

Avis sur l'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda

Novembre 2004

Ministère de l'Environnement
Ministère de la Santé et des Services sociaux
Institut national de santé publique

Québec 

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2004

Envirodoq : ENV/2004/0293
QA/48

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Coordination et rédaction

Pierre Walsh, ministère de l'Environnement du Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement

Ministère de l'Environnement du Québec

Claude Foucault, Direction régionale de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine

Yves Grimard, Direction du suivi de l'état de l'environnement

Richard Leduc, Direction du suivi de l'état de l'environnement

Yvon Couture, Direction du suivi de l'état de l'environnement

Guy Roy, Direction des politiques de l'air

Édith van de Walle, Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Abitibi-Témiscamingue et Nord-du-Québec

Institut national de santé publique du Québec

Albert Nantel

Audrey Smargiassi

Agences de développement de réseaux locaux de services de santé et de services sociaux

Marie Chagnon, Direction de la santé publique Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine

Daniel Gagné, Direction de la santé publique Abitibi-Témiscamingue

Résumé

Référence à citer : Walsh P. et al., 2004. Avis sur l'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° EN/2004/0293, rapport n QA/48, 23p.

Un groupe de travail interministériel, Santé et Environnement, a été formé afin d'évaluer les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant provenant des activités de la Fonderie Horne de Minéraux Noranda inc. à Rouyn-Noranda. Le MENV a en effet observé à ses stations d'échantillonnage de Rouyn-Noranda une augmentation quasi constante des concentrations d'arsenic dans l'air ambiant depuis les dix dernières années, celles-ci atteignant en 2000 une moyenne annuelle de 1 041 ng/m³ comparativement à une moyenne de 164 ng/m³ observée en 1991. À titre de comparaison, les concentrations moyennes observées dans les villes québécoises se situent plutôt aux environs de 1 à 2 ng/m³. Certaines des pratiques mises en place au cours des dernières années à la fonderie ont pu contribuer à une augmentation des émissions atmosphériques d'arsenic. C'est le cas notamment de l'introduction au procédé de matériel recyclé pouvant contenir une plus grande proportion d'arsenic que le minerai d'origine et de l'ajout d'arsenic métallique aux fours à anodes. Étant donné le caractère cancérigène de l'arsenic, le groupe de travail estime qu'il est nécessaire d'adopter une approche préventive visant à réduire le plus possible les niveaux d'exposition de la population. Le groupe de travail propose donc aux autorités d'exiger à Minéraux Noranda de diminuer ses émissions de sorte que la concentration moyenne d'arsenic dans le quartier Notre-Dame soit ramenée sous une valeur moyenne de 10 ng/m³ (0,01 microgramme / m³). De plus, Minéraux Noranda devra s'engager à présenter rapidement au MENV (d'ici deux mois) un plan d'intervention identifiant l'échéancier et les interventions qui devront être réalisées pour atteindre un objectif de 3 ng/m³ dans le quartier Notre-Dame.

Introduction

Le 5 août 2001, le groupe Environnement Vert-Plus de Pointe-à-la-Croix écrivait au ministre de l'Environnement pour lui demander d'effectuer une étude de risques dans le but d'évaluer l'impact des émissions d'arsenic rejetées dans l'air ambiant par la fonderie Gaspé de la compagnie Noranda inc. à Murdochville. En réponse à cette lettre, un groupe de travail interministériel composé de représentants des ministères de l'Environnement (MENV) et de la Santé et des Services sociaux (MSSS) a été formé. Le mandat de ce groupe était de porter un jugement sur les niveaux de risques associés aux concentrations d'arsenic dans les villes minières du cuivre (Murdochville et Rouyn-Noranda) et de déterminer, le cas échéant, les mesures que devraient prendre les responsables industriels.

Le groupe de travail a été constitué à l'automne 2001. Il comprend des membres des Directions régionales du MENV de l'Abitibi-Témiscamingue et de Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, des Directions de santé publique Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et Abitibi-Témiscamingue, de la Direction des politiques du secteur industriel, de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MENV ainsi que de l'Institut national de santé publique du Québec. Le mandat initial du groupe de travail était d'étudier les données disponibles sur la présence d'arsenic dans l'environnement de Rouyn-Noranda et de Murdochville. Le groupe devait aussi se prononcer sur l'importance des concentrations d'arsenic rejetées par les fonderies de ces deux villes et recommander au gouvernement les interventions à préconiser. À la suite de la décision de Minéraux Noranda de cesser définitivement ses activités à la fonderie Gaspé, le présent avis a été recentré essentiellement sur la fonderie Horne de Rouyn-Noranda. Mentionnons qu'en dépit de la fermeture de la fonderie Gaspé le MENV poursuit toujours l'échantillonnage et la mesure de l'arsenic et d'autres paramètres à sa station d'échantillonnage de l'air de Murdochville, de façon à documenter l'état de la qualité de l'air sans les activités d'affinage du cuivre.

Le groupe de travail, qui a visité la fonderie Horne de Minéraux Noranda en mars 2002, remercie sincèrement l'entreprise pour son accueil et son empressement à fournir des explications et à répondre aux différentes questions qui lui ont été posées.

On trouvera donc, dans cet avis, les principales constatations du groupe de travail sur la toxicité de l'arsenic, l'importance des concentrations observées, l'origine des émissions d'arsenic et sur le fonctionnement de la fonderie Horne de Rouyn-Noranda. Le groupe de travail formule également des recommandations quant aux objectifs de qualité de l'air qui devront être poursuivis par les interventions sur le fonctionnement de l'usine.

Émissions d'arsenic

Les activités industrielles, l'incinération des déchets, l'utilisation des combustibles fossiles sont toutes des sources potentielles d'arsenic dans l'air ambiant. Au Royaume-Uni, en l'absence de source industrielle majeure, la principale source d'arsenic dans l'air ambiant est la combustion du charbon et des combustibles fossiles liée à la production d'énergie (Maggs 2000).

Au Canada, même si les centrales électriques au charbon et l'incinération des déchets domestiques et industriels constituent deux sources significatives d'émissions d'arsenic dans l'air ambiant, la principale source demeure la production de métaux (Environnement Canada 1993; Environnement Canada 2003). Au Québec, la fonderie de cuivre de la compagnie Noranda à Rouyn-Noranda (fonderie Horne) constitue la principale source d'émissions d'arsenic. Avec une production annuelle de plus de 200 000 tonnes de cuivre, la fonderie Horne est de loin la plus importante fonderie de cuivre au Canada.

Tableau 1. Principales sources d'émissions d'arsenic au Canada en 2001 selon l'Inventaire national des rejets de polluants (Environnement Canada 2003)

Nom de l'installation	Ville et province	Émissions (tonnes)
¹ Fonderie Horne, Noranda Inc.	Rouyn-Noranda, Québec	98,31
Lingan Generating Station, Nova Scotia Power Inc.	New Waterford, Nouvelle-Écosse	56,30
Copper Cliff Smelter complex, Inco Limited	Copper Cliff, Ontario	52,91
Hudson Bay Mining and Smelting company Ltd.	Flin-Flon, Manitoba	23,27
Grand Lake Generation Station, New-Brunswick Power	New Castle Creek, Nouveau-Brunswick	21,28
Safety-Kleen Lambton Facility, Safety-Kleen Ltd.	Corunna, Ontario	15,10
Nantikoke Generation Station, Ontario Power Generation Inc.	Nanticoke, Ontario	13,99
Lambton Generation Station, Ontario Power Generation Inc.	Courtwright, Ontario	13,14
Fonderie Gaspé, Noranda Inc.	Murdochville, Québec	11,83

¹ Les émissions de la fonderie Horne comprennent l'arsenic sous forme gazeuse, en plus de l'arsenic particulaire qui est habituellement rapporté. Nous n'avons pas l'assurance que ce soit aussi le cas pour les autres usines mentionnées dans ce tableau.

Arsenic dans l'air ambiant

Dans l'air ambiant, l'arsenic se trouve surtout sous forme inorganique et particulaire et il est surtout associé à la fraction fine des particules; on trouve une plus grande proportion d'arsenic dans les PM_{2,5} (particules de moins de 2,5 microns de diamètre) que dans les PM₁₀ (particules de moins de 10 microns de diamètre) et dans les particules totales en suspension (PST). Près des fonderies de métaux, l'arsenic dans l'air ambiant se présente surtout sous la forme de trioxyde d'arsenic (As₂O₃) (Cullen et Reimer 1989).

Les niveaux urbains d'arsenic sont en général de l'ordre du ng/m³. Aux États-Unis, on a observé, entre septembre 1992 et septembre 1993, une concentration moyenne de 1,2 ng/m³ au nord de la ville de Boston (ATSDR 2000); une proportion de 75 % de l'arsenic était contenue dans la fraction PM_{2,5}. On rapporte aussi des concentrations plus élevées, de 4,2 à 9,6 ng/m³, dans des régions urbaines des Grands Lacs pour la période de 1982 à 1993 (Pirrone et Keeler 1996 dans ATSDR 2000).

En Europe, les concentrations les plus élevées d'arsenic dans l'air ont été observées près d'installations industrielles (tableau 2); (European Commission 2001). En milieu urbain, les concentrations observées sont, en général, inférieures à 4-5 ng/m³.

Environnement Canada rapporte des concentrations moyennes d'arsenic variant de 0,5 à 17 ng/m³ dans les PM₁₀ observées de 1985 à 1990 dans 11 villes canadiennes (Environnement Canada 1993). Le niveau moyen de la plupart des villes était de 1 ng/m³. Les plus fortes concentrations au Canada se trouvent près des fonderies de métaux de base et près d'une installation de grillage de minerais aurifères où l'on a observé des concentrations variant entre 8,6 et 300 ng/m³. Les concentrations observées près des installations de Falconbridge à Timmins (Ontario) étaient en 1997 de 98 ng/m³ à 600 m de l'usine, 36 ng/m³ à 1 400 m et 29 ng/m³ à 1 600 m (Environnement Canada 1999). En 1998, les concentrations près de la fonderie Cominco en Colombie-Britannique s'étendaient, pour leur part, de 11 à 35 ng/m³, à des distances variant de 800 m à 19 km (Environnement Canada 1999).

Plus près de nous, les concentrations moyennes observées à Québec et à 4 stations à Montréal sont de l'ordre de 1 ng/m³ à 2 ng/m³ (tableau 3); (Germain 2003). Une station, celle de Montréal Est, montre toutefois une concentration moyenne beaucoup plus élevée, soit 7,44 ng/m³. Cette station est probablement influencée par les émissions industrielles de ce secteur.

Les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant d'une ville sans influence industrielle semblent donc se situer entre 1 et 2 ng/m³. En présence d'une source industrielle comme une fonderie de métal de base, on trouve des concentrations qui sont plus élevées de quelques ordres de grandeur et qui varient beaucoup selon l'importance des émissions et la localisation de la station de mesure.

Arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda

Le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) exerce un suivi des concentrations d'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda. Les données de deux stations (08000¹ et 08045) sont disponibles pour analyse sur la période 1991-2002.

La station 08000 est située dans le quartier Notre-Dame, sur la 6^e Rue qui jouxte les terrains de la fonderie Horne (figure 1). Les résidences de la 6^e Rue ne sont situées qu'à quelques dizaines de mètres de ces installations industrielles. La station 08045 est aussi située dans le quartier Notre-Dame mais à plus grande distance de la fonderie (figure 1).

Tableau 2. Arsenic dans l'air ambiant en Europe (moyennes annuelles; mesures faites dans les particules en suspension totales (PST); adapté de European Commission 2001)

Type de milieu	Étendue des concentrations observées ng/m ³
Éloigné ¹ (Splitzbergen, Norvège)	0,05
Rural (Pallas, Finlande et Styrrup, UK)	0,3 à 4,2
Urbain (régions Rhin et Ruhr)	0,8 à 3,1
Influencé par le trafic (Espagne et Antwerp, Belgique)	0,05 à 4,1
Industriel	0,9 à 97
à 700 m d'une aciérie (Hoek Van Holland, Pays-Bas)	0,98
à 1 km d'une fonderie de cuivre/nickel (Hoboken, Belgique)	10 à 50
à 4 km d'une usine de zinc (Harjavalta, Finlande)	27

¹ Endroit situé loin des activités humaines.

Pour chaque appareil de mesure des particules (HiVol) et tous les 6 jours, on échantillonne durant une période de 24 heures (de minuit à minuit). Le filtre est pesé et une concentration moyenne sur 24 heures de particules en suspension totales (PST) est ainsi déterminée; elle est exprimée en microgrammes de particules par mètre cube d'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Sur ces filtres, on mesure les concentrations en plomb, cadmium et arsenic dans les PST et on peut ainsi déterminer les concentrations dans l'air de ces trois métaux.

¹ La station 0800 a été déplacée de quelques dizaines de mètres, elle porte maintenant le numéro 08006. L'échantillonnage est terminé à 08000 depuis le 19 juillet 2001; il a commencé le 21 novembre 2001 à 08006.

Tableau 3. Arsenic dans l'air ambiant dans les villes de Montréal et Québec (Germain 2003)

Station	Période	n	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	As moy. ¹ (ng/m ³)	As méd. ² (ng/m ³)	As max. ³ (ng/m ³)
Montréal-Est	05/96 à 04/02	277	22,6	11,6	7,44	2,38	90,48
Rivière-des-Prairies	12/98 à 01/02	150	20,4	12,9	1,35	1,17	6,12
Anjou	01/97 à 04/02	252	24,0	12,9	1,96	1,23	16,88
Mtl (rue Ontario)	01/93 à 05/02	411	20,5	11,7	1,59	1,64	9,93
Mtl (boul. Descaries)	01/93 à 05/95	101	31,3	15,3	1,57	1,32	9,93
Québec (Des Sables)	11/94 à 02/02	301	22,5	11,7	1,83	1,28	19,5

¹ Concentration moyenne d'arsenic dans les fractions PM_{2,5} et PM_{2,5-10}

² Concentration médiane d'arsenic dans les fractions PM_{2,5} et PM_{2,5-10}

³ Concentration maximale d'arsenic dans les fractions PM_{2,5} et PM_{2,5-10}

La station la plus près de l'usine (08000-08006) affiche les concentrations les plus élevées (tableau 4) avec une moyenne de 55,1 µg/m³ pour les particules et de 603 ng/m³ pour l'arsenic, comparativement à 27,4 µg/m³ et 166 ng/m³ respectivement à la station 08045. On note également que la proportion d'arsenic dans les particules (fraction d'arsenic) est aussi près du double à la station 08000 qu'à la station 08045 (0,933 % vs 0,566 %).

L'évolution des concentrations de particules, de l'arsenic ainsi que de la fraction d'arsenic à Rouyn-Noranda est illustrée à la figure 2 pour la période 1991-2002. Aux deux stations, les concentrations moyennes annuelles de particules totales sont relativement stables mis à part les valeurs plus élevées en 1993. Les concentrations d'arsenic montrent par contre une hausse quasi constante entre 1991 et 2002; celles-ci passent, aux stations 08000 et 08006, de 164 ng/m³ en 1991 à 936 ng/m³ en 2002, après avoir atteint un maximum de 1 041 ng/m³ en 2000. La même hausse s'observe à la station 08045 où les concentrations d'arsenic sont passées de 66 ng/m³ en 1991 à 248 ng/m³ en 2002. La proportion d'arsenic dans les particules augmente de manière similaire durant cette période. À la station 08000, celle-ci passe de 0,28 % en 1991 à 1,8 % en 2002.

La similarité des variations annuelles et spatiales des concentrations d'arsenic et de la proportion d'arsenic dans les particules montre bien que les deux stations sont influencées par les émissions d'une source commune importante, soit la fonderie Horne. La hausse de la fraction arsenic durant la période 1991-2002 indique un enrichissement progressif des particules en suspension en arsenic.

Les émissions d'arsenic rapportées à la fonderie Horne montrent une augmentation constante de 1994 à 1998. Toutefois, contrairement aux concentrations dans l'air qui progressent jusqu'en 2000, les émissions d'arsenic diminuent de 1998 à 2000 (figure 3).

Les concentrations observées à Rouyn-Noranda sont parmi les plus importantes rapportées dans la littérature pour ce type d'installation industrielle. La comparaison des concentrations observées près de sources d'émissions importantes est toutefois difficile. En effet, quand vient le temps d'évaluer l'impact d'une source industrielle d'émissions sur la qualité de l'air ambiant, la localisation des postes de mesure, les vents dominants, la topographie du terrain et les caractéristiques des émissions sont des paramètres d'une grande importance. Dans le cas de Rouyn-Noranda, les deux postes de mesure sont situés très près de l'usine, aux endroits susceptibles de produire les concentrations les plus élevées. Il est difficile de comparer ces résultats avec ceux d'autres villes industrielles sans avoir l'assurance que les mesures aient été faites dans les mêmes conditions. Il est toutefois important de rappeler que ces deux stations de mesure sont situées en plein quartier résidentiel et que les concentrations mesurées présentent l'exposition potentielle de la population.



Figure 1. Localisation des stations d'échantillonnage de l'air ambiant à Rouyn-Noranda

Tableau 4. Concentration moyenne de particules (PST), d'arsenic (As) et fraction d'arsenic (F As) dans les particules en suspension totales (PST) aux stations de Rouyn-Noranda, pour la période 1991 à 2002

	08000			08045		
	N	Moyenne ¹	SIG ²	N	Moyenne	SIG
As (ng/m ³)	623	603	1 191	623	166	361
PST (µg/m ³)	627	55,1	53,8	626	27,4	21,4
F As (%)	621	0,933	1,430	621	0,566	1,153

¹ Moyenne : moyenne arithmétique

² SIG : écart-type

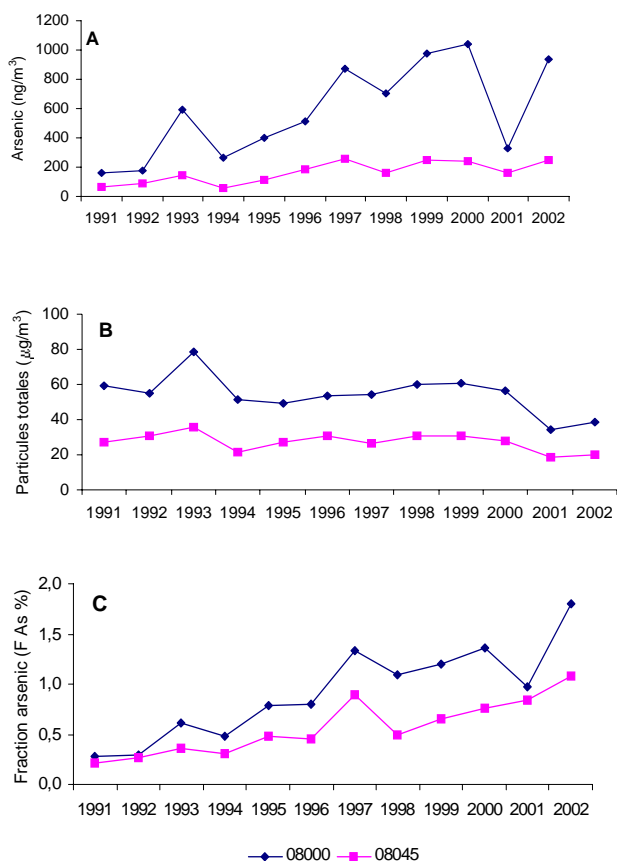


Figure 2. Évolution (1991-2002) des concentrations d'arsenic (A), des particules totales en suspension (B) et de la proportion (fraction) d'arsenic dans les particules (C), aux stations 08000 et 08045 de Rouyn-Noranda

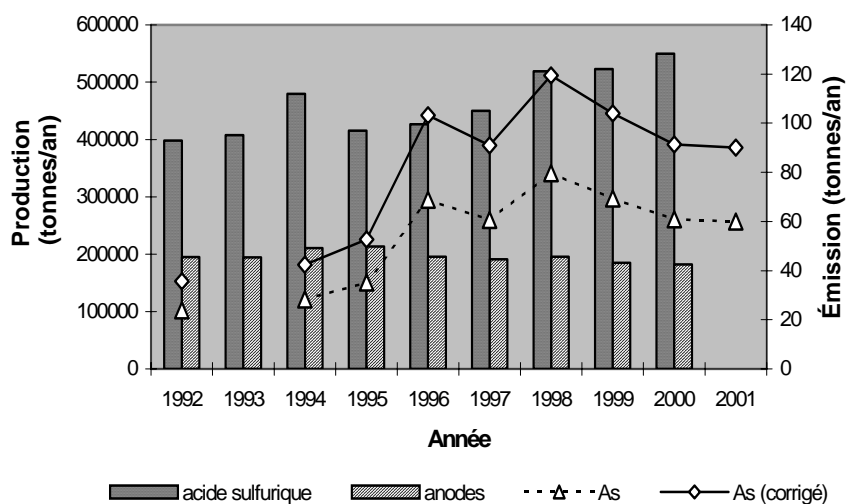


Figure 3. Émissions d'arsenic et productions d'anodes et d'acide sulfurique aux installations de la fonderie Horne à Rouyn-Noranda. Les émissions d'arsenic ont été augmentées de 50 % (As – corrigé) pour tenir compte des émissions gazeuses (As corrigé : As particulaire + As gazeux)

Émissions d'arsenic à la fonderie Horne

La fonderie Horne utilise un procédé pyrométallurgique dans lequel le cuivre contenu dans la matière première (concentré de minerais cuprifères, rebuts métalliques ou autres matériaux de récupération) est séparé de la scorie de fer par un passage successif dans une série de fours. Après concentration dans deux premiers fours (réacteur et convertisseur), le cuivre semi-ampoulé subit une série de traitements afin d'enlever le soufre et d'autres éléments mineurs. Le cuivre est finalement transféré dans un four à anodes qui permet de réduire l'oxyde de cuivre (Cu_2O) en cuivre métallique (Cu). Le cuivre, d'un degré de pureté d'environ 99,5 % à cette étape, est coulé sous forme d'anodes de cuivre. Il est acheminé ensuite à l'usine CCR de Montréal où Noranda y éliminera par électrolyse les impuretés résiduelles et récupérera en même temps certains métaux précieux.

Pour la période de 1994 à 2000, la production d'anodes de cuivre de la fonderie a connu une baisse de 18 000 tonnes, passant de 210 000 tonnes à 182 000 tonnes. Pendant la même période, la production d'acide sulfurique par la récupération de soufre à l'usine d'acide a connu une hausse, passant de 480 000 tonnes à 550 000 tonnes à la suite des efforts faits par la compagnie pour diminuer les émissions de dioxyde de soufre à l'atmosphère. Les émissions d'arsenic ont, par ailleurs, connu une hausse très significative.

Les émissions d'arsenic de la fonderie Horne se sont accrues au cours des années 1990, passant de 28 tonnes par année en 1994 à 61 tonnes en 2000 après avoir atteint un maximum de 79 tonnes en 1998 (figure 3)². Cette augmentation des émissions d'arsenic peut-être attribuée à l'alimentation en matière première. Noranda a vraisemblablement utilisé du matériel comportant plus d'arsenic au cours des dernières années, comme le démontre la figure 4 présentant l'évolution des quantités d'arsenic présentes dans l'alimentation de la fonderie. Les quantités d'arsenic introduites dans le procédé sont passées de 1 500 tonnes en 1994 à près de 3 300 tonnes en 1999.

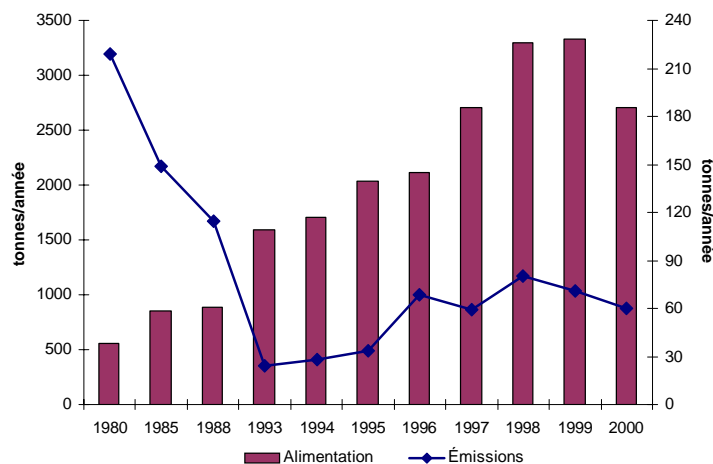


Figure 4. Évolution des quantités d'arsenic dans l'alimentation de la fonderie Horne ainsi que dans les émissions atmosphériques. Sur cette figure, les émissions n'ont pas été corrigées pour ajouter les émissions d'arsenic sous forme gazeuse. Source : Noranda 2001

L'arsenic est présent en proportion variable dans la matière première utilisée, soit environ 1 % dans les concentrés de minerais et en général sous 20 % dans les rebuts, les boues et les autres matières recyclées (Noranda, demande de certificat d'autorisation au MENV, 2001). Les rebuts et autres matériaux recyclables constituent jusqu'à 15 à 20 % de l'alimentation au procédé à la fonderie Horne (ministère de l'Environnement et de la Faune 1998).

En 2000, environ 3 000 tonnes d'arsenic sont entrées dans le procédé par la matière alimentée au réacteur. Comme la scorie est réintroduite dans le réacteur pour récupérer les métaux qui pourraient y demeurer après un premier passage dans les fours, c'est environ 6 000 tonnes (moins les émissions dans l'atmosphère) qui ont été introduites au total dans le procédé en 2000 (Noranda 2002ab).

² Avant 2001, la compilation des émissions d'arsenic ne faisait référence qu'à l'arsenic sous forme particulaire. Ce n'est qu'à partir de 2001 que les émissions d'arsenic sous forme gazeuse ont été prises en considération. Les émissions déclarées de 2001 sont de 60 tonnes d'arsenic contenues dans les particules et de 30 tonnes d'arsenic sous forme gazeuse pour un total de 90 tonnes.

Toutes les étapes d'affinage du cuivre à la fonderie sont susceptibles d'engendrer des émissions d'arsenic. Les émissions sont de natures ponctuelles (cheminées) et diffuses (ventilation, événements de toits, etc.). Une partie des émissions de certains fours est captée et traitée par des équipements de dépollution. Les émissions résiduelles sont, par la suite, évacuées dans l'atmosphère par les différentes cheminées de l'usine. C'est le cas des gaz émis par le réacteur qui sont captés, épurés par un précipitateur électrostatique et dirigés vers l'usine d'acide sulfurique pour l'enlèvement du soufre et des particules. Par ailleurs, les nombreux transferts du matériel manipulé³ engendrent des émissions diffuses qui ne peuvent être captées facilement et qui s'échappent par la ventilation générale de l'usine en ne subissant aucun traitement. Ces émissions diffuses sont potentiellement celles qui pourraient présenter le plus d'impacts sur l'environnement immédiat de l'usine. Elles sont relâchées à des températures basses et à faible hauteur, ce qui nuit par conséquent à la dispersion atmosphérique et favorise un impact plus direct sur le quartier Notre-Dame. Une attention particulière doit donc être apportée aux émissions diffuses.

Les sources potentielles d'émissions d'arsenic, estimées à partir du bilan d'arsenic fourni par Noranda, sont présentées au tableau 5. On remarquera que plusieurs sources possibles d'émissions, notamment les sources diffuses, n'ont fait encore l'objet d'aucune caractérisation. Sans une connaissance adéquate des sources d'émissions, il devient impossible de réaliser un véritable bilan de l'arsenic dans le procédé. La quantité d'arsenic faisant partie des intrants dans le procédé est relativement bien connue. Cependant, on n'est pas en mesure de tracer un portrait complet du cheminement de l'arsenic à travers le procédé et de déterminer les sources d'émissions les plus problématiques. Le bilan permettra d'évaluer et de mettre en priorité les interventions à réaliser sur l'usine.

Comme on l'a mentionné plus haut, une partie des émissions créées aux différentes étapes de production n'est pas canalisée adéquatement et est finalement émise de façon diffuse par la ventilation (naturelle ou mécanique) du bâtiment. Les émissions diffuses peuvent provenir, entre autres :

- d'une capacité et d'une efficacité de captage des émissions insuffisantes (conduites, hottes et système d'épuration);
- de la manipulation du matériel en fusion au moment de l'ouverture des fours, du transfert de la matte ou du cuivre d'un four à un autre et, de manière générale, du transfert du matériel aux différentes étapes du procédé;
- du refroidissement de la scorie produite à différentes étapes du procédé, dont le refroidissement à l'air libre. La scorie est constituée de l'ensemble des éléments ou impuretés qui surnagent au-dessus de la matte de cuivre aux réacteurs et du cuivre aux convertisseurs et aux autres fours d'affinage. Durant les opérations, la scorie est retirée régulièrement des fours et placée à refroidir à l'extérieur de l'usine; sa température est alors approximativement de l'ordre de 1 000 °C. À cette température, il nous semble possible que l'arsenic contenu dans la scorie puisse se dégager sous forme gazeuse;

³ Le matériel manipulé et transféré dans les différents fours utilisés pour la production du cuivre comprend : l'alimentation (rebuts et minerais), la scorie et la matte produites au réacteur, au convertisseur et aux fours d'affinage (four d'enlèvement du soufre, De-S, four d'enlèvement du plomb, De-Pb, four d'enlèvement de l'antimoine, De-Sb et fours à anodes).

Tableau 5. Détermination des principaux points potentiels d'émissions (canalisées et diffuses) et des sources possibles d'émissions diffuses d'arsenic

Fours	Points d'émissions ou activités engendrant des émissions	Arsenic alimenté ou transféré ¹ (t/an)	Émissions ponctuelles (connues et quantifiées)		Émissions diffuses potentielles (à évaluer et quantifier)
			Engendrées (t/an)	Émissions dans l'air (t/an)	
Réacteur	Émissions principales	6 006	5 110	0,014 ²	Étanchéité imparfaite (captage des émissions)
				25	Dérivation des gaz lors des arrêts à l'usine d'acide
	Émissions secondaires	7,5	0,04 ³	Étanchéité imparfaite (captage des émissions)	
	Transfert de la scorie (et refroidissement) vers le concentrateur	450	Nd	Nd	Émissions non captées de la scorie en fusion (incluant la période de refroidissement)
	Transfert de la matte vers le convertisseur	329	Nd	Nd	Émissions non captées de la matte en fusion
	Transfert de la matte vers le four de De-S et De-Pb	110	Nd	Nd	Émissions non captées de la matte en fusion
Convertisseur	Émissions principales	605	25	0,014 ²	Étanchéité imparfaite (captage des émissions)
	Émissions secondaires		0,6 - 2	0,04 ³	Étanchéité imparfaite (captage des émissions)
	Transfert de la scorie (et refroidissement) vers le concentrateur	27	Nd	Nd	Émissions non captées de la scorie en fusion (incluant la période de refroidissement)
	Transfert de la matte vers le four de De-S et De-Pb	551	Nd	Nd	Émissions non captées de la matte en fusion
De-S, De-Pb	Émissions principales	661	121	4,5	Étanchéité imparfaite (captage des émissions)
	Transfert de la scorie vers le convertisseur	276	Nd	Nd	Émissions non captées de la scorie en fusion
	Transfert de la scorie (et refroidissement) vers le concentrateur	20	Nd	Nd	Émissions non captées de la scorie en fusion (incluant la période de refroidissement)
	Transfert de la matte vers le four De-Sb	245	Nd	Nd	Émissions non captées de la matte en fusion
De-Sb	Émissions principales	245	28	14	Étanchéité imparfaite (captage des émissions)
	Transfert du cuivre au four à anodes	47	Nd	Nd	Émissions non captées de la matte en fusion
	Transfert de la scorie vers le réacteur	169	Nd	Nd	Émissions non captées de la scorie en fusion
Fours à anodes	Émissions principales	47	Nd	50	Émissions non traitées
	Ajout d'arsenic (dopage)	123	Nd		Étanchéité imparfaite du four
	Transfert de la scorie vers le réacteur	15	Nd	Nd	Émissions non captées de la scorie en fusion
	Coulée	105	Nd	Nd	Émissions non captées à la coulée

¹ Cette estimation a été faite à partir des concentrations d'arsenic mesurées dans le matériel solidifié plutôt que sur le matériel en fusion.

² Somme des émissions principales du réacteur et du convertisseur Noranda

³ Somme des émissions secondaires du réacteur et du convertisseur Noranda

Nd : Non disponible.

Source : Interprétation faite à partir du « Bilan d'arsenic » transmis le 23 avril 2002; Jacques Leclerc, Surintendant - Service de l'environnement, Noranda inc. (Horne).

- des transferts aux différents fours de la scorie, de la matte ou du cuivre en fusion qui constituent d'autres activités où l'arsenic peut être émis sous forme diffuse;
- du concassage et de la manipulation de la scorie solidifiée à l'extérieur des bâtiments à l'aire de refroidissement de la scorie.

L'ajout (dopage) d'arsenic dans les fours à anodes est un élément particulier du procédé qui pourrait contribuer à augmenter significativement l'impact des émissions diffuses d'arsenic dans l'air ambiant à proximité de l'usine. Actuellement, Noranda ajoute de l'arsenic vendu commercialement dans le four à anodes quelques minutes avant la coulée. Cet ajout est rendu nécessaire car un certain niveau minimum d'arsenic dans le cuivre facilite l'étape d'électrolyse à l'usine CCR. À l'étape précédente, on procède à l'enlèvement de l'antimoine par l'ajout de bicarbonate de soude; cette opération provoque aussi l'élimination complète de l'arsenic. Il devient donc nécessaire de réintroduire de l'arsenic à l'étape suivante d'affinage dans les fours à anodes.

Malgré le fait que la quantité d'arsenic ajoutée dans les fours à anodes (123 tonnes/an) soit beaucoup moins grande que celle introduite par l'alimentation en matière première (environ 3 000 tonnes/an), il est possible que les conditions dans lesquelles se fait cet ajout favorisent la libération d'arsenic dans l'air et qu'une proportion importante de l'arsenic ajouté se retrouve finalement dans l'atmosphère. En effet, comme l'arsenic a la propriété de sublimer à une température relativement basse (point d'ébullition de 613 °C), la température d'opération des fours (1 100 – 1 200 °C) favorise un dégagement de l'arsenic sous forme gazeuse. Étant donné qu'il n'y a pas de système d'épuration des gaz produits par les fours à anodes, les émissions captées par les hottes au-dessus des fours s'échappent finalement à l'air libre, et ce, sans traitement. De plus, une partie des vapeurs et fumées d'arsenic n'est pas captée par ces hottes et s'échappe des bâtiments par les événements de toits. Les fours à anodes pourraient représenter une source non négligeable d'émissions diffuses.

Nous suggérons que Noranda établisse une procédure reproduisant le plus fidèlement possible les conditions dans lesquelles se fait l'ajout d'arsenic aux fours à anodes afin de caractériser les émissions possibles à cette étape du procédé. Les échantillonnages réalisés jusqu'ici ne permettent pas d'évaluer cette question de manière satisfaisante. Noranda devrait également caractériser les émissions résultant du transfert de matériel et du refroidissement de la scorie à l'extérieur de l'usine.

Les effets sur la santé

L'arsenic est une substance cancérigène classée dans le groupe 1 par l'International Agency for Research on Cancer (IARC 1987) : il s'agit d'un cancérigène dont les effets sont prouvés chez l'homme. L'effet critique de l'arsenic, celui qui apparaît aux plus faibles doses d'exposition environnementale, est vraisemblablement le cancer (Lauwerys 1999). Les effets non cancérigènes de l'arsenic sont aussi bien connus (ex. : irritations des voies respiratoires, troubles nerveux, troubles digestifs, dermatites), toutefois, ils apparaissent à des niveaux d'exposition plus élevés que ceux mis en cause dans les émissions atmosphériques à Rouyn-Noranda.

Il est reconnu depuis longtemps que l'ingestion chronique d'arsenic peut induire un cancer cutané. Celui-ci peut survenir après l'ingestion prolongée d'eau contenant des niveaux d'arsenic importants ou après des contacts cutanés répétés. Dans certaines régions du monde (ex. : Taiwan, Chili, Bangladesh), les eaux de consommation sont naturellement contaminées à l'arsenic et un nombre élevé de cas de cancers cutanés a été observé. On y associe également de plus en plus une augmentation de la prévalence des cancers internes (vessie, poumons, reins) (National Research Council, 2001).

Il a été démontré que les expositions professionnelles à l'arsenic par inhalation de poussières ou de vapeurs en suspension dans l'air, dans certains types d'usines dont les fonderies de métaux non ferreux, peuvent augmenter la prévalence du cancer du poumon (Lauwerys 1999; EC-SC 1993, 1999). Le classement des composés inorganiques d'arsenic comme cancérigènes (groupe 1) se fait sur la base des observations faites en milieu de travail et des observations chez des populations ayant consommé de l'eau contenant des niveaux importants d'arsenic (IARC 1987). Toutefois, notons que les niveaux auxquels ont été exposées les cohortes de travailleurs étudiées, comme celle de Rönnskär (Finlande), étaient au moins une centaine de fois plus élevés que les concentrations en air ambiant extérieur qui font l'objet de ce rapport.

Le lien entre l'exposition environnementale à l'arsenic par l'air ambiant et le cancer du poumon chez des populations vivant à proximité de fonderies n'a toutefois pas été démontré formellement. Selon un rapport de Santé Canada et d'Environnement Canada (EC-SC 1999), les résultats des études épidémiologiques actuelles, de type cas témoins ou écologiques, sont incohérents. Dans toutes les études réalisées à ce jour près des fonderies de cuivre, de plomb ou de zinc, le traitement de certains facteurs confondants potentiels comme le tabagisme était limité ou insuffisant.

De plus, dans ces études, l'exposition des populations était, en général, caractérisée de manière très grossière, et il n'était pas possible de faire ressortir une relation dose-réponse.

En raison des limites des études actuelles, il est impossible de conclure à une association entre les expositions environnementales aux rejets des fonderies de cuivre et le cancer du poumon (ou d'autres types). Cependant, cela ne signifie pas qu'une telle association soit inexistante. Compte tenu des informations provenant du milieu de travail et des études sur l'ingestion d'eau contaminée à l'arsenic, le lien entre une exposition environnementale à l'arsenic par l'air ambiant et le cancer du poumon reste très plausible. Ceci conduit à prôner une approche préventive qui doit viser à réduire le plus possible les niveaux d'exposition de la population par l'air.

D'après les concentrations d'arsenic observées dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda, l'inhalation d'arsenic, à cause du potentiel de cancer du poumon qu'elle représente, prend plus d'importance que l'ingestion de sol et de poussières. De plus, les effets spécifiques de l'arsenic pour des expositions par ingestion sont moins bien documentés pour le sol et les poussières contaminés que pour l'eau de consommation. Ce n'est pas nécessairement le cas pour d'autres métaux comme le plomb dont l'ingestion par le sol et les poussières peut produire, à court terme, des effets chez les enfants.

Le suivi des concentrations d'arsenic dans l'air et dans les retombées de poussières qui est actuellement réalisé à Rouyn-Noranda et à Murdochville est jugé, dans l'ensemble, adéquat par le groupe de travail. Étant donné que l'effet critique de l'arsenic pourrait être lié à l'inhalation, la mesure des concentrations d'arsenic dans l'air ambiant nous apparaît être le suivi le plus approprié.

Objectifs de concentrations dans l'air ambiant

La quantification précise du risque associé aux concentrations environnementales dans l'air ambiant – beaucoup plus faibles qu'en milieu de travail – est difficile à réaliser dans l'état actuel des connaissances scientifiques. Les évaluations du risque pour les expositions environnementales établies à partir des observations réalisées en milieu de travail, par l'OMS, Santé Canada ou l'EPA, ont été effectuées en incorporant un haut degré de prudence. Ainsi, les démarches visant à établir une concentration sécuritaire dans l'air ambiant pour une substance cancérigène consistent généralement à extrapoler de manière linéaire la probabilité d'un effet à partir des niveaux d'effets observés jusqu'à la dose 0 sans effet. Cette façon de faire est considérée comme très prudente, d'autant plus qu'on utilise souvent la valeur supérieure de l'intervalle de confiance (95 %) de la relation.

L'EPA et l'OMS ont ainsi élaboré ce qu'on appelle un risque unitaire, c'est-à-dire un niveau de risque (probabilité d'apparition d'un effet) correspondant à une exposition à une concentration moyenne de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant toute une vie. Pour l'EPA (1998), le risque unitaire serait de $4,29 \times 10^{-3}$, alors que l'OMS (WHO 2000), se basant notamment sur une étude de cohorte plus récente, l'a établi à $1,5 \times 10^{-3}$.

Les concentrations ambiantes correspondant à une valeur de risque de un cas additionnel par million d'individus exposés ($1/10^6$ ou 10^{-6}) et calculées à partir de ces valeurs de risque unitaire sont respectivement de 0,2 et $0,66 \text{ ng}/\text{m}^3$, soit sous les niveaux urbains moyens. La probabilité de risque de 10^{-6} est généralement considérée comme un risque très faible ou négligeable.

Un groupe de travail européen s'est récemment penché sur le risque associé à la pollution atmosphérique par l'arsenic, le cadmium et le nickel (European Community 2001). Ce rapport mentionne différentes approches de détermination de limites de concentrations dans l'air ambiant, dont les approches dites du risque unitaire décrites plus haut. On souligne aussi une approche basée sur l'utilisation de facteurs de sécurité, comme on le fait généralement pour les substances non cancérigènes, celles présentant un seuil d'effet. L'application de cette approche à l'arsenic, telle qu'elle est proposée par le Royaume-Uni, serait justifiée par le fait que le mode d'action de l'arsenic n'est pas encore complètement élucidé. En effet, il semble qu'il ne soit pas possible de déterminer de façon certaine si l'arsenic exerce un effet génotoxique direct, c'est-à-dire induisant des mutations ponctuelles, ou encore si cet effet est indirect par des bris de la chaîne d'ADN ou d'autres altérations chromosomiques. Dans ce dernier cas, l'apparition des effets pourrait comporter un niveau seuil, et la détermination d'une limite à l'aide de facteurs de sécurité pourrait être justifiée.

Pour déterminer cette limite, le Royaume-Uni a pris comme point de départ les plus faibles doses pour lesquelles on observe un effet, soit 125 à 415 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Deux facteurs de sécurité de 10 ont été appliqués pour ramener ces valeurs (LOAEL⁴) à des concentrations sans effet (NOAEL⁵) et pour tenir compte des différences de sensibilité entre les individus. Par ailleurs, les LOAEL ont été déterminées à partir de cohortes de travailleurs exposés de manière discontinue. On doit donc appliquer un facteur de 4,5 ($24/8 \times 7/5 \times 52/48$) pour déterminer une LOAEL applicable à une exposition continue comme celle que subit la population générale. Finalement, on divise encore les concentrations résultantes par un facteur 70 pour une application à une vie entière (70 ans). Ceci porte donc les concentrations limites établies selon cette approche à un intervalle de 4 à 13 ng/m^3 . Se reposant sur le fait que l'arsenic est génotoxique et qu'on ne doit pas, en principe, autoriser des augmentations au-delà des concentrations existantes pour ce type de substances, le Royaume-Uni a finalement fixé la concentration limite à une valeur de 2,5 ng/m^3 basée sur le fait que les concentrations moyennes urbaines ne dépassaient pas actuellement cette valeur.

Il faut aussi mentionner qu'à l'intérieur de ce groupe de travail européen les membres provenant de l'industrie ont émis l'opinion que les limites pour l'arsenic dans l'air ambiant devaient être déterminées à partir des recommandations faites pour le milieu de travail en appliquant, toutefois, des facteurs de sécurité. Un facteur de sécurité global de 213 a été établi pour tenir compte des différences dans les périodes d'exposition (24/8 heures de travail, 365/240 jours travaillés et 70 ans/15 ans travaillés) et des différences de sensibilité entre les travailleurs et la population en général (10).

Les recommandations établies pour le milieu de travail variant habituellement entre 10 et 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, les limites acceptables pour la population en général obtenues après application du facteur de sécurité de 213 sont de 47 à 235 ng/m^3 ; la recommandation finale de l'industrie a été fixée à 50 ng/m^3 .

On a donc là trois approches, chacune ayant sa logique propre, qui mènent à des concentrations limites variant sur environ deux ordres de grandeur. La plus sécuritaire, celle du risque unitaire, conduit à des valeurs limites d'environ 0,2 à 0,66 ng/m^3 . La deuxième est basée sur l'application de facteurs de sécurité sur des LOAEL établies à partir d'études de cohortes de travailleurs. Cette dernière approche a été retenue par le groupe de travail européen; elle conduit à une valeur limite de 3 ng/m^3 qui doit être retenue pour la révision de la norme de la Communauté européenne concernant l'arsenic. Finalement, on doit mentionner aussi la suggestion d'établir une limite pour la population en général à partir des limites appliquées pour le milieu de travail; cette approche conduit à une valeur de 50 ng/m^3 (EC 2001).

Le groupe de travail suggère de baser les objectifs de qualité de l'air à atteindre à Rouyn-Noranda sur les recommandations du groupe européen et d'établir l'objectif final de qualité de l'air à la station la plus exposée du quartier Notre-Dame à un intervalle de 3 à 10 ng/m^3 . En considérant que des impacts économiques très importants seront associés à une réduction significative de l'arsenic dans l'air ambiant, le groupe de travail suggère d'adopter une limite de 200 ng/m^3 comme objectif intermédiaire à atteindre à très court terme.

⁴ LOAEL : *Lowest observed adverse effect level* ou Plus faible dose avec effet nocif observable.

⁵ NOAEL : *No observed adverse effect level* ou Dose sans effet nocif observable.

Conclusion et recommandations

Avec sa production d'environ 200 000 tonnes de cuivre annuellement, la fonderie Horne de Noranda est de loin la plus importante fonderie de cuivre au Canada. Malgré les efforts de dépollution consentis dans les dernières années, les émissions atmosphériques y sont encore beaucoup plus élevées qu'aux autres fonderies canadiennes. Les émissions d'arsenic (98 tonnes/an en 2001) représentent un sommet inégalé au Canada (Environnement Canada 2003).

Les émissions d'arsenic ont beaucoup augmenté depuis le début des années 1990. Elles sont passées d'environ 35 tonnes/an en 1993 à plus de 98 tonnes en 2001. Une augmentation parallèle des concentrations d'arsenic dans l'air ambiant a été observée aux stations de mesure du MENV. La concentration moyenne d'arsenic à la station la plus près de l'usine dans le quartier Notre-Dame est passée de 164 ng/m³ en 1991 à 936 ng/m³ en 2002. Les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant ailleurs au Québec sont plutôt de l'ordre de 1 à 2 ng/m³. Les concentrations d'arsenic en air ambiant mesurées à Rouyn-Noranda sont aussi plus élevées que celles rapportées pour d'autres villes industrielles où l'on trouve des fonderies de métaux non ferreux.

Associées à un niveau de production important, certaines des pratiques mises en place au cours des dernières années contribuent aux émissions atmosphériques d'arsenic. Parmi celles-ci, mentionnons l'introduction au procédé de matériel recyclé pouvant contenir de l'arsenic en beaucoup plus grande proportion que le minerai d'origine. L'ajout d'arsenic métallique aux fours à anodes constitue une modification au procédé initial dont la contribution aux émissions d'arsenic, bien qu'elle reste à évaluer, pourrait être non négligeable quant aux impacts dans l'air ambiant à proximité de l'usine. Ces deux pratiques augmentent la quantité d'arsenic dans le circuit de production du cuivre et, conséquemment, le potentiel d'émissions d'arsenic dans l'atmosphère.

Le secteur du quartier résidentiel Notre-Dame où l'on trouve le poste d'échantillonnage du MENV, qui montre les concentrations les plus élevées, est situé très près de l'usine (environ 150 m). Ce quartier est particulièrement vulnérable aux émissions diffuses d'arsenic plutôt qu'aux émissions des cheminées qui se dispersent à une plus grande distance de l'usine.

Pour permettre une meilleure évaluation de la situation actuelle, le groupe de travail recommande que Noranda identifie et caractérise tous les points d'émissions et les sources diffuses d'arsenic. L'impact des différentes sources d'émissions sur l'air ambiant devra, par la suite, être évalué.

Par la même occasion, Noranda devra réaliser une étude des espèces chimiques et de la biodisponibilité de l'arsenic dans la fraction particulaire, de manière à connaître la forme chimique sous laquelle se présente l'arsenic dans l'air ambiant et à déterminer l'impact de cette substance sur la santé.

Il est suggéré aussi d'évaluer la répartition des métaux dans les différentes classes de taille des particules en suspension. La fraction fine des particules en suspension (celle des particules dont le diamètre aérodynamique est de moins de 2,5 microns ou PM_{2,5}) est particulièrement significative pour la santé puisque ces particules ont la propriété de pénétrer profondément dans le système respiratoire et d'être ainsi plus facilement absorbées par l'organisme.

Le groupe de travail estime qu'il est primordial que l'entreprise présente au MENV un plan d'intervention visant l'identification de l'ensemble des points d'émissions d'arsenic et l'installation d'équipements permettant un captage et une épuration efficaces des gaz les plus susceptibles de contenir de l'arsenic. Les propositions de l'entreprise devront être étudiées par le MENV et seront évaluées en fonction de l'importance des réductions qu'elles entraînent quant aux émissions d'arsenic et aux concentrations dans l'air ambiant. Noranda a déposé auprès du MENV une proposition prévoyant une réduction des émissions d'arsenic de près de 85 % à la cheminée principale. Le groupe de travail estime toutefois que l'entreprise devra s'attaquer de façon prioritaire aux émissions des sources diffuses qui, rappelons-le, ont un impact très important sur la qualité de l'air du quartier avoisinant.

Les efforts de contrôle et d'épuration des gaz doivent viser avant tout à diminuer les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant. La réduction des émissions d'arsenic sera d'autant plus bénéfique qu'elle contribuera aussi indirectement à la réduction des émissions de plomb et d'autres métaux. Elle ralentira aussi leur taux d'accumulation dans les sols des quartiers avoisinant la fonderie.

Finalement, le groupe de travail ne croit pas qu'une évaluation de risques de grande envergure soit nécessaire pour améliorer la connaissance de la situation. On dispose actuellement de renseignements suffisants pour affirmer que les émissions d'arsenic dans l'air ambiant doivent être mieux contrôlées à la fonderie Horne.

Le groupe de travail suggère donc au MENV d'exiger de Noranda les actions suivantes :

- dresser un bilan détaillé de l'arsenic à la fonderie Horne, c'est-à-dire déterminer et caractériser l'ensemble des sources d'arsenic, gazeuses et particulaires et établir précisément les flux d'arsenic entre les différentes étapes de production;
- effectuer un inventaire complet des points d'émissions causés par les sources diffuses comprenant les différents événements de toit et les aires extérieures de refroidissement de la scorie; quantifier les émissions diffuses entraînées par les transferts de matériel (scorie, matte et cuivre aux différents fours);
- établir une procédure reproduisant le plus fidèlement possible les conditions normales d'opération visant à caractériser les émissions diffuses, notamment celles résultant du transfert de matériel et du refroidissement de la scorie;
- caractériser, de façon satisfaisante, les émissions engendrées par l'ajout d'arsenic métallique (dopage) à l'étape des fours à anodes et mettre en place des moyens de captage et de traitement des gaz si les émissions d'arsenic à cette étape sont importantes;
- présenter au MENV, un plan de caractérisation et de suivi de l'ensemble des émissions diffuses et ponctuelles de l'arsenic;
- présenter au MENV, après la caractérisation des sources d'émissions, une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions ponctuelles et diffuses de l'usine;

- diminuer ses émissions de telle sorte que les concentrations d'arsenic dans le quartier Notre-Dame atteignent une concentration moyenne sous 10 ng/m^3 d'ici dix-huit mois;
- présenter un plan d'intervention au MENV d'ici deux mois qui devra comprendre les moyens qui seront mis en œuvre et les échéanciers pour atteindre un objectif de 3 ng/m^3 dans le quartier Notre-Dame.

Références bibliographiques

- ATSDR, 2000. *Toxicological Profile for Arsenic*, U.S. Department of Health and Human Service, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 429 p. et 3 annexes. [En ligne]. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf> (page consultée le 15 octobre 2004).
- CULLEN W.R. et REIMER K.J., 1989. Arsenic speciation in the environment, *Chemical Review* 89: 713-764.
- GERMAIN A., 2003. Communication personnelle, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région du Québec.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2004. *Arsenic*, Integrated Risk Information system. [En ligne]. www.epa.gov/iris/index.html (page consultée le 15 octobre 2004).
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1993. *L'arsenic et ses composés*, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation. 60 p. [En ligne]. http://www.hc-sc.ca/hecs-sesc/des/pdf/larsenic_et_ses_composes.pdf.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1999. *Rejet des fonderies de cuivre de première et de deuxième fusion et des raffineries de cuivre, Rejets des fonderies de zinc de première et de deuxième fusion et des raffineries de zinc*, Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation. 167 p. et 1 annexe.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2003. *Inventaire national de rejets de polluants*. [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/NPRI_home_f.cfm (page consultée le 15 janvier 2003).
- EUROPEAN COMMISSION, 2001. *Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position Paper*, Working Group on Arsenic, Cadmium and Nickel Compounds, European Commission DG Environment, 315 p. et 4 annexes. [En ligne]. http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/pp_as_cd_ni.pdf (page consultée le 15 octobre 2004).
- IARC, 1987. *Arsenic and arsenic compound*. International Agency for Research on Cancer Monographs vol. 23 (suppl. 7). [En ligne]. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/suppl7/arsenic.html> (page consultée le 15 octobre 2004).
- LAUWERYS R. R., 1999. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*, 4^e éd., Paris : Masson, 961 p.
- MAGGS R., 2000. *A review of arsenic in ambient air in the UK*, Prepared for the Department of the Environment, Transport and the Regions, Scottish Executive and the National Assembly for Wales, 51 p. [En ligne]. http://um.aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/arsenic00/arsenic_97v.pdf (page consultée le 15 octobre 2004).
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE, 1997. *La qualité de l'air au Québec de 1975 à 1994*, ministère de l'Environnement et de la Faune, 52 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE, 1998. *Modification au certificat d'autorisation pour l'utilisation de matériaux recyclables à la fonderie Horne*, 8 juillet 1998, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue.

-
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2001. *Arsenic in Drinking Water Report*, Subcommittee to Update the 1999 Arsenic in Drinking Water Report, Committee on Toxicology, Board on Environmental Studies and Toxicology, The National Academies Press, Washington, D.C., 244 p.
- NORANDA, 2001. *Survol de la situation de l'arsenic à la fonderie Horne et projet de réduction des émissions*. Présentation au ministère de l'Environnement du Québec et à la régie régionale de la santé et des services sociaux, Rouyn-Noranda, le 16 septembre 2001.
- NORANDA, 2002a. *Lettre de M. Jacques Leclerc, Noranda Inc. à M. Pierre Walsh*, ministère de l'Environnement du Québec, le 23 avril 2002.
- NORANDA, 2002b. *Lettre de M. Jacques Leclerc, Noranda Inc. à M. Pierre Walsh*, ministère de l'Environnement du Québec, le 24 mai 2002.
- WHO, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe*. Second edition, WHO Regional Publications, European Series, No 91, 273 p.