



RÉGIE RÉGIONALE  
DE LA SANTÉ ET DES  
SERVICES SOCIAUX

ABITIBI-  
TÉMISCAMINGUE

DIRECTION DE SANTÉ PUBLIQUE

---

# DIX ANNÉES DE SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE DANS LE QUARTIER NOTRE-DAME

Période 1991 à 2002

---



QV  
290  
G346 2003  
2003



3 5567 00000 2961

Institut national de santé publique du Québec  
4835, avenue Christophe-Colomb, bureau 200  
Montréal (Québec) H2J 3G8  
Tél.: (514) 597-0606

## Dix années de surveillance environnementale dans le quartier Notre-Dame

Période 1991 à 2002

---

---

*DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE*

**Rédaction**

*Daniel Gagné,  
agent de programmation et de planification  
socio-sanitaire*

**Mise en page**

*Nicole Laplante*

© Régie régionale de la santé et des services sociaux  
de l'Abitibi-Témiscamingue, 2003

*Reproduction autorisée à des fins non commerciales  
avec mention de la source. Toute reproduction totale  
ou partielle doit être fidèle au texte utilisé.*

**ISBN : 2-89391-195-1**

DÉPÔT LÉGAL – BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC, 2003  
DÉPÔT LÉGAL – BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA, 2003

*Prix : 9 \$ + frais de manutention*

---

*Dans ce document, le générique masculin est utilisé sans aucune discrimination et uniquement dans le but d'alléger le  
texte et désigne tant les femmes que les hommes.*



## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	7
CHAPITRE PREMIER - MÉTHODOLOGIE.....	13
CHAPITRE 2 - RÉSULTATS.....	19
2.1 PLOMB.....	19
2.1.1 Retombées au sol (jauges).....	19
2.1.1.1 Évolution dans le temps.....	19
2.1.1.2 Variations spatiales.....	21
2.1.2 Poussières en suspension dans l'air (haut débit).....	23
2.1.2.1 Évolution dans le temps.....	23
2.1.2.2 Variations spatiales.....	24
2.1.3 Mesures des sols résidentiels.....	25
2.1.3.1 Évolution dans le temps.....	25
2.1.3.2 Variations spatiales.....	26
2.2 Arsenic.....	27
2.2.1 Retombées au sol (jauges).....	27
2.2.1.1 Évolution dans le temps.....	27
2.2.1.2 Variations spatiales.....	28
2.2.2 Poussières en suspension dans l'air (haut débit).....	30
2.2.2.1 Évolution dans le temps.....	30
2.2.2.2 Variations spatiales.....	31
2.2.3 Mesures des sols résidentiels.....	32
2.2.3.1 Évolution dans le temps.....	32
2.2.3.2 Variations spatiales.....	33
CHAPITRE 3 - COMMENTAIRES.....	37
3.1 PLOMB.....	37
3.2 ARSENIC.....	41

31  
2910  
6716  
2003



CONCLUSION .....	45
BIBLIOGRAPHIE .....	49
ANNEXES .....	51

---

## TABLEAUX

---

Tableau 1 : Comparaison des teneurs moyennes de plomb au sol (ppm) dans les parcelles échantillons .....	26
Tableau 2 : Comparaison des teneurs moyennes d'arsenic au sol (ppm) dans les parcelles échantillons .....	33

---

## FIGURES

---

Figure 1 : Retombées de plomb au sol dans le quartier Notre-Dame : moyennes géométriques de 1991 à 2001 .....	19
Figure 2 : Évolution des retombées de plomb au sol pour l'ensemble des jauges dans l'axe est-ouest : moyennes géométriques de 2000 à 2002 .....	20
Figure 3 : Répartition des retombées de plomb au sol dans le quartier, selon un axe nord-sud : moyennes géométriques de 1991 à 2002 .....	21
Figure 4 : Dispersion des retombées de plomb au sol, selon un axe est-ouest : moyennes géométriques annuelles pour chaque jauge de 2000 à 2002 .....	22
Figure 5 : Évolution des concentrations moyennes de plomb en suspension dans l'air dans le quartier : moyennes géométriques des 3 stations de mesure de 1991 à 2001 .....	23
Figure 6 : Plomb en suspension dans l'air : moyennes géométriques de 1991 à 2002 pour chaque station .....	24
Figure 7 : Variation du taux de plomb (ppm) dans les sols du quartier entre 1999 et 2001 échantillons .....	25



Figure 8 : Moyennes géométriques annuelles des retombées d'arsenic au sol pour l'ensemble des six jarres situées dans l'axe est-ouest du quartier Notre-Dame, de 2000 à 2002 .....	27
Figure 9 : Variation des retombées nord-sud d'arsenic au sol, selon la localisation des jauges (2001-2002).....	28
Figure 10 : Variation des retombées d'arsenic au sol pour chacune des jarres selon un axe est-ouest (2000-2002) .....	29
Figure 11 : Moyennes géométriques de l'arsenic en suspension dans l'air pour l'ensemble des trois échantillonneurs à haut débit installés dans le quartier. (1991 à 2001) .....	30
Figure 12 : Moyennes géométriques d'arsenic en suspension dans l'air pour chacune des trois stations dans le quartier, de 1991 à 2001.....	31
Figure 13 : Concentrations d'arsenic dans les sols des différentes parcelles de terrains résidentiels échantillonnées en 1999 et en 2001.....	32
Figure 14 : Moyennes géométriques et médianes des plombémies en fonction du niveau moyen de retombées de plomb au sol chez les groupes d'enfants exposés.....	39

---

## ANNEXES

---

Annexe 1 - Carte géographique du quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda.....	53
Annexe 2 - Cartes de localisation des jauges, échantillonneurs à haut débit et parcelles de sols résidentiels .....	55
Annexe 3 - Moyennes géométriques comparées aux moyennes arithmétiques d'arsenic.....	57



---

## INTRODUCTION

---

En 1979, une première étude de santé publique, sur des petits groupes d'enfants, révélait des taux de plomb dans le sang plus élevés chez les enfants du quartier Notre-Dame que dans les autres secteurs de la ville de Rouyn-Noranda et que dans la ville d'Évain. Ce quartier représente le quartier résidentiel de la ville de Rouyn-Noranda situé le plus près de la Fonderie de cuivre Horne de la compagnie Noranda inc.

En 1989, les normes de santé publique étant plus sévères, un dépistage avait lieu pour vérifier si certains enfants du quartier pouvaient présenter des taux élevés de plomb sanguin. Presque tous les enfants de 2 à 5 ans habitant le quartier Notre-Dame ont été rejoints. Les résultats montraient que 50 % des enfants du quartier Notre-Dame avaient un taux de plomb dans le sang (plombémie) supérieur à 100 microgrammes par litre ( $\mu\text{g/l}$ ). À ce moment, les autorités régionales de santé publique s'étaient fixées 100  $\mu\text{g/l}$  comme seuil à ne pas dépasser<sup>1</sup> pour le plomb dans le sang chez les jeunes enfants. Dans son rapport final, le Département de santé communautaire (DSC)<sup>2</sup> recommandait une décontamination des sols du quartier ainsi qu'une diminution des retombées de poussières de plomb s'abattant sur le quartier.

Par la suite, un comité de travail fut mis sur pied, afin de trouver des solutions concrètes à ce problème. Ce comité de travail était constitué de citoyens du quartier, de représentants de la ville de Rouyn-Noranda, de la compagnie Métallurgie du cuivre Noranda, du ministère de l'Environnement du Québec (MENV), ainsi que du DSC.

Dans le plan d'intervention<sup>3</sup> proposé par le comité conjoint sur la décontamination du quartier Notre-Dame, l'objectif opérationnel visé **d'ici 1995** était de s'assurer qu'il n'y ait pas plus de 10 % des enfants âgés entre 1-5 ans avec un taux de plomb dans le sang supérieur à 100  $\mu\text{g/l}$ .

---

1. 100  $\mu\text{g/l}$  représente le niveau le plus faible où des effets chroniques ont été notés selon notre revue de littérature, à l'époque. Cependant, le seuil de toxicité aiguë est beaucoup plus élevé.

2. Aujourd'hui devenu la Direction de santé publique de la Régie régionale de la santé et des services sociaux.

3. Voir « comité conjoint » dans la section bibliographie du rapport.



Pour atteindre cet objectif, diverses mesures correctrices ont été retenues, dont la décontamination des sols, la réduction à la source des émissions de plomb dans l'air en provenance de la fonderie et le renforcement des habitudes d'hygiène auprès des parents.

Depuis cette époque, diverses tentatives furent mises en place par la fonderie Horne pour réduire ses retombées sur le quartier Notre-Dame, afin de diminuer l'imprégnation des enfants du quartier ainsi qu'une recontamination des sols, après la décontamination de 1990-1991.

Un réseau de surveillance de la qualité de l'air et des sols fut mis en place à la fin de 1990, afin de vérifier l'impact des mesures correctives mises en place par la fonderie. Cette surveillance s'est effectuée à l'aide de moniteurs installés dans le quartier, et par des prélèvements de sols de surface, grâce à la collaboration du ministère de l'Environnement et de la fonderie elle-même.

Diverses plombémies furent effectuées entre 1991 et 1999 et les résultats de cette dernière confirmèrent que les objectifs étaient atteints et même dépassés, puisque, à cette époque, seulement 6 % des enfants avaient des plombémies supérieures à 100 µg/l.

La question est maintenant de savoir si ces acquis se maintiendront dans le temps. Car, seule une réduction des émissions de la fonderie pourra assurer un environnement sain aux enfants qui habitent le quartier Notre-Dame. Le bilan que nous présentons aujourd'hui de la surveillance environnementale depuis une dizaine d'années nous permettra de répondre au moins partiellement à cette question.

Depuis le printemps 2001, le ministère de l'Environnement ainsi que certains groupes environnementaux au Québec s'inquiètent de plus en plus des retombées d'arsenic provenant de la fonderie. Il s'agit en effet de la plus importante source ponctuelle d'émission d'arsenic dans l'air au Québec et peut-être même au Canada. Ceci dans un contexte où beaucoup d'organismes tels l'Environmental Protection Agency (EPA) et l'Organisation mondiale de la santé (OMS) resserrent de plus en plus leurs recommandations concernant l'exposition à l'arsenic dans la population, compte tenu des recherches récentes montrant son potentiel cancérigène par inhalation de particules et par ingestion d'eau contaminée.

Auparavant, la surveillance environnementale visait uniquement le plomb, car il était logique de croire que les sources de contamination étaient à peu près les mêmes dans l'usine. Donc, si on

surveillait le plomb, on surveillait également les autres métaux lourds, tels l'arsenic et le cadmium. Les modifications constantes apportées au procédé depuis quelques années nous font soupçonner que ce n'est peut-être plus aussi vrai qu'auparavant. C'est pourquoi, la surveillance englobe l'arsenic autant que le plomb depuis près de deux ans. Un programme d'action spécifique à l'arsenic a d'ailleurs été mis sur pied par la fonderie pour la période 2003-2004.

Les données que nous avons compilées pour l'arsenic servent donc de référence pour comparaison avec les années futures, où nous l'espérons, une diminution des retombées sur le quartier pourra être obtenue.

---

# CHAPITRE PREMIER

## MÉTHODOLOGIE

---



---

## MÉTHODOLOGIE

---

Le quartier Notre-Dame couvre une superficie d'environ un km<sup>2</sup> au sud des installations de la fonderie. Les plus proches résidences sont situées à environ 100 mètres des installations industrielles et les plus éloignées, à environ un kilomètre. Il comprend environ 700 terrains résidentiels et une population qui avoisine 2 500 personnes, dont environ 150 enfants âgés entre 0 et 5 ans. Plusieurs institutions telles que les écoles, l'hôpital, l'aréna, le centre d'achats, les garderies, etc., y sont localisées tout près. On trouvera une carte géographique de la ville de Rouyn-Noranda (carte n° 1) ainsi que du quartier (carte n° 2) à l'annexe 1.

Les vents dominants proviennent de l'ouest. Plutôt nord-ouest en hiver et sud-ouest en été. Le printemps se caractérisent par des vents fortement dominants provenant du nord, tandis qu'à l'automne nous retrouvons surtout des vents du sud. Les épisodes calmes (vents inférieurs à deux kilomètres à l'heure) sont présents environ 10 % du temps<sup>4</sup>. Il est à noter que la fonderie a mis en place un système de contrôle intermittent (SCI) depuis une trentaine d'années et diminue volontairement ses émissions à la cheminée principale lorsque le panache menace de retomber sur la ville de Rouyn-Noranda (située au sud de la fonderie).

Le suivi des émissions depuis 1991 s'est fait à l'aide de trois types d'échantillonneurs :

- les jauges à poussières, qui mesurent essentiellement les grosses particules retombant rapidement sur le sol, par gravité;
- les échantillonneurs à haut débit, qui mesurent surtout les fines particules en suspension dans l'air;
- les carottes de terres de surface (premiers deux centimètres de sol) sur les terrains résidentiels du quartier, qui représentent l'accumulation au sol des retombées quotidiennes sur le quartier.

---

4. Données cumulatives de 1955 à 1995 provenant de la station météo d'Environnement Canada à Val-d'Or.





Les jauges à poussières sont des cylindres d'environ quinze centimètres de diamètres et 40 centimètres de hauteur, remplis d'eau et dans lesquels les poussières retombent par gravité. Ces appareils sont situés à faible hauteur (environ trois mètres du sol), dans des endroits peu influencés par des obstacles naturels ou artificiels (arbres, palissades, édifices élevés, etc.). L'ensemble de la poussière qui s'y dépose pendant un mois (30 jours) est ensuite analysée pour son contenu en métaux (plomb et arsenic surtout) par absorption atomique. Ce qui nous donne douze mesures par année par appareil. Cinq jauges sont installées selon un axe nord-sud au centre du quartier depuis 1990 et un témoin est installé à deux kilomètres au sud de la fonderie dans un autre quartier de la ville. Ces jauges sont gérées par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV). Six autres jauges sont installées selon un axe est-ouest au nord du quartier depuis mai 2000. Ces jauges sont gérées par le laboratoire environnementale de la fonderie Horne.

On trouvera sur la carte n° 3 à l'annexe 2 une localisation des différentes jauges dans le quartier. Comme il n'y a pas de normes ou de recommandations particulières actuellement au Canada pour ce genre de retombées, nous avons choisi de présenter les données en  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ , unité qui semble avoir obtenu la faveur de d'autres projets (par ex. : Trail, en Colombie-Britannique) de surveillance des retombées au sol.

Trois échantillonneurs à haut débit sont installés dans le quartier depuis octobre 1990. Ces appareils recueillent sur un filtre d'esters de cellulose les poussières en suspension dans les airs grâce à un puissant aspirateur qui fonctionne en continu pendant 24 heures à tous les six jours (61 mesures par année, par appareil). Le contenu en métaux des poussières totales recueillies sur le filtre est ensuite analysé en laboratoire par Inductively Coupled Plasma<sup>5</sup> (ICP). Deux des échantillonneurs sont gérés par le MENV et un troisième par les laboratoires de la fonderie Horne.

Ces appareils sont situés sur de hauts édifices (quatre étages) dans le quartier (sauf celui situé à proximité de l'usine situé sur le toit d'une remise), afin de ne pas être influencés par la poussière soulevée par le passage des véhicules sur les routes. On trouvera à l'annexe 2, carte 3, une localisation des échantillonneurs à haut débit dans le quartier.

---

5. Spectrophotomètre d'émission au plasma à l'argon.





Les analyses de sols ont été faites à deux reprises en 1999 et 2001. Il s'agissait de prélèvements composites dans des parcelles de surfaces équivalentes, regroupant de grands pâtés de maisons résidentielles. Les échantillons furent pris uniquement dans la partie ouest du quartier, celle qui fut presque entièrement décontaminée en 1990<sup>6</sup>. La partie ouest fut divisée en quinze parcelles regroupant environ une trentaine de terrains résidentiels chacune. La carte n° 4 de l'annexe 2 présente la localisation des quinze parcelles. Une analyse terrain par terrain fut également réalisée à l'été 2002, pour les quelques 200 terrains localisés au nord de la rue Carter.

Les échantillons furent homogénéisés et passés au tamis pour ne retenir que les particules fines. Leur contenu en métaux fut analysé par ICP au laboratoire de la fonderie Horne, après validation au moyen de duplicata auprès du laboratoire du MENV.

Pour l'ensemble des media analysés, les résultats de mesures individuelles furent regroupées en moyennes pour estimer les tendances centrales. Dans le cas des prélèvements en continu (jauges à poussière), nous avons utilisé la moyenne arithmétique. Dans le cas des échantillonnages qui n'étaient pas en continu (échantillonneur à haut débit), la moyenne géométrique fut préférée à la moyenne arithmétique, car la répartition percentile de nos données montrait une distribution qui s'apparentait plus à une distribution log-normale que normale<sup>7</sup>. Nous avons cependant présenté en annexe les moyennes arithmétiques lorsque disponibles, afin de présenter une version qui soit plus compatible avec les mécanismes d'accumulation des expositions chez la population<sup>8</sup>. Dans la mesure où cela ne surchargeait pas indûment le rapport, nous avons présenté les compilations sous forme graphique, afin de mieux illustrer les tendances générales.

Les résultats sont regroupés en fonction de deux métaux, soit le plomb et l'arsenic, les deux contaminants ayant le plus d'impact potentiel sur la santé de la population. Les données de poussières totales, souvent mieux corrélées avec les plaintes de nuisance de la part de la population, n'ont pas été considérées car elles peuvent avoir été influencées par la circulation des véhicules ainsi que les activités de construction et d'entretien dans le quartier.

---

6. La partie à l'est de la 9<sup>e</sup> Rue ne fut décontaminée qu'à 50 % environ en 1991.

7. La distribution log-normale se caractérise par une majorité de valeurs inférieures à la moyenne arithmétique, cette dernière surestimant donc la tendance centrale.

8. La moyenne arithmétique correspond en fait au concept de dose d'exposition pondérée en fonction du temps, lorsque les mesures individuelles sont d'égales durées. Cependant, elle pourrait surestimer l'exposition, dans le cas d'une distribution log-normale, si l'échantillon n'était pas représentatif de la totalité de l'exposition des gens.





Pour chacun des deux métaux, nous présentons d'abord une caractérisation de la tendance des retombées d'une année à l'autre (tendance temporelle), suivi d'une présentation de la tendance d'une localisation à l'autre dans le quartier (tendance géographique).

La présentation des résultats sera suivie d'une section « Commentaires », où on tentera d'interpréter les tendances qui se dégagent et d'extrapoler pour les années à venir.



---

# CHAPITRE 2

## RÉSULTATS

---

## RÉSULTATS

### 2.1 PLOMB

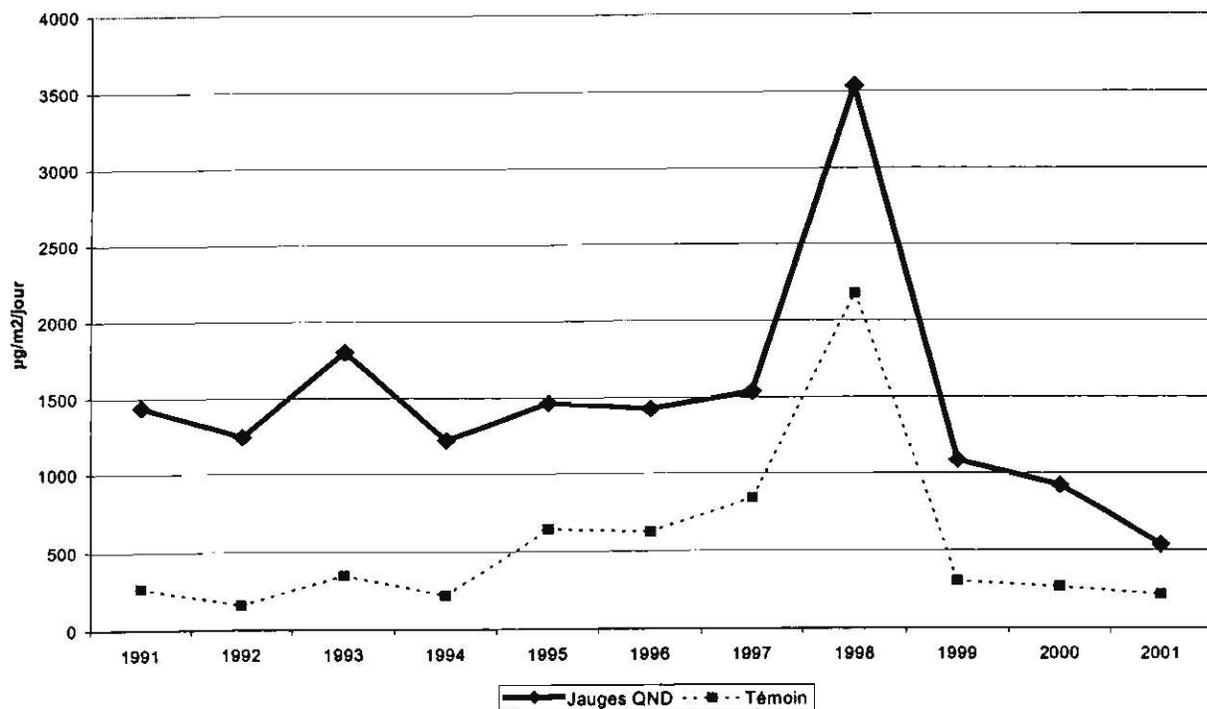
#### 2.1.1 RETOMBÉES AU SOL (JAUGES)

##### 2.1.1.1 Évolution dans le temps

###### *Jauges nord-sud*

On trouvera dans le graphique de la figure 1, une illustration de l'évolution dans le temps des retombées de plomb au sol depuis 1991.

Figure 1 : Retombées de plomb au sol dans le quartier Notre-Dame : moyennes arithmétiques de 1991 à 2001



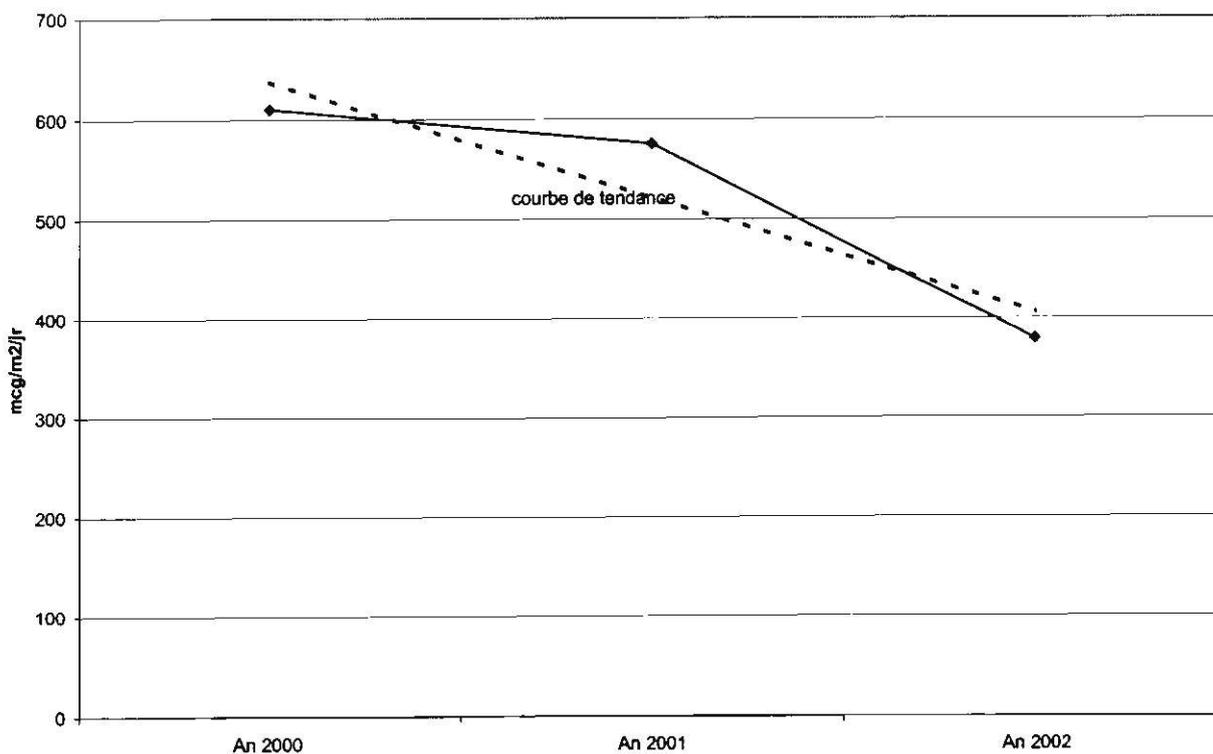


Le graphique de la figure 1 montre que, de 1999 à 2001, les retombées de plomb ont diminué systématiquement dans le quartier, pour l'ensemble des cinq jauges qui y sont localisées. Par contre, les années antérieures ont montré des variations marquées d'une année à l'autre. Il sera donc nécessaire de suivre la situation pendant quelques années encore pour vérifier si cette tendance se maintient.

### *Jauges est-ouest*

Le graphique de la figure 2 présente les variations annuelles pour les jauges situées selon un axe est-ouest, dans la partie nord du quartier.

Figure 2 : Évolution des retombées de plomb au sol pour l'ensemble des jauges dans l'axe est-ouest. : moyennes arithmétiques de 2000 à 2002



Le graphique de la figure 2 montre que, tout comme dans le cas des jauges nord-sud, une tendance à la baisse se manifeste pour les retombées est-ouest. Cependant, il faut être prudent ici, car la période de mesure est beaucoup plus courte, d'autant plus que nous disposons que de

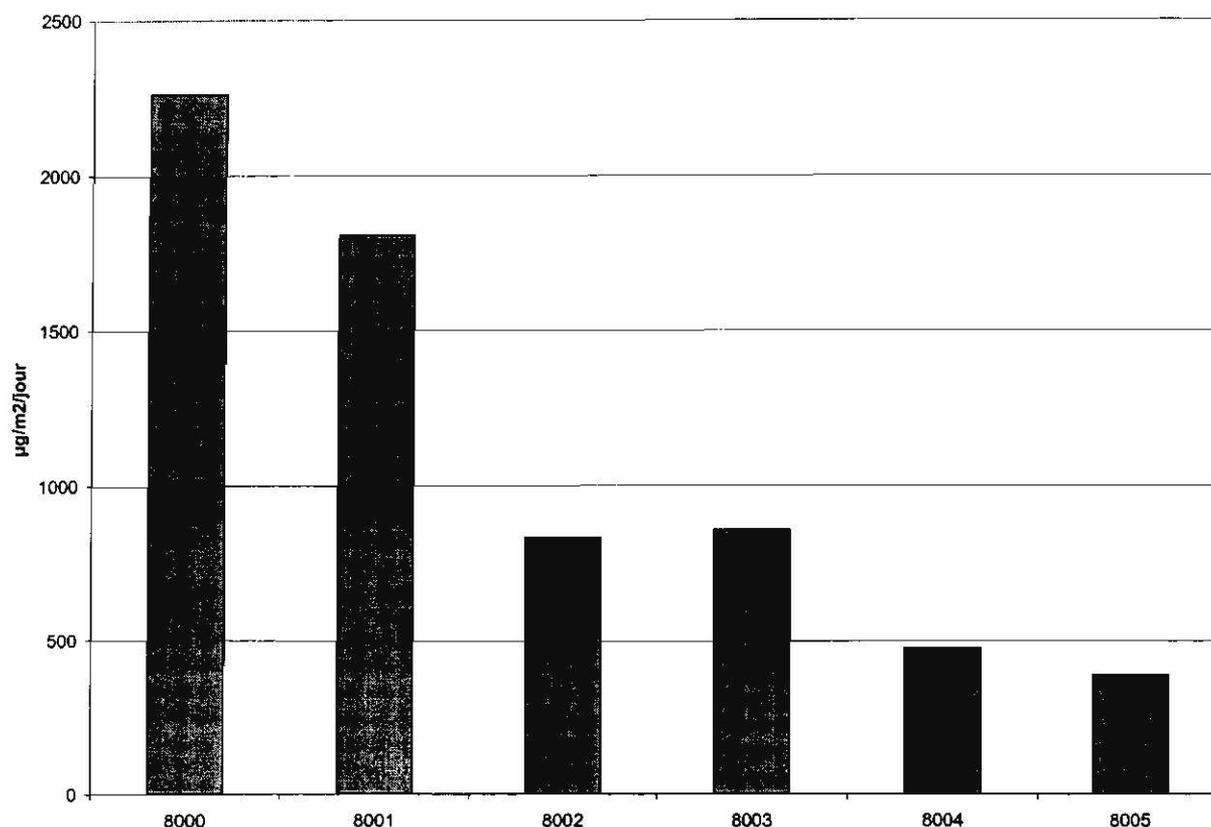
sept mois de données pour les années 2000 (mai à décembre) et 2002 (janvier à juillet). Seule une compilation des années suivantes pourra confirmer ou infirmer cette tendance.

### 2.1.1.2 Variations spatiales

#### Jauges nord-sud

Le graphique de la figure 3 présente les variations des retombées d'un endroit à l'autre du quartier selon un axe nord-sud.

Figure 3 : Répartition des retombées de plomb au sol dans le quartier, selon un axe nord-sud : moyennes arithmétiques par jauge de 1991 à 2002



La figure 2 montre un net découpage entre les jauges. En effet les jauges n° 8000 et n° 8001, situées au nord de la rue Carter, à moins de 150 mètre de la fonderie, montrent des concentrations beaucoup plus élevées que celles situées au sud de la rue Carter. Pour la jauge située la plus au sud (station n° 8004, à un kilomètre environ), la situation se compare assez bien à celle qui prévaut dans les quartiers plus au sud (à environ 2 km) de la ville (les niveaux y sont semblables à ceux de la jauge témoin).

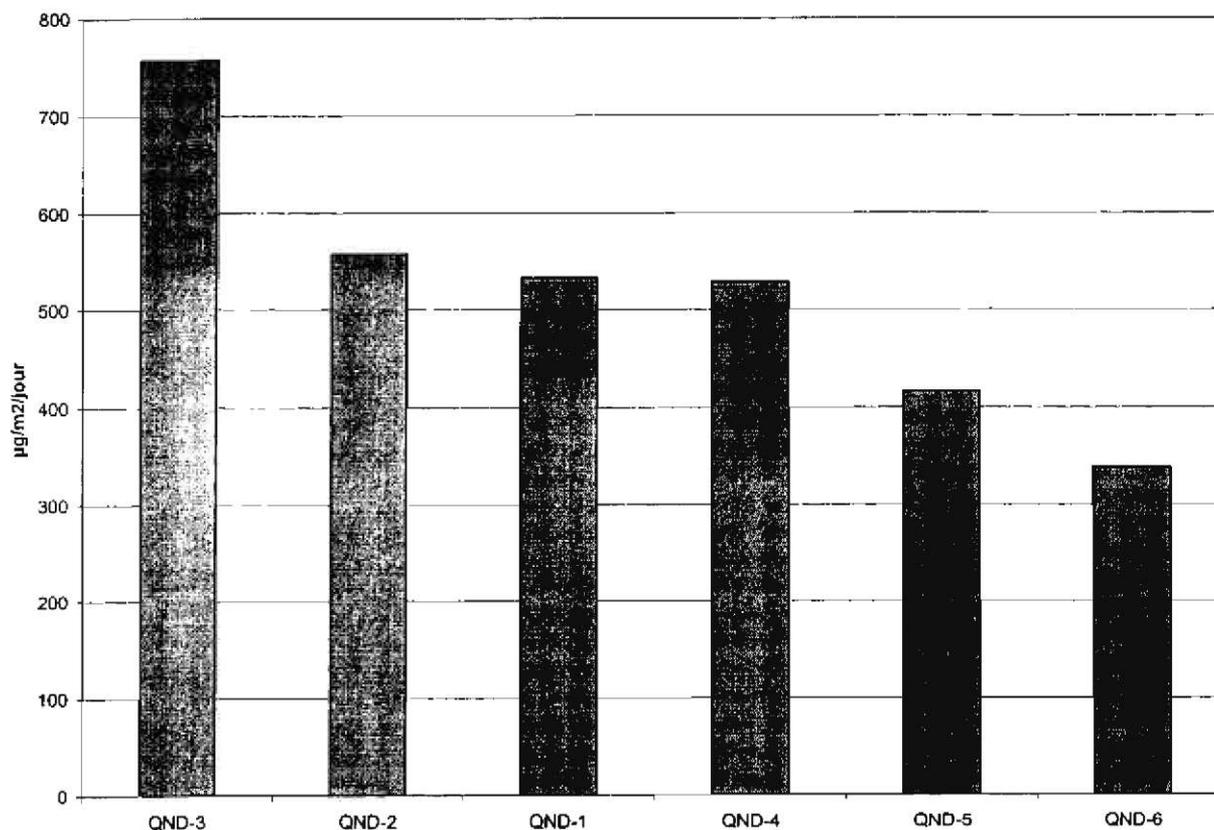




### Jauges est-ouest

La figure 4 montre la dispersion des retombées selon un axe est-ouest.

Figure 4 : Dispersion des retombées de plomb au sol, selon un axe est-ouest : moyennes arithmétiques annuelles pour chaque jauge de 2000 à 2002



La figure 3 nous permet de constater que les jauges QND-3 et QND-6 se démarquent de façon importante des autres. La première parce qu'on y retrouve des concentrations plus élevées qu'ailleurs et la seconde pour ses concentrations plus faibles. Il y a peu de différences entre QND-2, QND-1 et QND-4.

Si on fait le recouplement avec les jauges nord-sud, on pourrait déduire que les concentrations sont nettement plus importantes au nord de la rue Carter, mais dans la région centrale du quartier, c'est-à-dire de part et d'autre de la 6<sup>e</sup> Rue. Rappelons ici que nous ne disposons que d'à peine plus de 24 mois de données pour les jauges est-ouest et qu'en conséquence, il faudrait éviter de tirer des conclusions trop hâtives.



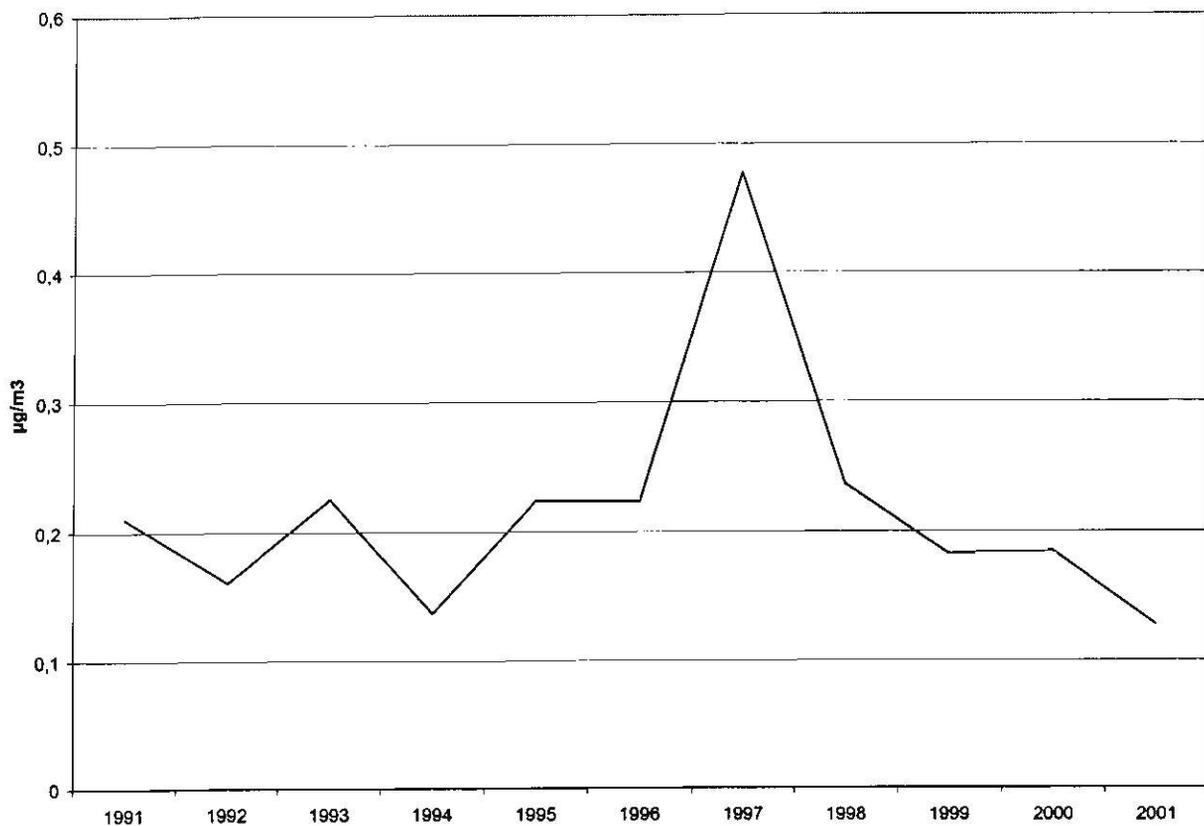


## 2.1.2 POUSSIÈRES EN SUSPENSION DANS L'AIR (HAUT DÉBIT)

### 2.1.2.1 Évolution dans le temps

Le graphique de la figure 5 nous présente les variations de concentrations moyennes dans le quartier depuis dix ans.

Figure 5 : Évolution des concentrations moyennes de plomb en suspension dans l'air dans le quartier : moyennes géométriques des 3 stations de mesure de 1991 à 2001



Le graphique de la figure 6 montre qu'il n'y a pas eu vraiment de tendance marquée dans l'évolution des concentrations depuis dix ans, sauf pour une augmentation marquée en 1997, qui ne s'est pas maintenue dans le temps.

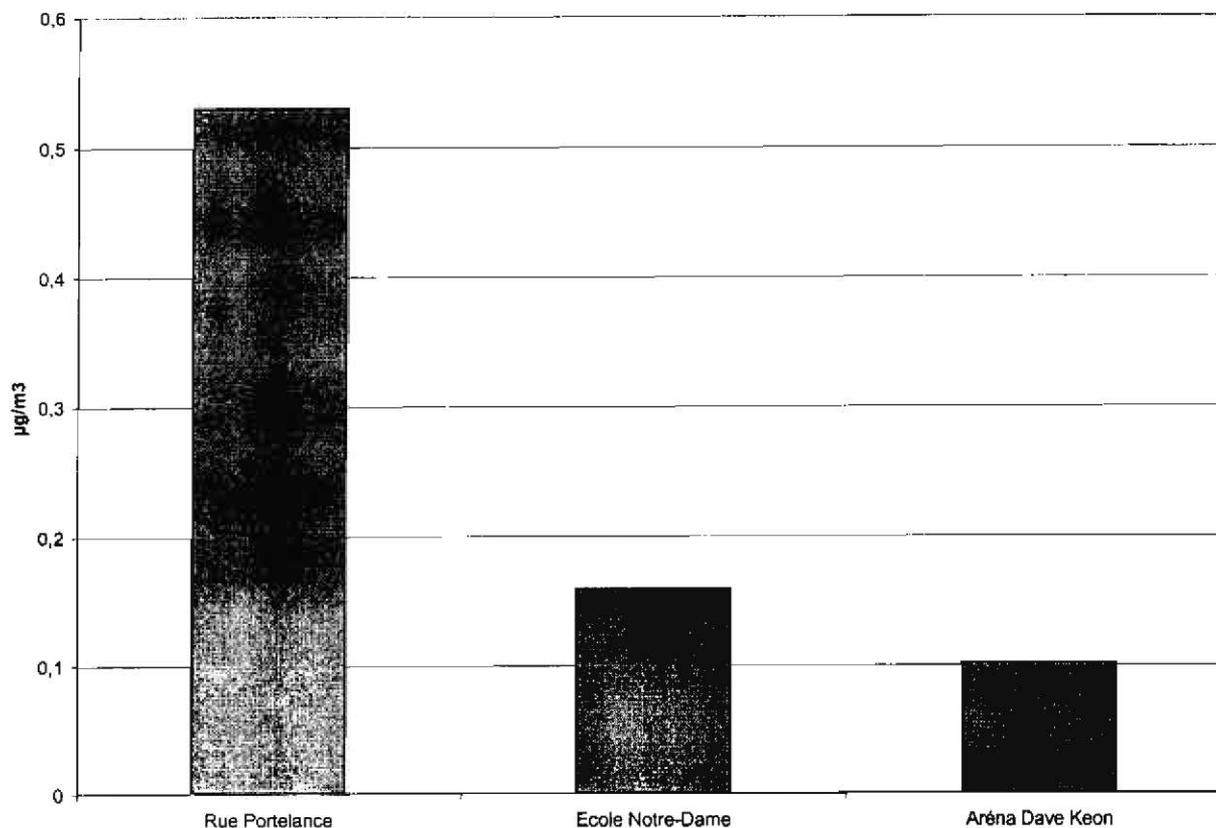




### 2.1.2.2 Variations spatiales

Le graphique de la figure 6 montre les variations de concentration en fonction de la localisation des stations.

Figure 6 : Plomb en suspension dans l'air : moyennes géométriques de 1991 à 2002 pour chaque station



La figure 6 nous permet de réaliser facilement que c'est la station Portelance (n° 8000) qui est de loin la plus exposée aux poussières en suspension dans l'air. Cependant, compte tenu de la proximité de cette station par rapport à la fonderie (moins de 150 mètres), et de sa faible hauteur par rapport au sol, il se peut qu'elle soit influencée par des poussières assez grossières (de plus de dix µm de diamètre aérodynamique).

On peut quand même en conclure que, comme dans le cas des jauges, la poussière en suspension dans l'air est plus importante au nord de la rue Carter (station Portelance) et probablement un peu plus élevée le long de l'axe de la 6<sup>e</sup> Rue (station École Notre-Dame).



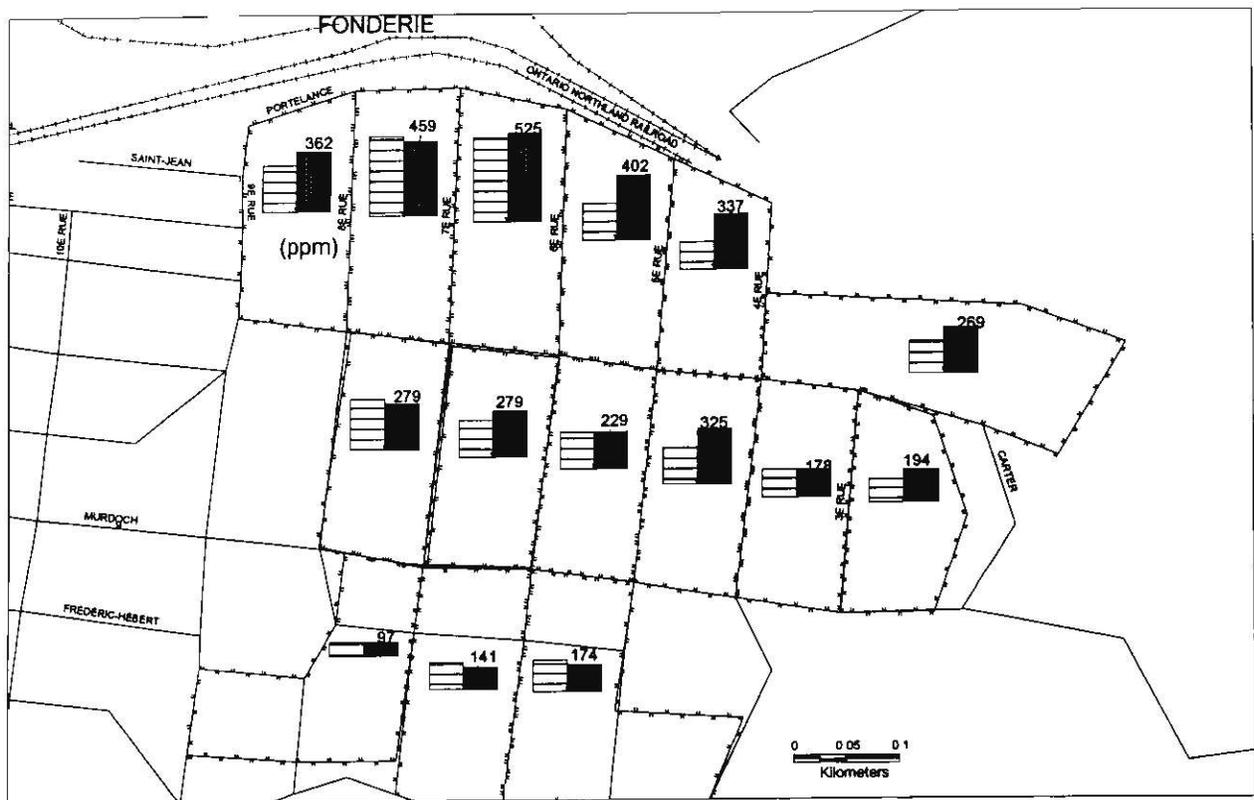


## 2.1.3 MESURES DES SOLS RÉSIDENTIELS

### 2.1.3.1 Évolution dans le temps

La carte géographique de la figure 7 illustre l'évolution de la concentration de plomb dans les sols entre 1999 et 2001. Rappelons que seuls les terrains qui avaient été décontaminés en 1990 ont été inclus dans l'échantillon. Bien que les terrains n'aient pas été systématiquement échantillonnés après la décontamination de 1990, la terre de remplacement utilisée contenait moins de 50 ppm de plomb à cette époque.

Figure 7 : Variation du taux de plomb (ppm) dans les sols du quartier entre 1999 et 2001



Pour ne pas surcharger la carte, seuls les niveaux mesurés en 2001 sont inscrits numériquement sur la carte. On remarque à la figure 7, que les retombées de la fonderie semblent avoir eu un impact non négligeable sur les sols résidentiels du quartier, puisqu'en 1999, la totalité des parcelles présentaient des teneurs supérieures à 50 ppm. Dans la majorité



des parcelles, cette tendance à l'augmentation des concentrations au sol d'une année à l'autre s'est maintenue entre 1999 et 2001. Certaines parcelles atteignent des niveaux voisins du critère de 500 ppm, utilisé en 1990 pour déterminer les terrains qui seraient décontaminés. Un résumé des données est présenté au tableau 1.

Tableau 1 : Comparaison des teneurs moyennes de plomb au sol (ppm) dans les parcelles échantillons

	1999	2001
Moyennes géométrique des 15 parcelles	214	258

*Différence significative,  $p = 0,009$ , comparaison de moyennes, test T de Student, valeurs appariées, ddl : 14*

On note entre 1999 et 2001 une augmentation par un facteur de 1,2 environ.

### 2.1.3.2 Variations spatiales

La figure 7 démontre bien que ce sont surtout les parcelles situées au nord du quartier (à moins de 400 mètres), qui sont les plus affectées et particulièrement celles situées entre la 8<sup>e</sup> et la 5<sup>e</sup> Rue. Ces résultats sont conséquents avec les résultats de suivi environnemental (jauges à poussières) présentés dans les sections précédentes.



## 2.2 ARSENIC

### 2.2.1 RETOMBÉES AU SOL (JAUGES)

#### 2.2.1.1 Évolution dans le temps

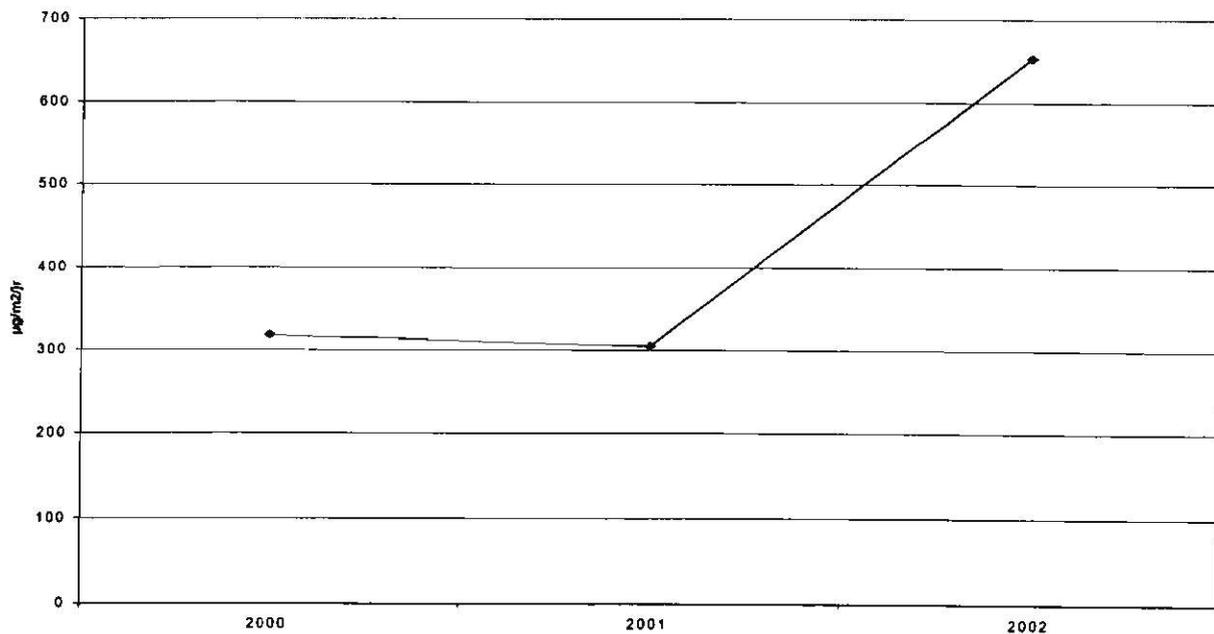
##### *Jauges nord-sud*

Le dosage de l'arsenic dans les jarres n'a débuté qu'en septembre 2001. Étant donné que nous avons seulement douze mois de résultats qui ont été analysés jusqu'ici, on ne peut établir de comparaisons sur une base annuelle encore.

##### *Jauges est-ouest*

Nous disposons de mesures que depuis mai 2000. Les résultats disponibles nous permettent seulement deux périodes de comparaisons, soit de mai 2000 à avril 2001, puis de mai 2001 à avril 2002. La comparaison entre ces deux années est présentée au graphique de la figure 8.

Figure 8 : Moyennes arithmétiques annuelles des retombées d'arsenic au sol pour l'ensemble des six jarres situées dans l'axe est-ouest du quartier Notre-Dame, de 2000 à 2002





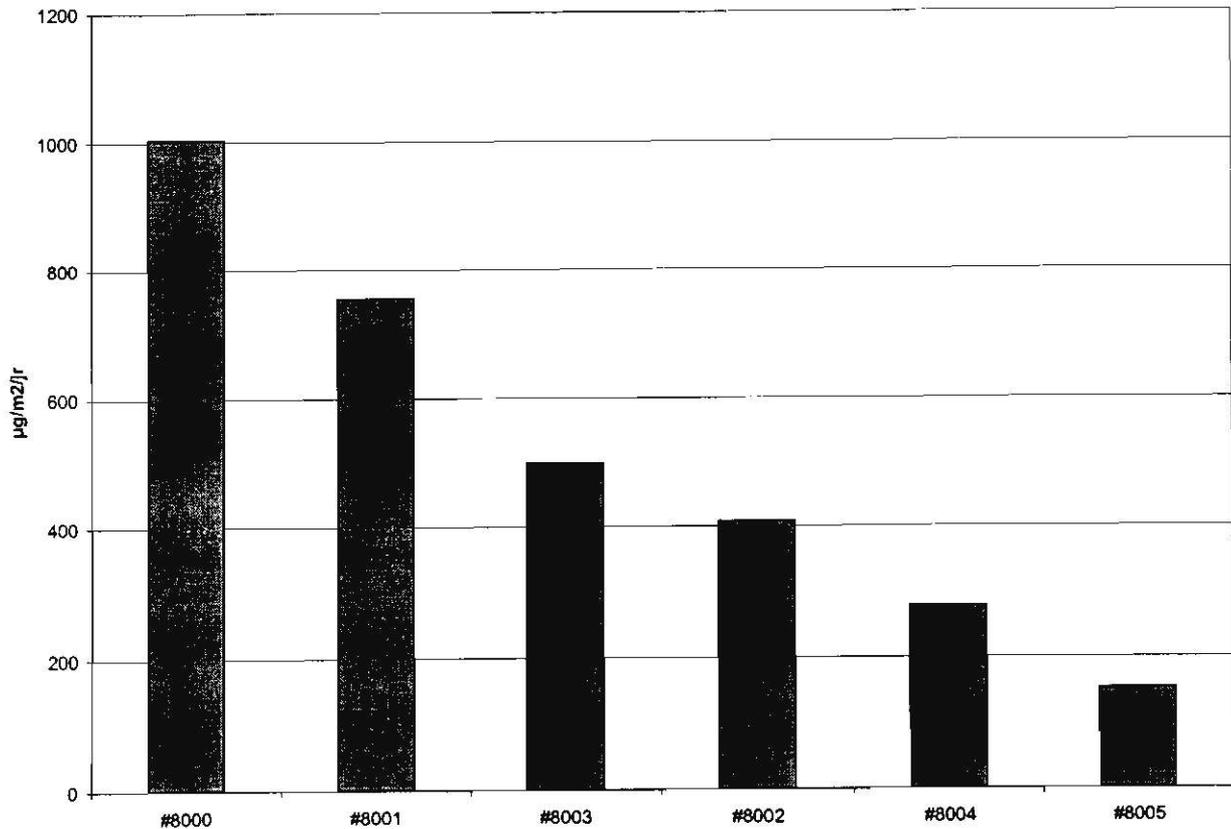
Le graphique de la figure 8 montre bien que les retombées d'arsenic au sol ont augmenté de l'année 2000 à l'année 2002 (particulièrement de 2001 à 2002). Cette période d'observation est trop courte pour qu'on puisse se prononcer sur la tendance générale. Cependant, ces données montrent que le comportement des retombées atmosphériques d'arsenic semble différer de celles de plomb (voir graphique de la figure 2), qui elles semblent subir une diminution de 2000 à 2002. Nous rappelons que les années 2000 et 2002 ne couvrent que sept mois de résultats. La prudence s'impose donc avant de tirer des conclusions définitives.

### 2.2.1.2 Variations spatiales

#### *Jauges nord-sud*

Le graphique de la figure 9 illustre la répartition des retombées selon un axe nord-sud pendant l'année allant de septembre 2001 à août 2002.

Figure 9 : Variation des retombées nord-sud d'arsenic au sol, selon la localisation des jauges (moyennes arithm. 2001-2002)



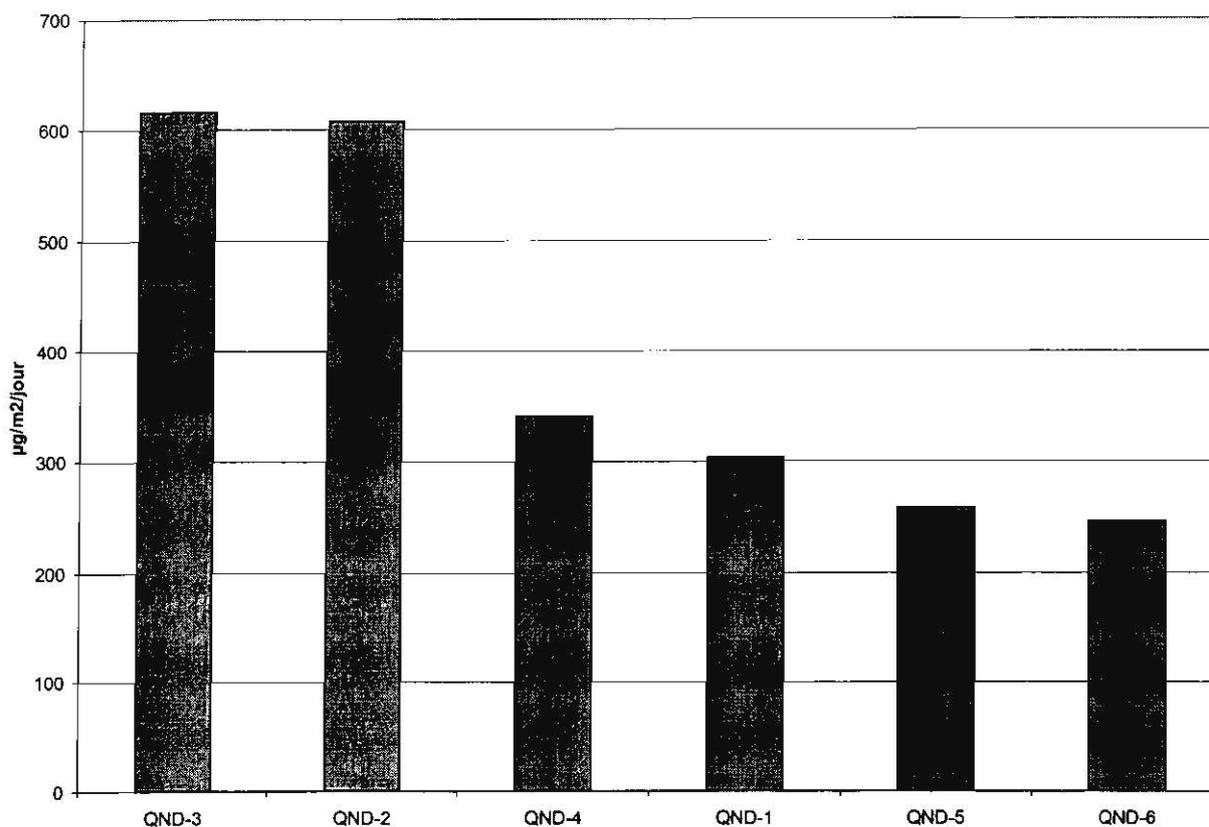


Le graphique de la figure 9 montre une diminution graduelle des retombées d'arsenic au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'usine, selon un axe nord-sud. La période d'observation assez courte (douze mois) ne nous permet pas de comparaison valable avec le graphique de la figure 3, qui montrait cependant une semblable tendance pour les retombées de plomb au sol, mais où la station n° 8001 semblait davantage affectée que dans le cas de l'arsenic.

### *Jauges est-ouest*

La variation géographique des retombées selon un axe est-ouest est présentée à la figure 10.

Figure 10 : Variation des retombées d'arsenic au sol pour chacune des jarres selon un axe est-ouest (2000-2002)



Le graphique de la figure 10 montre que les concentrations sont plus élevées dans le centre du quartier (à la hauteur de la 6<sup>e</sup> Rue). Si on compare avec le graphique de la figure 4, on note cependant que la jauge QND-3 se démarque un peu moins des autres dans le cas de l'arsenic que dans celui du plomb, mais surtout que la jauge QND-1, située plus à l'ouest, est moins



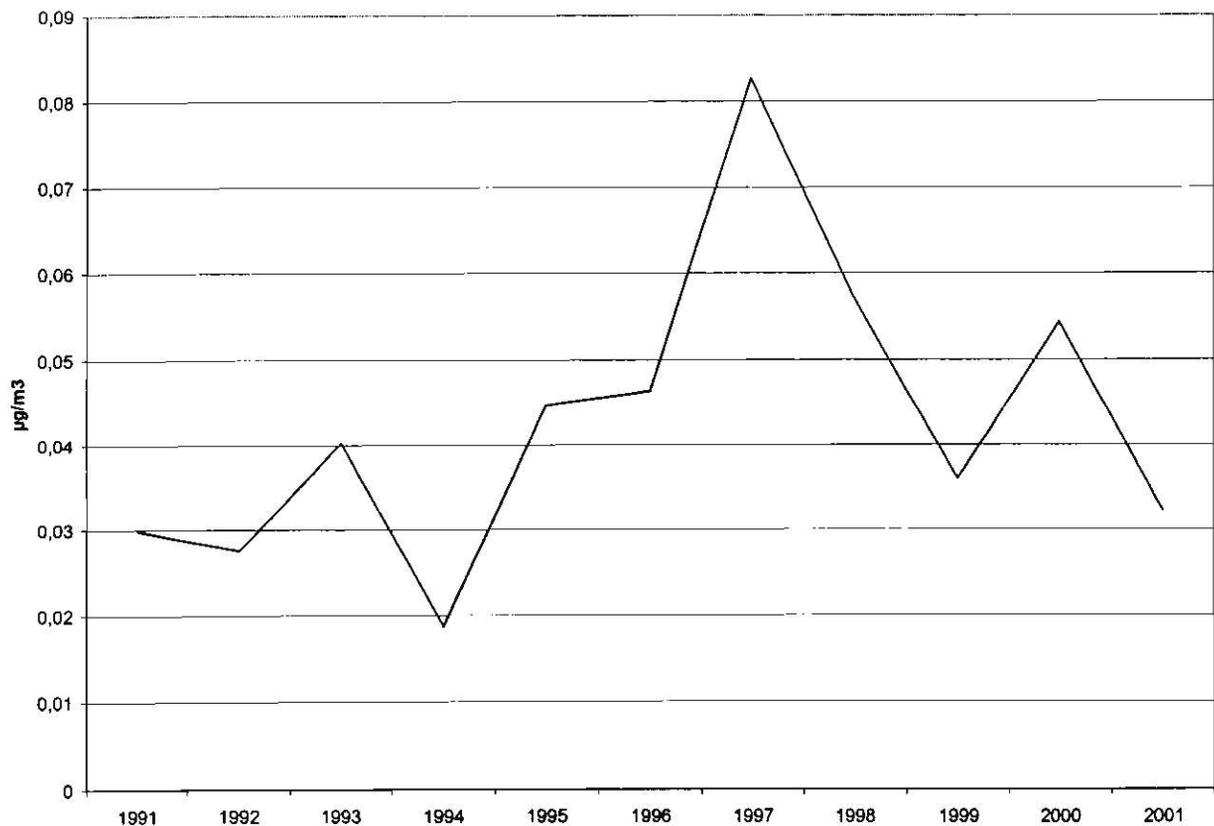
prédominante que dans le cas du plomb. L'est du quartier, semble plus affecté par l'arsenic que par le plomb.

## 2.2.2 POUSSIÈRES EN SUSPENSION DANS L'AIR (HAUT DÉBIT)

### 2.2.2.1 Évolution dans le temps

L'évolution des concentrations d'une année à l'autre pour les poussières d'arsenic en suspension dans l'air est illustré dans le graphique de la figure 11.

Figure 11 : Moyennes géométriques de l'arsenic en suspension dans l'air pour l'ensemble des trois échantillonneurs à haut débit installés dans le quartier (1991 à 2001)



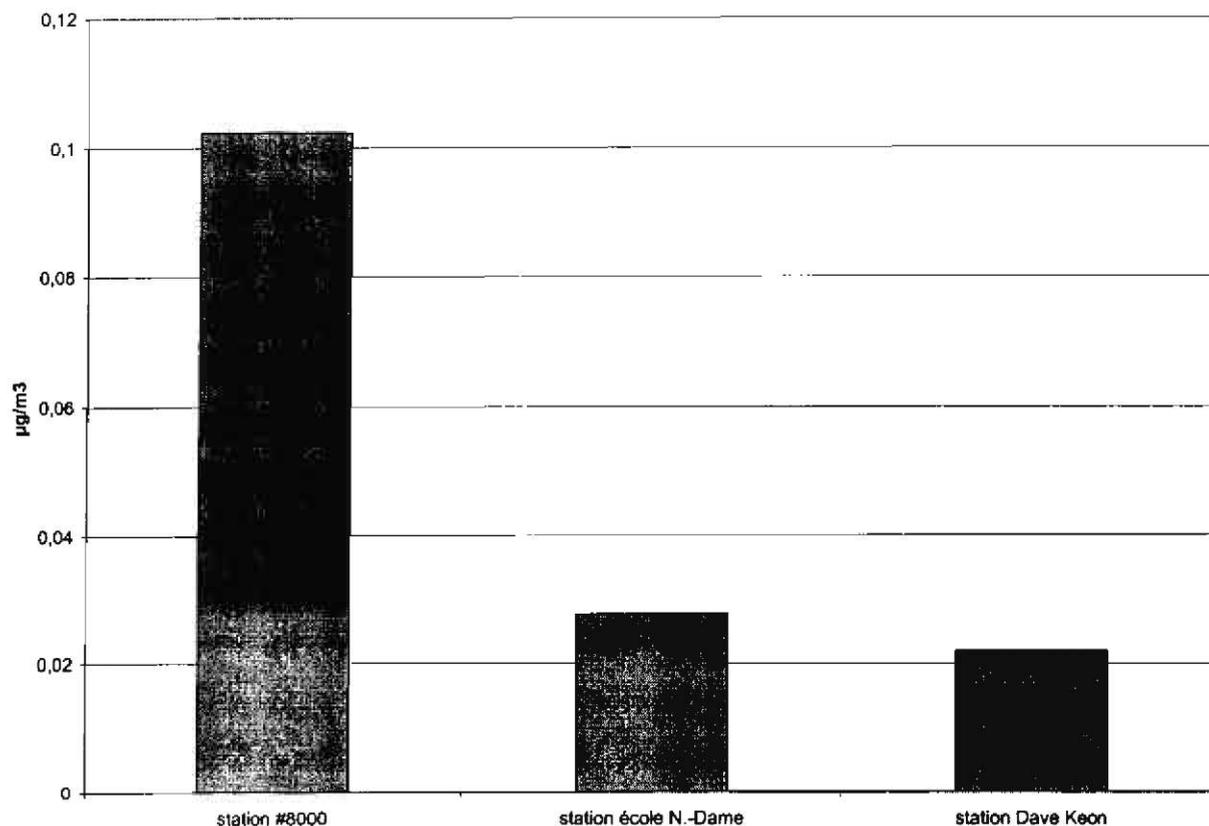
Le graphique de la figure 11 montre que les concentrations d'arsenic en suspension dans l'air fluctuent beaucoup d'une année à l'autre, sans qu'on puisse observer de tendance à long terme. La courbe du graphique de la figure 11 s'apparente à celle du graphique de la figure 5 (plomb en

suspension dans l'air), avec le même pic en 1997, suivi d'un retour vers les niveaux d'avant 1997 par la suite, retour qui fut un peu moins rapide cependant que dans le cas du plomb.

### 2.2.2.2 Variations spatiales

Le graphique de la figure 12 montre les variations géographiques des concentrations d'arsenic en suspension dans l'air pendant une dizaine d'années d'observations.

Figure 12 : Moyennes géométriques d'arsenic en suspension dans l'air pour chacune des trois stations dans le quartier, de 1991 à 2001



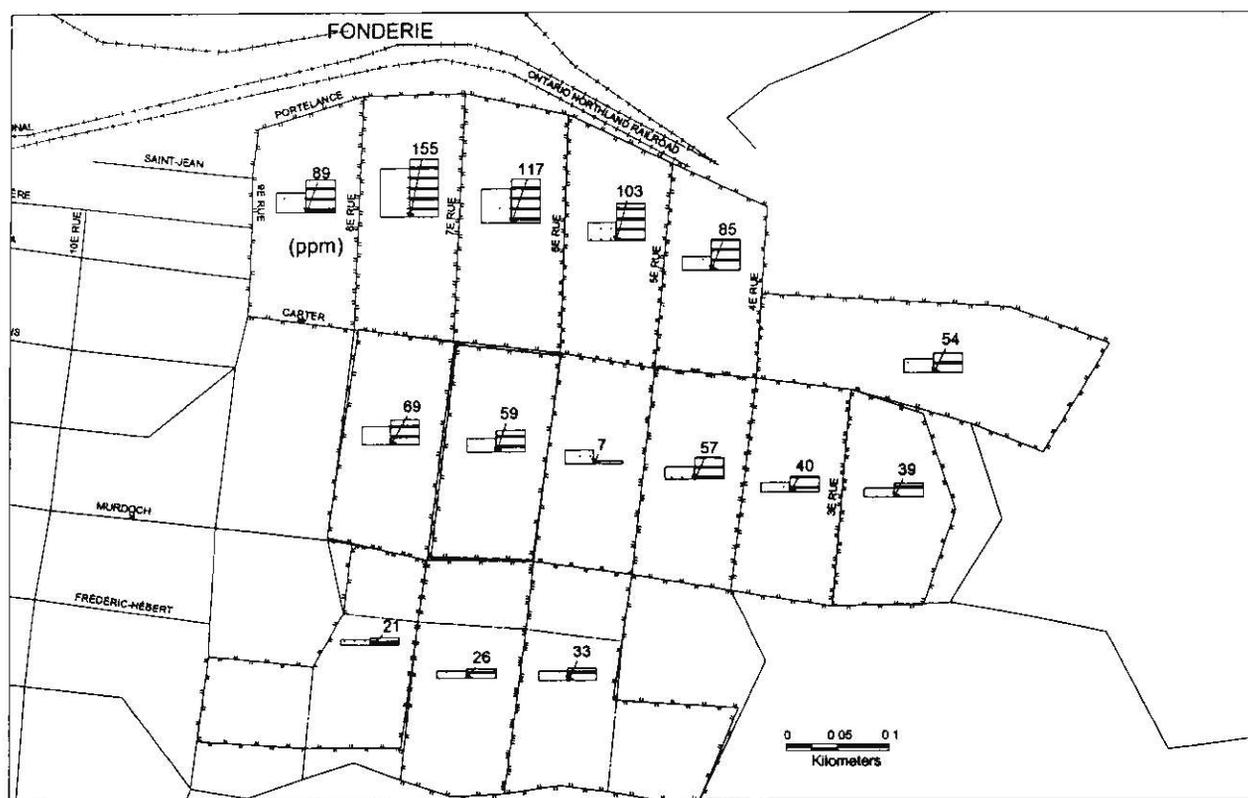
Comme dans le cas du plomb en suspension dans l'air (voir figure 6), on remarque que les concentrations sont beaucoup plus importantes à la station situées à 100 mètres de la fonderie qu'aux deux autres (localisées à 500 mètres environ). Les mêmes remarques s'appliquent pour l'arsenic en ce qui concerne la proximité et la faible hauteur de la station n° 8000.

## 2.2.3 MESURES DES SOLS RÉSIDENTIELS

### 2.2.3.1 Évolution dans le temps

La carte géographique de la figure 13 illustre les diverses teneurs en 1999 et en 2001 de l'arsenic dans les sols résidentiels décontaminés en 1990.

Figure 13 : Concentrations d'arsenic dans les sols des différentes parcelles de terrains résidentiels échantillonnées en 1999 et en 2001



Pour ne pas surcharger la carte, seuls les niveaux mesurés en 2001 sont inscrits numériquement sur la carte. Comme dans le cas du plomb (voir carte de la figure 7), on remarque à la figure 13, que les retombées de la fonderie semblent avoir eu un impact sur les teneurs en arsenic sur les sols résidentiels du quartier. Dans la majorité des parcelles, cette tendance à l'augmentation des concentrations au sol d'une année à l'autre s'est maintenue entre 1999 et 2001. Un résumé des données est présenté au tableau 2.



Tableau 2 : Comparaison des teneurs moyennes d'arsenic au sol (ppm) dans les parcelles échantillons

	1999	2001
Moyennes géométrique des 15 parcelles	38,2	50,4

*Différence significative,  $p = 0,0019$ , comparaison de moyennes, test  $T$  de Student, valeurs appariées  $ddl = 14$*

On note entre 1999 et 2001 une augmentation par un facteur de 1,32 environ, légèrement supérieure à celle observée pour le plomb qui fut de 1,2.

### 2.2.3.2 Variations spatiales

Comme dans le cas du plomb, la figure 13 démontre bien que ce sont surtout les parcelles situées au nord du quartier (à moins de 400 mètres), qui sont les plus affectées et particulièrement celles situées entre la 8<sup>e</sup> et la 5<sup>e</sup> Rue. Ces résultats sont conséquents avec les résultats de suivi environnemental (jauges à poussières) présentés dans les sections précédentes.

---

**CHAPITRE 3**

**COMMENTAIRES**

---



---

## COMMENTAIRES

---

---

### 3.1 PLOMB

---

Les résultats montrent une diminution appréciable des retombées de plomb au sol de 1998 à 2001. La partie centre-nord du quartier demeure la plus exposée.

Par contre les poussières en suspension dans l'air (poussières fines) n'ont pas vraiment diminué (ni augmenté) depuis 1991. Ici encore la partie nord du quartier semble la plus exposée.

Les résultats de plomb dans les sols montrent que depuis dix ans les sols se sont recontaminés au plomb à des degrés variables. La partie centre-nord a connu la hausse la plus marquée. Ce qui montre bien la relation étroite entre les résultats des jauges à poussières et la contamination des sols.

Étant donné que les enfants sont le sous-groupe de la population du quartier qui est le plus susceptible de subir les effets d'une exposition au plomb, il est important de connaître quelles sont les voies privilégiées par lesquelles ils absorbent le plomb. Il a été bien démontré, notamment chez les travailleurs que l'inhalation de vapeurs de plomb peut conduire à une élévation importante du taux de plomb dans le sang. L'ingestion par voie digestive peut provoquer le même phénomène, mais les doses ingérées doivent être importantes, compte tenu qu'une bonne partie de ce qui est ingéré est éliminé dans les selles, surtout chez l'adulte (Lauwerys, 1990).

Chez l'enfant cependant, à cause du contact plus étroit avec le sol et à cause d'une plus grande absorption intestinale, on considère que la **voie digestive** est la principale voie d'exposition<sup>9</sup>. C'est pourquoi il est si important de réduire au maximum le contenu en plomb dans les

---

9. Selon les études faites chez de jeunes enfants (0-5 ans) à Trail, C.-B., et dont la plombémie moyenne se situait autour de 60 µg/l, 98 % de la dose absorbée provenait de l'ingestion de plomb dans le sol et la poussière intérieure et 2 % seulement provenait de l'inhalation de poussières en suspension dans l'air (Trail Community Lead Task Force, 2001, p. 29).

poussières déposées au sol dans les aires fréquentées régulièrement par les enfants, que ce soit à l'intérieur ou à l'extérieur de la maison.

Or, on a constaté, dans le quartier Notre-Dame, une diminution régulière de la plombémie, de 1989 à 1999, malgré le fait que les sols se soient recontaminés de façon importante entre 1991 et 1999. Ceci nous montre que, pour l'instant, la recontamination des sols ne semble pas avoir eu d'effets dramatiques sur la plombémie des enfants du quartier.

Beaucoup de facteurs pourraient expliquer ce paradoxe, mais nous ne pouvons pas les identifier de façon certaine. Par exemple, il se peut que la baisse de plombémie observée ces dernières années coïncide avec la baisse généralisée des plombémies qu'on observe un peu partout dans les pays développés à travers le monde. Pour le savoir, il aurait fallu comparer l'évolution des plombémies des enfants du quartier à un groupe-témoin, non exposé à une source locale de plomb.

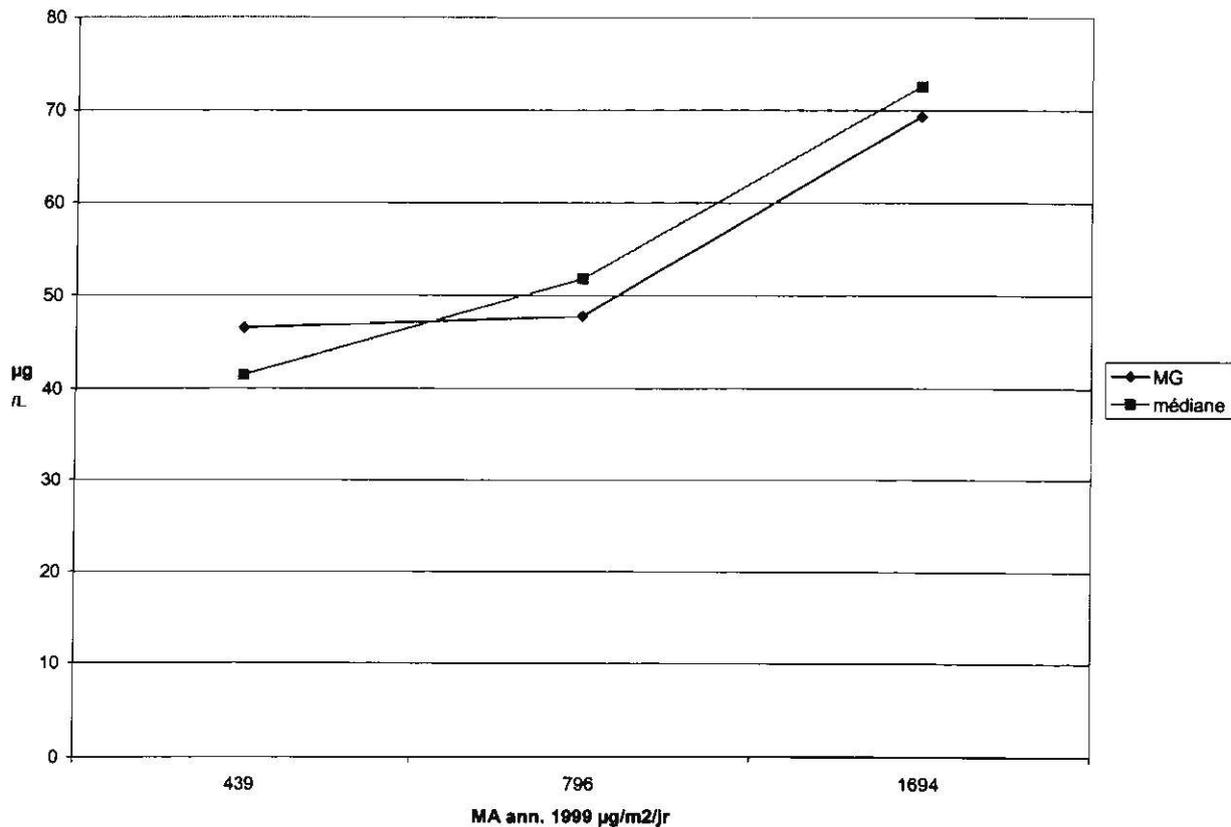
Il se peut également que les enfants des années 2000 n'aient plus tout à fait le même mode de vie que ceux des années 1990. Par exemple, ils pourraient passer plus de temps dans des garderies, moins de temps à jouer dehors, de plus longues périodes à l'extérieur du quartier pendant la saison estivale (vacances des parents), etc. Les parents sont peut-être plus vigilants pour appliquer les mesures d'hygiène recommandées pour diminuer l'exposition au plomb chez les enfants. Bien que les questionnaires administrés avant les plombémies tenaient compte de l'influence de ces facteurs, il aurait fallu mener des études plus systématiques sur le comportement des parents avec leurs jeunes enfants de 1989 à 1999.

Parallèlement à cette augmentation du niveau de plomb dans les sols, on remarque que le niveau des retombées au sol en 1993 (date de la dernière plombémie) était 1,3 fois supérieur à celui de 1999 (voir graphique de la figure 1). Les retombées au sol ont sans doute une importance considérable puisqu'il s'agit de la couche superficielle, fraîchement déposée par terre et donc plus accessible aux enfants, notamment sur les surfaces dures. Les données du dépistage de Trail (Hilts et al, 2001) ont d'ailleurs très bien démontré que la seule réduction des retombées au sol (de 2 000 à 1 000  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ ), sans aucune intervention sur les sols, avaient permis de réduire les plombémies (moyennes géométriques) de 105 à 85  $\mu\text{g}/\text{l}$  en une année. Cette réduction s'est maintenue et même accentuée par la suite de 1997 à 2000 à Trail, alors que les retombées au sol se stabilisaient autour de 1 000  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ .

Une chose demeure certaine cependant, c'est que tant que le plomb s'accumulera dans l'environnement des enfants, le risque d'en retrouver avec des plombémies élevées sera toujours présent. La simple prudence nous recommanderait de diminuer au maximum les retombées au sol de plomb dans le quartier. Mais jusqu'où devons-nous les diminuer? Il n'y a pas de réponse évidente à cette question.

Lorsqu'on analyse les données de la dernière plombémie (1999), on réalise que la majorité des enfants qui habitent à l'ouest de la 9<sup>e</sup> Rue et au nord de la rue Carter, avaient des plombémies supérieures à 50  $\mu\text{g/l}$  (moyenne géométrique de 69  $\mu\text{g/l}$ ) alors que la majorité de ceux qui habitaient au sud de la rue Murdoch (et à l'ouest de la 9<sup>e</sup> Rue) avaient des plombémies inférieures à 50  $\mu\text{g/l}$  (moyenne géométrique de 46  $\mu\text{g/l}$ )<sup>10</sup>. Les différences entre les groupes apparaissent encore plus évidente lorsqu'on utilise la médiane des plombémies plutôt que la moyenne géométrique, tel qu'illustré dans le graphique de la figure 14.

Figure 14 : Moyennes géométriques et médianes des plombémies en fonction du niveau moyen de retombées de plomb au sol chez les groupes d'enfants exposés





Les niveaux de retombées de plomb au sol mesurés au sud de la rue Murdoch peuvent être considérés sécuritaires alors que ceux au nord de la rue Carter sont probablement trop élevés. Ces niveaux représentaient respectivement, des retombées de plomb au sol de 439 et de 1 694  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ . Entre les deux, il existe une zone grise (niveaux de retombées se situant autour de 800  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ ) où une bonne partie des enfants demeurent tout de même protégés (moyenne géométrique de 48  $\mu\text{g}/\text{l}$ ).

En 2001, seule la partie nord du quartier (jauges n° 8000 et n° 8001) présentait encore des niveaux de retombées supérieurs à 400  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ . La moyenne arithmétique pour l'ensemble du quartier était de 531  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$  en 2001. Ce qui est un signe encourageant pour nous, surtout si cette diminution se maintient au fil des années.

L'OMS (2000) mentionne dans son document que certaines recherches démontrent que les plombémies commencent à s'élever chez les enfants à partir de 250  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ , mais elle n'a pas émis de recommandations concernant le niveau acceptable de retombées de plomb au sol. Toutefois, cet organisme recommande que la médiane des plombémie ne dépasse pas 54  $\mu\text{g}/\text{l}$ , ce qui devrait assurer que moins de 2 % des enfants aient des plombémies supérieures à 100  $\mu\text{g}/\text{l}$  (OMS, 2000). Les données du dépistage de 1999 montrent que cet objectif serait presque<sup>11</sup> atteint avec des niveaux moyens de retombées se situant autour de 800  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ . On peut donc considérer le niveau actuel (2001) de retombées (moyenne géométrique de 500  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$ ) comme très rassurant par rapport à l'objectif de l'OMS.

Nous croyons donc que si les niveaux de retombées de plomb au sol se stabilisaient autour de 500  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$  pendant les années futures, on pourrait considérer que le risque de se retrouver avec des plombémies supérieures à 100  $\mu\text{g}/\text{l}$  serait très faible, surtout si, par mesure de précaution, des engagements sont pris de la part de la fonderie pour remplacer les sols dans certaines sections du quartier lorsque la majorité d'entre eux auront dépassé 500 ppm.

---

10. De plus, 83 % des enfants ayant plus de 100  $\text{mg}/\text{l}$  habitaient au nord de la rue Carter.

11. En fait nous avons 94 % des plombémies inférieures à 100  $\mu\text{g}/\text{l}$  avec une médiane de 51,8  $\mu\text{g}/\text{l}$ .





---

## 3.2 ARSENIC

---

Nous disposons d'une moins longue période d'observation pour vérifier si les concentrations d'arsenic dans l'air diminuent ou non avec le temps. Toutefois, le peu de données disponibles ne laisse pas présager que les concentrations soient à la baisse depuis quelques années, contrairement à ce qui se passe avec le plomb.

Les retombées semblent affecter à peu près le même secteur que dans le cas du plomb, mais plus concentrées dans la partie est de l'axe est-ouest (dans le cas du plomb c'était surtout la partie centrale de ce même axe qui prédominait).

Ces deux constats nous amènent à croire que, au moins partiellement, les sources de retombées d'arsenic sur le quartier ne sont pas les mêmes que pour le plomb. C'est-à-dire qu'il y aurait, en plus de sources diffuses communes aux deux métaux, des sources plus spécifiques d'arsenic. Il faudrait que cette hypothèse soit validée par des métallurgistes qui connaissent bien le procédé de traitement de la fonderie.

Contrairement au plomb, l'arsenic ne présente pas un danger spécifique à la population infantine, mais touche l'ensemble de la population du quartier. En effet, le problème de santé majeur relié à l'exposition à l'arsenic demeure le cancer (peau et poumon surtout) et il résulte d'une exposition chronique sur des dizaines d'années, lorsqu'on a affaire à de faibles concentrations, comme c'est le cas dans le quartier Notre-Dame. L'exposition durant l'enfance, via les sols ou l'air, représente donc une partie assez mineure dans l'exposition de toute une vie.

Certaines études d'évaluation de risque (Exponent, 1998) ont démontré que le risque à la santé associé à la contamination à l'arsenic provenait beaucoup plus de l'inhalation de particules en suspension dans l'air que d'ingestion d'arsenic au sol et ce, pour une population (enfants et adultes) vivant près d'une fonderie de plomb à Trail en Colombie-Britannique, avec des niveaux dans les sols légèrement supérieurs à ceux retrouvés dans le quartier.

Pour l'arsenic ce sont donc les concentrations de poussières en suspension (poussières fines) qui devraient nous préoccuper le plus. Or, ces concentrations sont en moyenne environ dix fois plus élevées que celles retrouvées dans d'autres villes nord-américaines où on ne retrouve pas



de source ponctuelle d'arsenic. Pour la plus exposée des stations d'échantillonnage, cela représente même un facteur de près de 100. La situation se démarque encore davantage des autres villes nord-américaines, si on utilise les moyennes arithmétiques plutôt que géométriques, comme base de comparaison (voir annexe 5).

Il est difficile actuellement de se fixer un objectif en termes de concentrations maximales acceptables dans l'air, en l'absence de toute norme ou recommandation au Québec et au Canada actuellement. Certains organismes comme l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA, 1998) et l'OMS ont proposé certains objectifs. Comme il s'agit d'un cancérigène pour lequel on ne sait pas s'il existe ou non un seuil sécuritaire en deçà duquel on n'augmenterait pas les chances de produire des cancers dans la population, ces organismes ont proposé, par mesure de prudence, des objectifs qui supposent qu'il n'y a pas de seuil à l'action cancérigène de l'arsenic. À toutes fins pratiques, cela signifie que l'exposition zéro serait souhaitable. Cependant, dans la vraie vie, la population entière de la Terre est exposée à un niveau quelconque d'arsenic, soit dans l'air, dans l'eau, dans le sol ou dans les aliments et un tel objectif serait impossible à atteindre.

La prudence commanderait qu'on réduise au maximum la concentration d'arsenic dans l'air et c'est l'objectif à long terme vers lequel il faut tendre. Cependant, la prudence ne doit pas être excessive non plus. Beaucoup d'incertitude subsiste, non seulement sur les concentrations minimales cancérigènes mais aussi sur la dose réelle d'arsenic à laquelle la population est exposée. Calculer celle-ci à partir des seules concentrations mesurées aux échantillonneurs risque de surestimer beaucoup la réalité<sup>12</sup>.

À court ou moyen terme, on devrait viser une réduction significative (de l'ordre de 50 %) des concentrations, ce qui devrait nous rapprocher de la moyenne (entre 0,001 et 0,003  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des grandes villes (Commission européenne, 2000) tout en tentant de diminuer encore davantage cet écart à long terme (la moyenne géométrique actuelle [2001] dans le quartier est de 0,032  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

---

12. En effet, les gens ne passent pas leur vie dehors, à proximité de leur maison, pendant 40 ans. Beaucoup travaillent à l'extérieur du quartier et ceux qui y demeurent toute la journée passent peu de temps dehors généralement (moins d'une heure par jour en moyenne). Or, les concentrations de poussières d'arsenic sont probablement plus faibles à l'intérieur qu'à l'extérieur des maisons (Exponent, 1998).

---

# CONCLUSION

---



---

## CONCLUSION

---

Le bilan de dix années de surveillance environnementale dans le quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda montre que les retombées de poussières de plomb au sol semblent avoir diminué depuis 1998. Cependant, ce n'est pas le cas pour les poussières fines en suspension dans l'air. Par contre, cette diminution n'a pas pu empêcher les sols de se recontaminer depuis les travaux de décontamination en 1990-1991, notamment dans la partie centre-nord du quartier.

Cependant, la dernière plombémie des enfants du quartier ne reflète pas cette augmentation du taux de plomb dans les sols. La diminution des retombées au sol entre 1993 et 1999 peut peut-être expliquer en partie cette situation. Par mesure de prudence, nous recommandons que les niveaux de retombées au sol ne dépassent pas le niveau moyen mesuré en 2001, soit 500  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{jour}$  (60 % de ce qu'ils étaient lors de la plombémie de 1999). Ce qui devrait permettre de rencontrer facilement l'objectif de Santé Canada (1994), de 95 % des enfants avec des plombémies inférieures à 100  $\mu\text{g}/\text{l}$ .

La décontamination des sols dans les secteurs où on retrouve des concentrations significativement supérieures à 500 ppm pourrait s'avérer nécessaire dans le futur, si un consensus d'experts le jugeait nécessaire. La surveillance environnementale des émissions atmosphériques devra se poursuivre quelques années encore, de façon à s'assurer que la diminution observée depuis 1998 se maintienne dans le temps.

Concernant l'arsenic, le monitoring des poussières fines, qui représentent le risque le plus important au point de vue santé, montre que la situation ne s'améliore pas depuis 1991. Bien que nous ne soyons pas en mesure actuellement d'évaluer le risque réel que cela représente pour la population du quartier, nous constatons que les concentrations mesurées dans le quartier sont de beaucoup supérieures à ce qu'on retrouve dans les villes canadiennes en général, y compris celles où l'on retrouve des fonderies de métaux non ferreux (Environnement Canada, 1999).



Un programme de réduction des rejets atmosphériques d'arsenic a été mis sur pied pour la fonderie et vise à réduire de plus de 80 % les émissions à la cheminée principale d'ici une ou deux années. Le suivi environnemental devra se poursuivre d'ici là, afin de mesurer l'impact réel de ce programme sur les concentrations ambiantes dans le quartier Notre-Dame, lesquelles peuvent être influencées également par des sources diffuses (provenant d'ailleurs que des cheminées) en plus des émissions à la cheminée principale. La question de la décontamination des sols pour l'arsenic devra être examinée une fois qu'on aura réduit l'exposition par inhalation des particules dans l'air.

---

# BIBLIOGRAPHIE

---

---

## BIBLIOGRAPHIE

---

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1998). *Integratek Risk Information System (IRIS)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm#reforal>

ENVIRONNEMENT CANADA (1999). *Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire, Liste des substances d'intérêt prioritaire, ébauche du document final*. Ottawa.

EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT (2000). *Ambiant Air Pollution by As, Cd, and Ni Compounds, Position Paper*. Luxembourg.

EXPONENT ENVIRONMENTAL GROUP (1998). *Human Health Risk Assessment for Trail, BC, phase 2 Deterministic Risk Calculation*. Trail (BC), commandée par Trail Lead Program.

HILTS S. R. *et al.* (2001). *Identification, Evaluation and Selection of Remedial Options*. Trail (BC), Trail Community Lead Task Force.

LAUWERYS, R. (1990). *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. Paris, Masson éditeurs.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ (OMS) (1999). *Air Quality Guidelines*. [http://www.who.int/environmental\\_information/Air/Guidelines/Chapter3.htm](http://www.who.int/environmental_information/Air/Guidelines/Chapter3.htm)

SANTÉ CANADA (1994). *Mise à jour sur les effets sanitaires de faibles concentrations de plomb et proposition de niveaux et de stratégies d'intervention relatifs au taux de plomb sanguin*. Ottawa, Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.

---

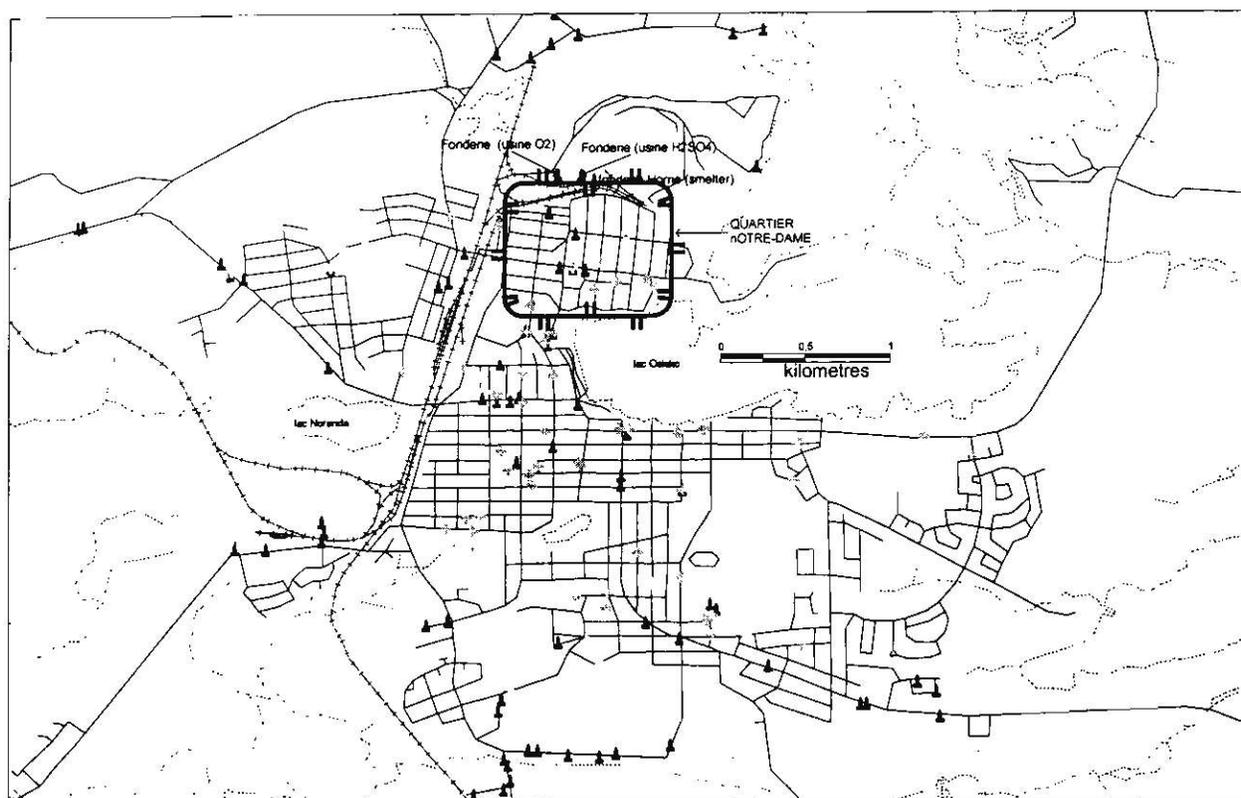
# ANNEXES

---

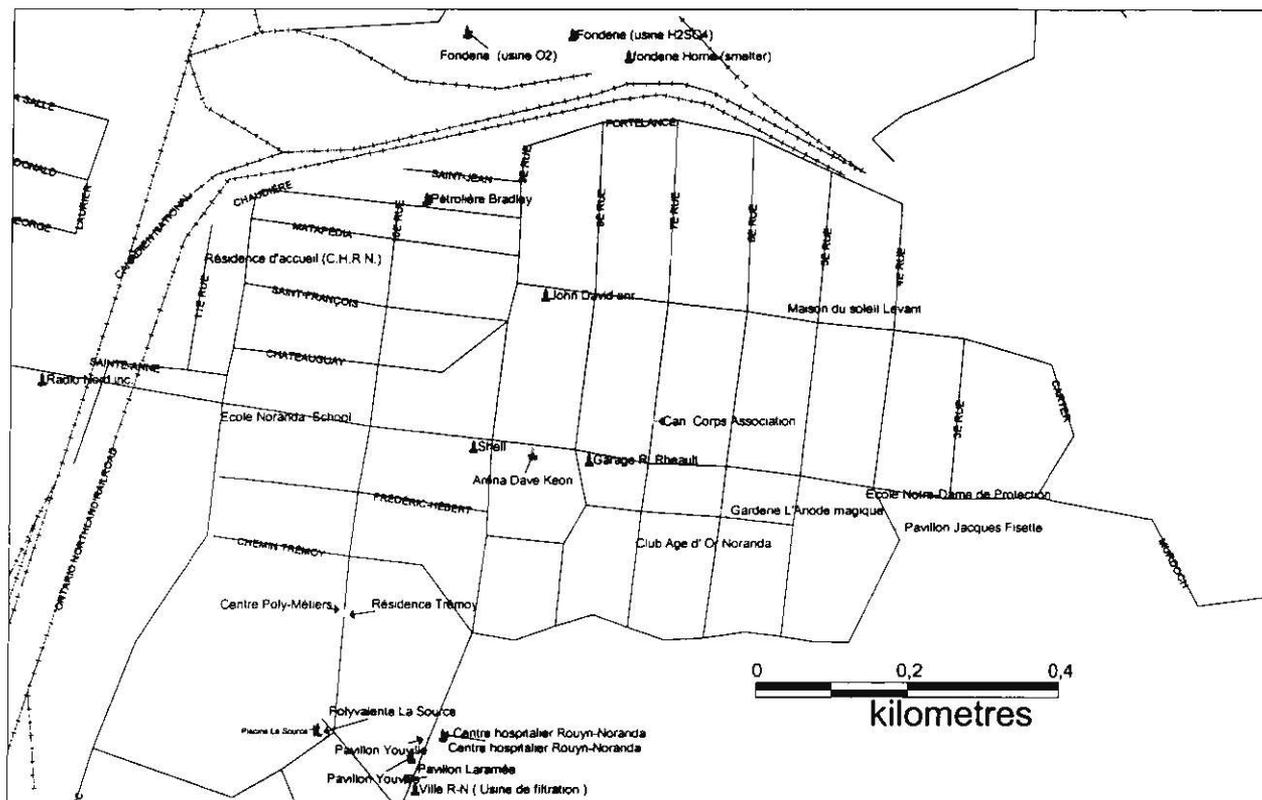
## ANNEXE 1

### Carte géographique du quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda

Carte 1 : Localisation du quartier Notre-Dame au sein de la ville de Rouyn-Noranda



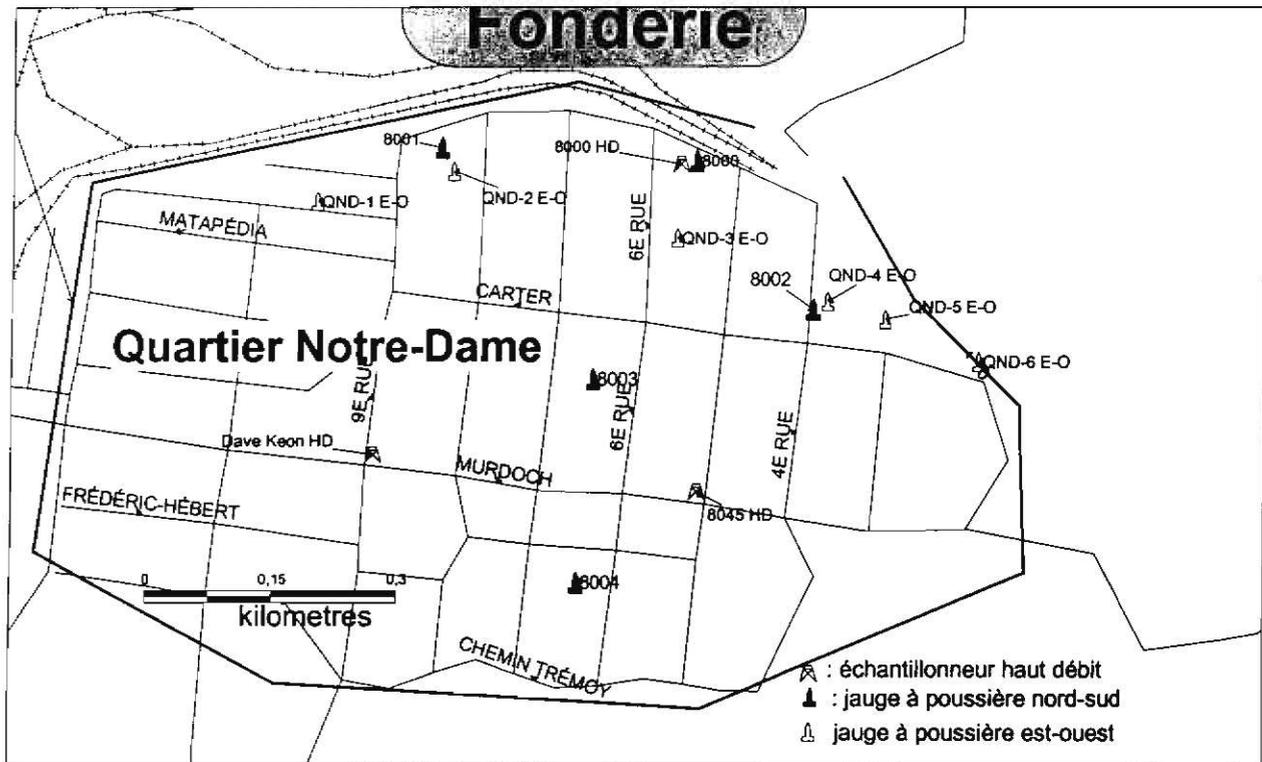
Carte 2 : Quartier Notre-Dame et ses environs, avec identifications des principales industries et institutions qui y sont localisées



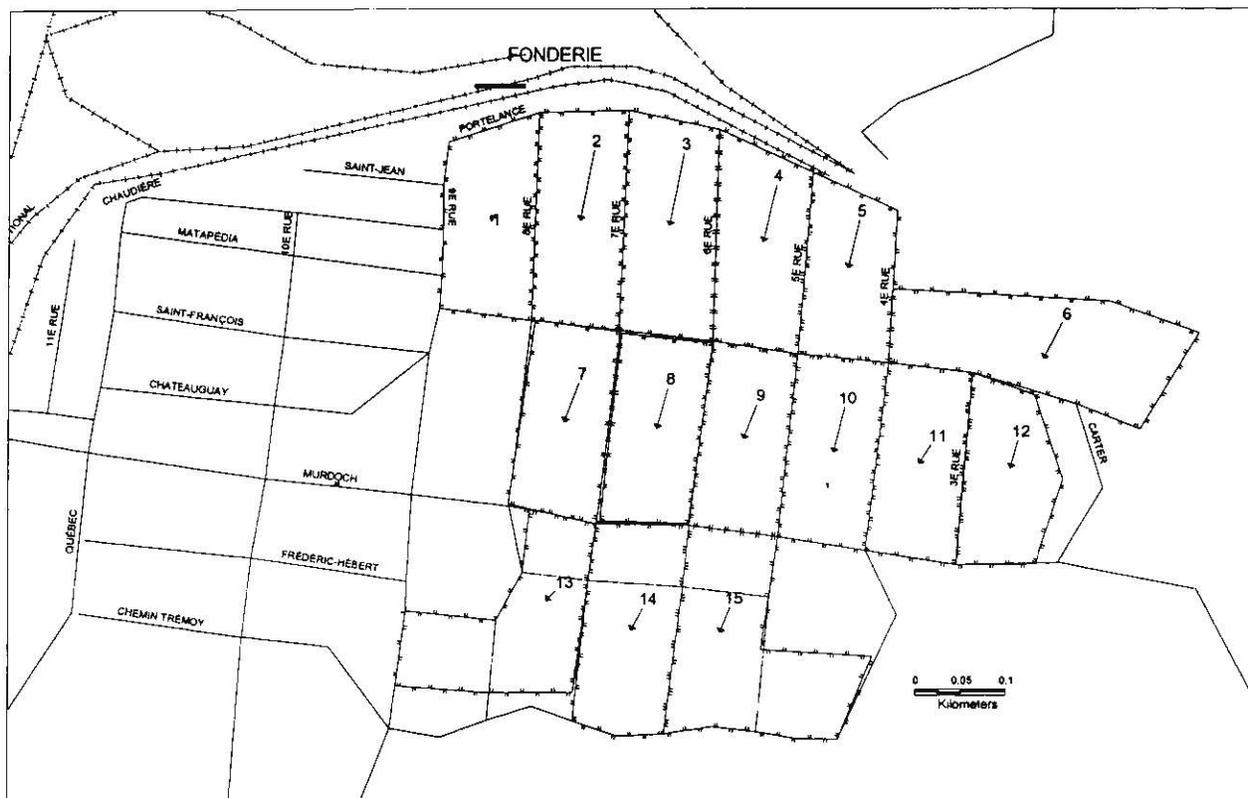
## ANNEXE 2

### Cartes de localisation des jauges, échantillonneurs à haut débit et parcelles de sols résidentiels

Carte 3 : Localisation des jauges à poussières et échantillonneurs à haut débit



Carte 4 : Identification des parcelles utilisées pour le suivi des métaux dans les sols résidentiels du quartier



## ANNEXE 3

### Moyennes géométriques comparées aux moyennes arithmétiques d'arsenic en suspension dans l'air pour les stations du quartier Notre-Dame

Figure 15 : Moyennes géométriques versus arithmétiques de poussières d'arsenic en suspension dans l'air pour l'ensemble des trois stations du quartier

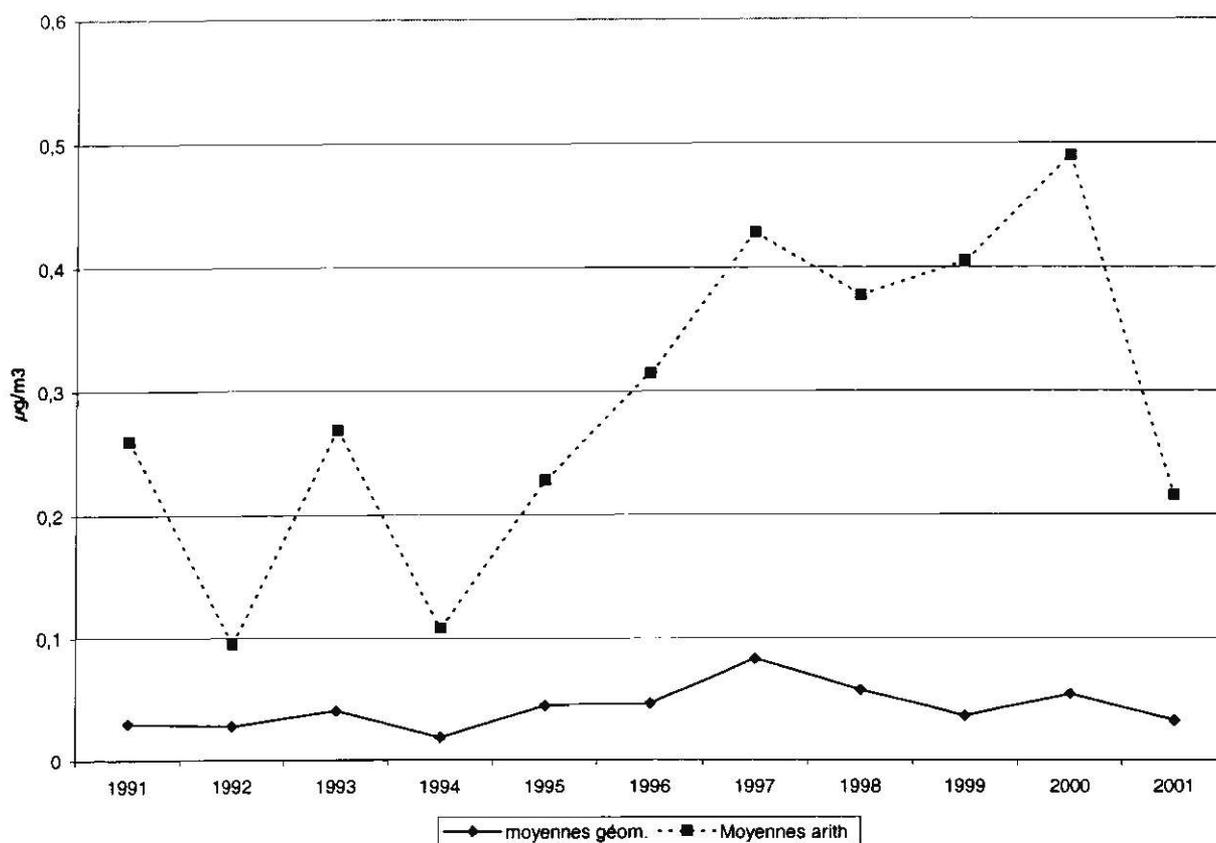




Figure 16 : Moyennes géométriques comparées aux moyennes arithmétiques annuelles d'arsenic dans l'air dans le quartier Notre-Dame 1991-2001

