1,17	12,8	9,5	65
2018-05-05	2,1	0,08%	1,42	15,6	11,4	145
2018-05-08	4,1	0,13%	0,28	14,9	14,7	105
2018-05-11	4,9	0,16%	1,92	13,7	13,5	60
2018-05-14	3,5	0,12%	0,10	12,0	13,9	24
2018-05-17	5,0	0,17%	2,03	13,1	12,2	119
2018-05-20	7,8	0,27%	2,25	17,5	13,3	295
2018-05-23	5,2	0,18%	3,40	13,8	13,8	502
2018-05-26	6,0	0,20%	0,07	7,3	12,2	14
2018-05-29	2,6	0,09%	0,70	7,7	11,7	43
2018-06-01	5,2	0,17%	3,07	17,9	15,0	395
2018-06-04	3,1	0,13%	0,08	9,2	11,9	8
2018-06-07	2,9	0,12%	1,45	14,0	11,8	44
2018-06-10	7,2	0,31%	0,47	9,4	9,8	62
2018-06-13	1,9		0,28	15,1	13,0	9
2018-06-16	0,0		0,02	4,0	8,9	4
2018-06-19	0,9	0,10%	2,08	7,9	10,4	17
2018-06-22	3,9	0,21%	0,02	2,0	11,4	7
2018-06-25	7,3	0,26%	1,82	10,5	9,0	197
2018-06-28	9,8	0,33%	0,03	14,0	8,0	12
2018-07-01	1,4	0,13%	0,08	28,6	20,8	
2018-07-04	3,6	0,14%	0,00		29,1	8
2018-07-07	3,8	0,15%	0,00		25,3	6
2018-07-10	1,6	0,11%	4,37	29,8	22,9	281
2018-07-13	4,8	0,16%	0,00		21,5	2
2018-07-16	4,6	0,19%	0,00		25,3	18,3
2018-07-19	3,7	0,14%	0,00		20,5	5,8
2018-07-22	2,1	0,07%	0,03	25,0	17,3	41,4
2018-07-25	4,3	0,16%	0,12	23,9	20,6	3,3
2018-07-28	5,2	0,18%	0,43	26,8	23,6	8,5
2018-07-31	3,5	0,22%	0,02	22,0	17,9	4
2018-08-03	2,0	0,17%	0,47	24,1	21,1	2

Date ALTSP1	Tonnes As alimentatio n alim. calculé	% As alimentatio n	Heure s vent 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) journé e totale	As à ALTSP1 ng/m3
2018-08-06	4,3	0,18%	0,17	26,9	19,1	14
2018-08-09	4,3	0,19%	2,28	29,7	24,7	107
2018-08-12	2,8	0,11%	0,02	23,0	20,1	2
2018-08-15	4,0	0,14%	1,83	30,9	20,2	130
2018-08-18	7,6	0,34%	0,90	26,4	17,2	68
2018-08-21	5,5	0,18%	0,57	28,2	25,6	28
2018-08-24	6,0	0,31%	0,15	24,9	20,8	11
2018-08-27	4,6	0,16%	0,00		21,8	2
2018-08-30	4,1	0,19%	1,10	24,6	19,7	155
2018-09-02	5,0	0,17%	0,00		22,5	1
2018-09-05	0,0	0,00%	0,68	33,5	26,0	74
2018-09-08	8,1	0,24%	2,55	27,3	18,7	212
2018-09-11	5,5	0,23%	0,00		19,4	1
2018-09-14	7,0	0,22%	0,00		18,1	1
2018-09-17	2,6	0,23%	0,83	34,6	22,0	169
2018-09-20	1,3	0,11%	0,00		27,8	13
2018-09-23	3,9	0,14%	2,45	28,0	21,7	265
2018-09-26	6,8	0,23%	0,25	29,2	23,6	5
2018-09-29	5,6	0,17%	0,60	27,4	20,9	33
2018-10-02	4,1	0,18%	0,27	21,3	25,1	11
2018-10-05	5,3	0,17%	0,78	25,4	16,6	137
2018-10-08	1,4	0,19%	0,00		18,9	4
2018-10-11	8,6	0,31%	0,00		27,9	1
2018-10-14	6,2	0,22%	0,00		23,4	1
2018-10-17	8,4	0,27%	0,88	35,0	27,7	44
2018-10-20	6,6	0,22%	1,02	37,3	29,5	43
2018-10-23	0,1	0,00%	1,62	35,0	25,3	18
2018-10-26	0,0		2,03	26,5	16,8	115
2018-10-29	0,0		2,85	27,9	22,1	14
2018-11-01	0,0		0,80	25,3	22,7	9
2018-11-04	0,0		0,00		21,6	
2018-11-07	0,0		0,07	26,0	24,5	1
2018-11-10	2,0	0,10%	1,22	36,9	29,1	17
2018-11-13	5,8	0,25%	0,90	30,3	26,3	81
2018-11-16	8,4	0,28%	0,00		26,6	6
2018-11-19	8,5	0,31%	3,37	26,3	23,9	389

Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heures vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2018-11-22	7,4	0,28%	1,13	31,8	24,1	153
2018-11-25	8,5	0,31%	0,12	24,3	23,7	5
2018-11-28	6,6	0,28%	5,25	34,8	27,5	844
2018-12-01	7,6	0,26%	0,00		20,6	4
2018-12-04	3,8	0,15%	0,23	14,6	13,2	8
2018-12-07	4,3	0,16%	0,62	14,4	13,4	44
2018-12-10	3,3	0,11%	1,27	12,4	9,4	66
2018-12-13	2,4	0,08%	0,00		11,8	1
2018-12-16	2,1	0,07%	0,00		14,8	5
2018-12-19	2,9	0,11%	0,00		14,1	1
2018-12-22	2,6	0,09%	4,23	19,2	16,5	242
2018-12-25	5,6	0,21%	0,28	11,5	12,4	8
2018-12-28	5,9	0,19%	2,75	18,0	14,4	303
2018-12-31	7,0	0,23%	0,33	17,7	13,3	51
2019-01-03	6,2	0,25%	0,00		11,0	1
2019-01-06	8,4	0,29%	4,98	16,1	14,2	871
2019-01-09	3,8	0,16%	4,37	18,9	18,3	550
2019-01-12	5,4	0,19%	2,30	12,6	10,3	113
2019-01-15	5,9	0,21%	1,75	13,8	14,8	211
2019-01-18	5,5	0,22%	2,10	15,3	14,1	227
2019-01-21	5,7	0,19%	1,90	15,7	14,0	109
2019-01-24	3,0	0,11%	5,58	29,5	25,1	437
2019-01-27	4,5	0,15%	0,02	27,0	23,7	1
2019-01-30	2,0	0,12%	0,02	26,0	26,5	1
2019-02-02	5,7	0,19%	1,35	35,1	22,9	144
2019-02-05	3,7	0,20%	4,10	33,9	21,8	667
2019-02-08	6,9	0,22%	0,02	51,0	31,6	1
2019-02-11	6,3	0,21%	0,05	23,7	20,0	32
2019-02-14	6,6	0,23%	0,13	26,8	19,5	23
2019-02-17	6,3	0,20%	1,08	9,6	10,9	88
2019-02-20	3,6	0,15%	0,00		10,0	1
2019-02-23	6,2	0,20%	0,00		20,0	1
2019-02-26	4,2	0,20%	0,15	16,7	10,4	12
2019-03-01	4,7	0,26%	1,03	10,3	9,4	126,780099
2019-03-04	4,3	0,17%	0,02	8,0	10,1	

Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heure s vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2019-03-07	6,0	0,56%	0,08	15,8	13,2	26
2019-03-10	11,4	0,49%	0,00		15,5	4
2019-03-13	9,3	0,44%	0,00		13,6	1
2019-03-16	9,8	0,39%	1,12	19,2	15,5	100
2019-03-19	12,3	0,46%	0,00		7,7	1
2019-03-22	4,7	0,37%	5,42	27,1	19,0	1091
2019-03-25	7,7	0,25%	1,30	19,9	14,7	268
2019-03-28	6,0	0,20%	1,92	18,7	11,5	418
2019-03-31	4,7	0,17%	4,02	18,5	13,9	823
2019-04-03	4,4	0,19%	0,20	25,6	15,7	22
2019-04-06	5,4	0,18%	1,52	8,4	12,8	84
2019-04-09	4,7	0,21%	0,62	11,4	13,6	73
2019-04-12	6,2	0,23%	0,00		14,2	6
2019-04-15	4,9	0,19%	3,92	21,9	15,5	676
2019-04-18	8,2	0,26%	1,50	14,0	12,3	152
2019-04-21	10,2	0,34%	0,68	9,7	12,3	158
2019-04-24	8,6	0,31%	2,30	12,8	13,2	397
2019-04-27	7,3	0,25%	3,83	30,6	18,9	507
2019-04-30	9,0	0,29%	0,88	11,2	12,0	195
2019-05-03	5,8	0,22%	2,48	11,7	9,4	470
2019-05-06	7,3	0,25%	3,75	11,4	11,3	321
2019-05-09	10,1	0,33%	0,00		15,0	6
2019-05-12	8,5	0,41%	0,00		10,5	39
2019-05-15	6,7	0,20%	2,33	17,5	14,1	279
2019-05-18	8,0	0,24%	1,77	10,4	15,1	369,510235
2019-05-21	6,3	0,21%	3,35	18,1	13,9	
2019-05-24	6,1	0,20%	2,33	14,5	12,8	471,110931
2019-05-27	6,8	0,21%	2,13	11,2		
2019-05-30	4,7	0,15%	1,83	18,5	12,1	419
2019-06-02	2,3	0,08%	1,52	19,1	18,0	125
2019-06-05	3,2	0,10%	1,35	14,1	11,6	103
2019-06-08	5,8	0,18%	0,00		10,1	4
2019-06-11	5,1	0,18%	1,02	21,8	12,3	36
2019-06-14	5,9	0,19%	1,40	12,2	12,0	96
2019-06-17	2,4	0,10%	1,02	8,9	8,0	33

Date ALTSP1	Tonnes As alimentatio n alim. calculé	% As alimentatio n	Heure s vent 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) journé e totale	As à ALTSP1 ng/m3
2019-06-20	2,1	0,07%	1,23	11,5	13,3	170
2019-06-23	0,9	0,06%	1,12	9,9	11,8	61
2019-06-26	1,9	0,07%	0,13	13,5	8,6	7
2019-06-29	1,6	0,05%	2,62	15,7	13,5	207
2019-07-02	1,4	0,04%	1,10	7,8	8,1	71
2019-07-05	2,2	0,08%	0,02	3,0	10,4	8
2019-07-08	3,2	0,11%	0,65	12,1	8,7	70
2019-07-11	1,7	0,07%	1,57	18,5	12,6	66
2019-07-14	4,1	0,13%	2,87	12,3	11,1	205
2019-07-17	2,6	0,10%	1,27	13,8	11,3	348
2019-07-20	2,6	0,10%	0,12	8,0	12,2	14
2019-07-23	4,0	0,14%	3,12	9,2	9,3	442
2019-07-26	2,9	0,17%	0,00		9,2	4
2019-07-29	3,6	0,11%	0,00		10,8	1
2019-08-01	6,9	0,27%	0,18	5,1	10,7	17
2019-08-04	4,5	0,18%	0,38	8,1	7,9	27
2019-08-07	6,1	0,24%	0,15	7,1	11,8	9
2019-08-10	2,1	0,08%	0,42	12,2	11,0	14
2019-08-13	4,6	0,14%	4,02	9,7	8,6	178
2019-08-16	2,8	0,11%	0,00		8,1	1
2019-08-19	1,2	0,04%	0,03	14,5	11,8	5
2019-08-22	3,5	0,12%	3,75	14,2	12,7	182
2019-08-25	3,0	0,10%	0,00		13,3	8
2019-08-28	2,8	0,09%	0,00		10,4	1
2019-08-31	3,7	0,14%	0,22	6,8	10,4	23
2019-09-03	1,1	0,12%	0,00		13,3	4
2019-09-06	4,9	0,15%	0,00		11,6	5
2019-09-09	3,8	0,15%	0,12	5,1	10,5	11
2019-09-12	3,6	0,12%	1,10	7,7	13,1	95
2019-09-15	1,7	0,07%	0,72	10,7	9,2	20
2019-09-18	2,1	0,07%	0,00		7,9	1
2019-09-21	4,2	0,13%	0,00		9,4	10
2019-09-24	5,3	0,18%	2,68	7,6	10,6	112
2019-09-27	2,1	0,11%	0,00		10,1	1,8344379 3
2019-09-30	5,3	0,19%	0,00		12,2	

Date ALTSP1	Tonnes As alimentatio n alim. calculé	% As alimentatio n	Heure s vent 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) journé e totale	As à ALTSP1 ng/m3
2019-10-03	6,6	0,25%	0,72	7,3	10,1	100
2019-10-06	5,0	0,18%	0,02	4,0	11,0	1
2019-10-09	4,7	0,16%	0,00		12,6	1
2019-10-12	3,4	0,13%	0,00		12,2	1
2019-10-15	3,8	0,15%	0,05	5,0	17,7	9
2019-10-18	4,8	0,16%	3,15	17,5	11,7	658
2019-10-21	4,2	0,13%	0,62	6,0	15,0	25
2019-10-24	2,5	0,16%	0,05	18,0	9,8	1,3871426 6
2019-10-27	3,4	0,13%	0,12	4,9	10,8	
2019-10-30	2,6	0,09%	0,00		17,1	3
2019-11-02	2,5	0,10%	0,00		10,4	1
2019-11-05	1,0	0,09%	0,03	19,0	11,0	2
2019-11-08	1,6	0,08%	2,60	13,5	11,3	86
2019-11-11	2,1	0,11%	1,23	5,9	12,6	22
2019-11-14	3,0	0,14%	0,00		12,7	4
2019-11-17	2,0	0,07%	0,00		9,6	1
2019-11-20	2,6	0,12%	0,03	1,0	14,1	7
2019-11-23	2,7	0,08%	0,00		8,3	1
2019-11-26	2,7	0,09%	1,63	12,7	17,5	21
2019-11-29	3,8	0,13%	0,83	7,2	9,6	2
2019-12-02	6,1	0,20%	0,23	5,6	9,1	5
2019-12-05	4,5	0,16%	0,25	14,5	10,8	2
2019-12-08	5,7	0,21%	0,58	19,3	12,4	35
2019-12-11	2,1	0,09%	0,02	6,0	8,5	1
2019-12-14	3,5	0,16%	1,75	14,8	14,4	63
2019-12-17	5,2	0,19%	0,28	6,9	13,6	8
2019-12-20	3,3	0,14%	2,13	10,9	9,0	28
2019-12-23	5,5	0,20%	1,80	19,8	13,1	57
2019-12-26	4,5	0,16%	0,00		14,0	1
2019-12-29	4,5	0,14%	0,50	6,6	17,1	81,4
2020-01-01	7,0	0,25%	0,07	9,0	10,8	2,7
2020-01-04	6,8	0,24%	1,42	7,8	9,7	
2020-01-07	4,7	0,16%	0,02	6,0	14,8	2,5
2020-01-10	3,9	0,13%	0,03	13,0	14,6	3,0
2020-01-13	2,8	0,10%	0,22	2,6	8,7	21,6

Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heure s vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2020-01-16	0,8	0,12%	3,65	15,6	13,2	179,7
2020-01-19	5,2	0,18%	3,13	18,1	13,7	185,1
2020-01-22	6,6	0,23%	0,00		10,5	0,8
2020-01-25	3,8	0,13%	0,00		7,2	3,4
2020-01-28	2,3	0,08%	3,30	5,1	4,0	97,6
2020-01-31	5,2	0,17%	0,00		6,8	0,5
2020-02-03	4,0	0,12%	0,73	14,1	11,1	31,6
2020-02-06	4,0	0,26%	0,18	5,4	13,1	12,0
2020-02-09	6,7	0,23%	0,00		7,9	6,7
2020-02-12	2,4	0,09%	1,12	22,3	13,1	56,6
2020-02-15	6,4	0,19%	0,00		12,5	3,3
2020-02-18	7,2	0,24%	0,22	11,8	13,7	42,6
2020-02-21	2,7	0,08%	0,00		11,4	1,5
2020-02-24	1,6	0,06%	1,82	13,9	13,6	52,5
2020-02-27	0,3	0,05%	3,02	23,6	19,6	99,1
2020-03-01	2,8	0,09%	0,00		11,5	1,0
2020-03-04	1,9	0,07%	1,67	8,9	12,6	32,8
2020-03-07	4,8	0,16%	0,03	3,0	11,2	6,2
2020-03-10	5,1	0,17%	4,62	16,4	13,3	225,4
2020-03-13	2,9	0,10%	0,03	23,0	19,7	3,0
2020-03-16	1,4	0,17%	0,00		12,7	4,6
2020-03-19	4,4	0,20%	0,00		16,8	20,6
2020-03-22	7,2	0,23%	0,32	2,3	9,4	6,7
2020-03-25	6,7	0,26%	0,00		10,4	1,0
2020-03-28	3,8	0,14%	0,02	5,0	13,6	6,8
2020-03-31	6,0	0,28%	0,00		12,2	35,3
2020-04-03	6,0	0,21%	1,43	12,9	11,7	64,7
2020-04-06	6,5	0,23%	2,33	13,1	10,0	293,8
2020-04-09	7,2	0,25%	0,80	11,8	16,0	21,1
2020-04-12	5,5	0,21%	0,17	7,1	16,0	23,1
2020-04-15	4,5	0,19%	2,32	9,2	10,9	145,0
2020-04-18	6,9	0,26%	0,00		14,3	10,8
2020-04-21	6,5	0,36%	1,02	25,7	20,8	41
2020-04-24	5,8	0,22%	0,98	8,4	10,1	193
2020-04-27	9,1	0,32%	0,00		12,3	54
2020-04-30	7,3	0,24%	1,73	15,7	9,5	138

Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heure s vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2020-05-03	2,9	0,10%	2,20	19,6	15,9	144
2020-05-06	3,4	0,14%	1,47	18,8	15,1	79
2020-05-09	5,2	0,19%	1,22	14,3	16,6	59
2020-05-12	3,6	0,13%	1,70	14,7	11,3	144
2020-05-15	1,6	0,06%	1,92	11,5	10,5	99
2020-05-18	2,8	0,11%	0,00		11,7	78
2020-05-21	4,1	0,20%	0,00		10,8	12
2020-05-24	2,9	0,14%	0,00		0,9	5
2020-05-27	3,6	0,19%	0,00			4
2020-05-30	4,0	0,18%	4,25	13,8	12,2	347
2020-06-02	4,5	0,23%	0,00		9,5	3
2020-06-05	4,3	0,19%	0,23	8,1	12,9	14
2020-06-08	0,8	0,04%	0,18	4,2	12,8	48
2020-06-11	0,0		0,02	14,0	16,4	3
2020-06-14	0,0		0,45	4,4	7,6	62
2020-06-17	0,0		0,00		8,7	3
2020-06-20	0,0		0,17	3,9	7,6	10
2020-06-23	0,0		0,18	6,1	11,1	4
2020-06-26	0,0		0,08	11,6	9,3	3
2020-06-29	0,1	0,01%	0,40	6,4	6,8	44
2020-07-02	7,2	0,33%	2,40	9,9	11,0	138,120108
2020-07-05	7,4	0,26%	1,92	6,1	7,2	
2020-07-08	7,4	0,33%	0,03	7,0	8,5	5
2020-07-11	6,4	0,21%	3,15	12,5	11,7	385
2020-07-14	6,5	0,28%	0,55	6,5	8,0	61
2020-07-17	8,5	0,31%	0,00		10,1	13
2020-07-20	11,7	0,42%	0,47	14,5	10,1	131
2020-07-23	6,7	0,22%	1,63	7,6	10,2	124
2020-07-26	8,0	0,27%	0,23	11,6	9,1	14
2020-07-29	9,6	0,32%	0,10	5,5	9,0	24
2020-08-01	8,2	0,28%	1,00	5,6	12,5	19
2020-08-04	6,2	0,20%	2,17	12,0	11,5	288
2020-08-07	4,7	0,18%	0,02	1,0	8,2	1
2020-08-10	4,9	0,17%	0,02	3,0	10,3	2
2020-08-13	3,1	0,10%	0,22	6,8	8,6	45
2020-08-16	7,0	0,22%	0,00		9,6	2

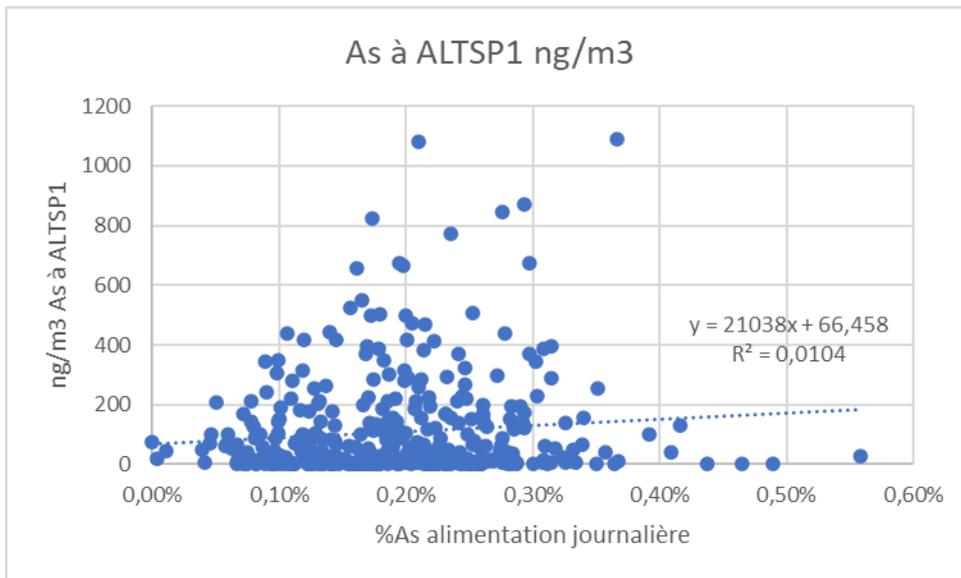
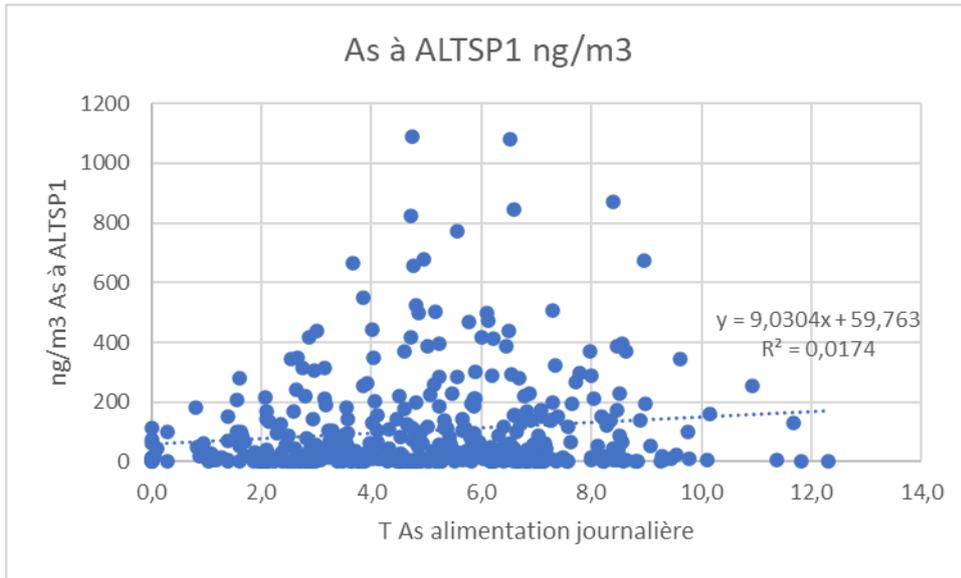
Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heures vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2020-08-19	7,1	0,23%	1,97	9,3	8,2	171
2020-08-22	6,4	0,22%	0,43	12,1	8,9	116
2020-08-25	5,0	0,18%	3,87	16,0	12,6	386
2020-08-28	1,6	0,08%	1,38	5,7	9,5	99
2020-08-31	5,9	0,19%	0,17	6,4	11,0	26
2020-09-03	2,2	0,14%	0,00		13,4	2
2020-09-06	3,8	0,14%	0,02	0,0	13,8	1
2020-09-09	1,1	0,10%	0,50	5,1	7,6	29
2020-09-12	5,2	0,18%	0,00		12,2	2
2020-09-15	6,8	0,21%	0,00		12,8	1
2020-09-18	6,9	0,24%	1,45	12,9	10,3	231
2020-09-21	8,2	0,28%	0,00		9,8	2
2020-09-24	10,9	0,35%	1,95	9,5	8,7	256
2020-09-27	4,5	0,16%	0,03	6,5	10,7	5
2020-09-30	5,4	0,24%	0,13	8,8	10,0	20
2020-10-03	8,5	0,29%	1,65	6,4	9,1	173
2020-10-06	6,2	0,25%	0,00		13,2	2
2020-10-09	4,9	0,22%	0,28	6,6	13,0	50
2020-10-12	7,4	0,24%	0,00		14,7	1
2020-10-15	4,8	0,19%	0,03	8,0	11,3	1
2020-10-18	3,2	0,17%	0,35	4,5	10,6	23
2020-10-21	1,6	0,13%	0,02	2,0	11,2	3
2020-10-24	6,8	0,26%	1,90	22,0	11,6	167
2020-10-27	4,8	0,18%	0,00		11,1	3
2020-10-30	3,3	0,12%	0,28	5,0	16,1	102
2020-11-02	3,7	0,24%	0,52	27,7	13,2	35
2020-11-05	5,1	0,21%	1,35	12,3	9,3	257
2020-11-08	6,7	0,24%	0,00		9,0	2
2020-11-11	3,9	0,15%	0,10	11,3	13,3	18
2020-11-14	9,4	0,37%	0,02	18,0	17,1	11
2020-11-17	4,7	0,17%	0,37	14,1	13,0	114
2020-11-20	4,8	0,19%	0,32	11,2	10,8	58
2020-11-23	4,8	0,16%	3,32	18,4	13,1	526
2020-11-26	1,9	0,16%	0,00		8,5	3
2020-11-29	6,0	0,20%	0,02	6,0	19,9	16
2020-12-02	3,1	0,13%	2,05	32,4	16,7	213

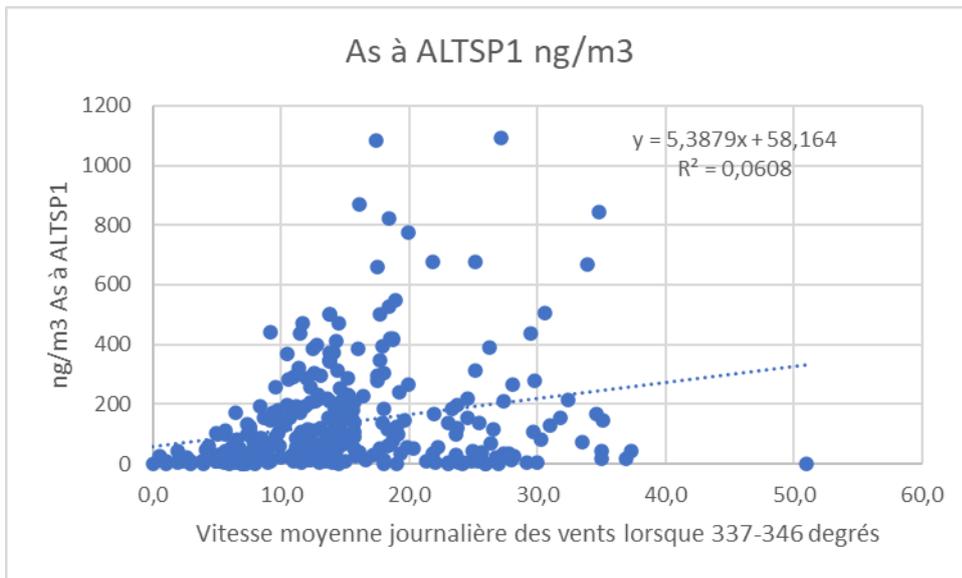
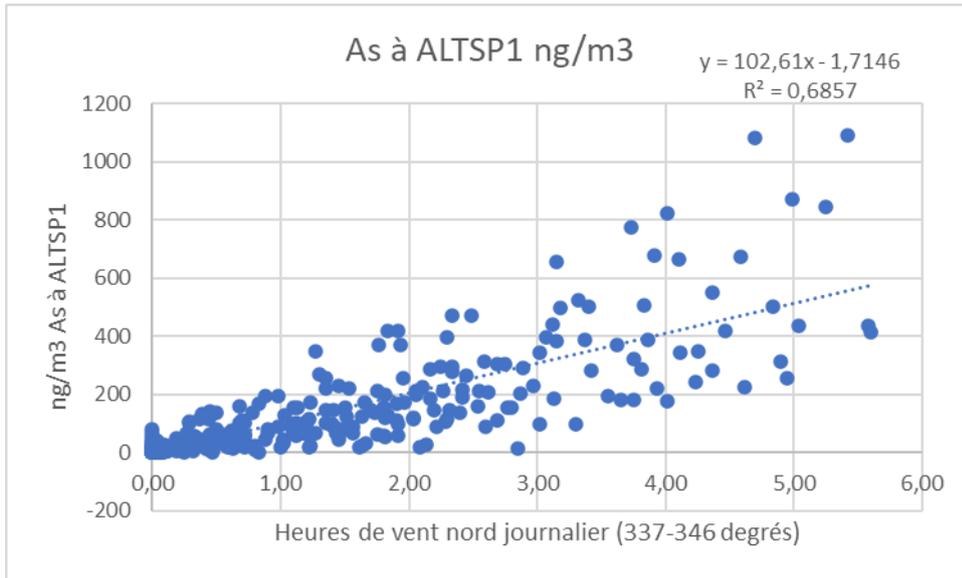
Date ALTSP1	Tonnes As alimentation alim. calculé	% As alimentation	Heure s vent 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) 337-346 degrés	Vitesse des vents (km/h) journée totale	As à ALTSP1 ng/m3
2020-12-05	7,6	0,28%	3,55	11,9	10,9	194
2020-12-08	6,4	0,25%	0,63	5,2	8,7	12
2020-12-11	6,6	0,23%	2,53	14,8	14,9	157
2020-12-14	8,9	0,29%	0,45	23,1	12,8	137
2020-12-17	7,5	0,27%	0,00		8,2	14
2020-12-20	11,8	0,36%	0,00		10,7	3
2020-12-23	7,6	0,25%	0,00		17,1	
2020-12-26	7,5	0,25%	0,08	16,6	12,2	
2020-12-29	8,8	0,29%	0,00		12,2	1
2021-01-01	6,8	0,24%	0,00		7,8	1
2021-01-04	8,2	0,30%	0,00		10,2	0
2021-01-07	6,5	0,28%	5,03	11,5	10,5	438
2021-01-10	8,6	0,29%	0,02	3,0	5,4	5
2021-01-13	7,0	0,23%	0,00		10,2	1
2021-01-16	8,3	0,26%	0,50	17,9	16,1	137
2021-01-19	6,6	0,21%	1,80	13,8	13,1	154
2021-01-22	6,5	0,21%	4,70	17,4	14,2	1082
2021-01-25	5,7	0,19%	0,70	5,7	10,5	113
2021-01-28	7,0	0,23%	0,98	15,0	13,2	88
2021-01-31	5,2	0,18%	0,03	10,0	11,4	20
2021-02-03	6,2	0,22%	5,60	14,3	14,6	412
2021-02-06	7,6	0,26%	0,00		9,7	2
2021-02-09	4,6	0,15%	0,13	5,0	11,1	9
2021-02-12	5,6	0,21%	3,42	10,6	8,7	284
2021-02-15	7,1	0,25%	2,77	10,7	11,5	153
2021-02-18	6,7	0,23%	0,03	0,5	7,4	24
2021-02-21	7,1	0,25%	0,00		11,0	2
2021-02-24	8,5	0,30%	2,97	15,2	12,3	230
2021-02-27	5,8	0,23%	1,13	14,4	17,0	60
2021-03-02	9,3	0,31%	0,00		15,4	6
2021-03-05	4,8	0,17%	2,05	23,8	18,2	197
2021-03-08	7,1	0,23%	0,00		10,7	2
2021-03-11	7,0	0,28%	0,00		18,2	9
2021-03-14	9,0	0,30%	4,58	25,2	16,0	675
2021-03-17	6,2	0,23%	0,02	12,0	13,9	
2021-03-20	5,9	0,26%	0,00		11,1	21

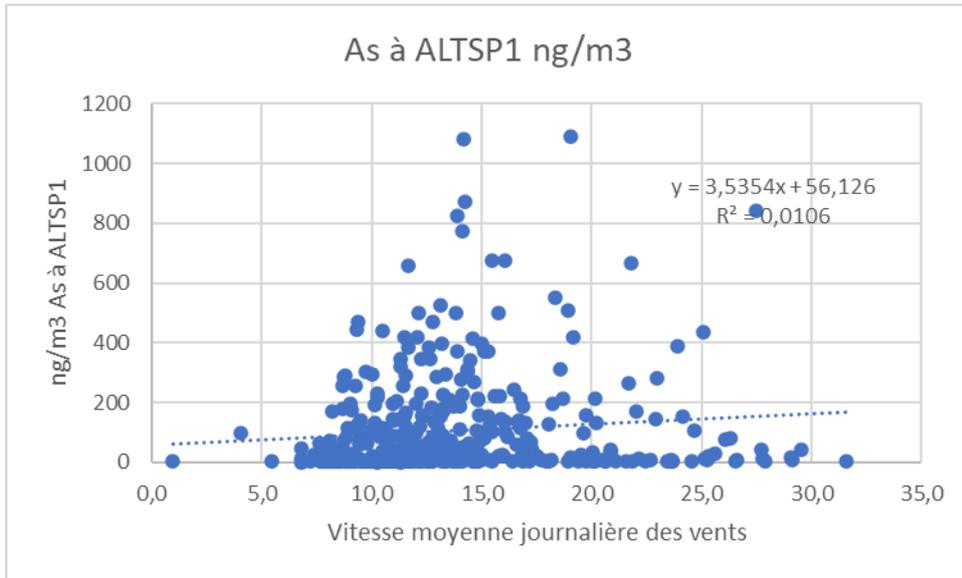
Date ALTSP1	Tonnes As alimentatio n alim. calculé	% As alimentatio n	Heure s vent 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) 337- 346 degré s	Vitess e des vents (km/h) journé e totale	As à ALTSP1 ng/m3
2021-03-23	7,0	0,26%	0,72	6,2	12,0	56
2021-03-26	8,6	0,30%	1,93	14,1	15,3	371
2021-03-29	8,3	0,29%	1,82	23,7	15,3	120
2021-04-01	5,6	0,24%	3,73	19,9	14,1	775
2021-04-04	6,8	0,25%	1,35	13,6	10,2	219
2021-04-07	2,9	0,24%	0,00		10,4	22
2021-04-10	5,4	0,17%	0,52	6,8	13,1	53
2021-04-13	5,0	0,17%	0,00		11,9	11
2021-04-16	5,2	0,17%	3,82	15,2	12,9	285
2021-04-19	4,1	0,15%	0,00		13,6	65
2021-04-22	3,2	0,10%	2,42	15,3	14,0	189
2021-04-25	4,5	0,19%	3,93	24,5	15,8	220
2021-04-28	2,1	0,18%	0,38	7,3	17,0	133
2021-05-01	3,5	0,13%	0,67	11,4	10,4	85
2021-05-04	3,4	0,13%	0,02	2,0	14,2	44
2021-05-07	3,0	0,12%	1,45	8,8	9,4	59
2021-05-10	2,5	0,10%	1,20	8,4	16,2	86
2021-05-13	3,6	0,13%	0,58	13,5	11,3	45
2021-05-16	4,2	0,15%	0,08	5,2	9,2	24
2021-05-19	3,9	0,13%	0,00		10,8	5
2021-05-22	3,0	0,10%	0,40	17,2	12,6	29
2021-05-25	3,2	0,10%	0,05	12,3	14,7	15
2021-05-28	3,3	0,13%	1,42	11,2	8,8	86
2021-05-31	3,9	0,13%	0,58	8,7	10,5	29
2021-06-03	3,6	0,11%	0,00		8,9	4
2021-06-06	3,1	0,15%	0,00		10,4	9
2021-06-09	5,7	0,20%	1,20	11,6	9,4	106
2021-06-12	6,4	0,28%	0,60	5,7	11,4	43
2021-06-15	6,1	0,20%	4,83	17,8	15,7	501
2021-06-18	7,3	0,27%	0,02	11,0	10,8	10
2021-06-21	7,6	0,29%	1,22	18,4	11,5	117
2021-06-24	6,6	0,21%	0,00		8,6	4
2021-06-27	3,9	0,14%	0,22	9,0	6,8	10
2021-06-30	3,7	0,13%	2,57	8,6	11,1	

Annexe 2

Régressions mathématiques









UNE COMPAGNIE GLENCORE

— 101, Avenue Portelance, C.P. 4000
Rouyn-Noranda, Québec
J9X 5B6