

Avis de santé publique sur les émissions atmosphériques de l'affinerie de cuivre CCR de Montréal-Est



Note pour la population

Il sera question dans le rapport qui suit des émissions atmosphériques de l'affinerie de cuivre CCR de Montréal-Est. Ce rapport, préparé par la Direction régionale de santé publique, mentionne des dépassements des normes d'arsenic dans l'air dans les secteurs environnants et présente des recommandations.

La population n'a pas à s'inquiéter des concentrations qui, bien qu'au-dessus des normes fixées par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), demeurent tout de même très faibles. Ces niveaux sont trop faibles pour que l'on puisse observer des effets sur la santé reliés à l'exposition environnementale à l'arsenic chez la population habitant à proximité de l'affinerie.

Bien que les dépassements observés représentent un risque très faible pour la population, la Direction régionale de santé publique (DRSP) considère toutefois que des actions concrètes doivent être mises en place afin que la population ne soit pas exposée de façon chronique à des concentrations plus élevées que la norme du MDDELCC et que les concentrations n'augmentent pas au fil du temps.

Table des matières

RÉSUMÉ	4
1. INTRODUCTION	6
1.1 LOCALISATION DE L’AFFINERIE CCR	7
1.2 DESCRIPTION DES PROCÉDÉS ET MESURES D’ATTÉNUATION PRÉVUES	8
2. ESTIMATION DE L’EXPOSITION : CONCENTRATION DE POLLUANTS DANS L’AIR	8
2.1 NORMES APPLICABLES SUR LE TERRITOIRE DE L’ÎLE DE MONTRÉAL	8
2.2 PROVENANCE DES DONNÉES POUR ÉVALUER LA QUALITÉ DE L’AIR	9
2.2.1 Concentrations modélisées	9
2.2.2 Scénarios de modélisation	10
2.2.3 Concentrations mesurées	10
2.3 SUBSTANCES RETENUES	11
2.3.1 ARSENIC	13
2.3.1.1 Concentrations d’As modélisées en zone résidentielle	13
2.3.1.2 Zone d’influence des concentrations d’As modélisées et fréquence des dépassements des normes	13
2.3.1.4 Concentrations modélisées au centre Édouard-Rivet	14
2.3.1.3 Concentrations mesurées au centre Édouard-Rivet	15
2.3.1.5 Autres sources d’exposition potentielle à l’As	17
2.3.1.6 Comparaison avec d’autres sites industriels (fonderies et affineries)	18
2.3.2 Dioxyde de soufre (SO ₂)	19
2.4 CONCLUSION ESTIMATION DE L’EXPOSITION	20
3. EFFETS SUR LA SANTÉ EN LIEN AVEC LES ÉMISSIONS DE CCR	20
3.1 ARSENIC	20
3.1.1 Aigus	21
3.1.2 Chroniques	21
3.1.2.1 Cancérogènes	22
3.1.2.2 Non cancérogènes	23
3.2 DIOXYDE DE SOUFRE	24
3.3 CONCLUSION SUR LES EFFETS SUR LA SANTÉ	24
4. VALEURS DE REFERENCE ET RISQUE A LA SANTE	26
4.1 VALEURS DE REFERENCE	26
4.2 RISQUE A LA SANTE	28
5. RECOMMANDATIONS	30
5.1 CONSTATS	30
5.2 RECOMMANDATIONS	31
6. CONCLUSION	33
RÉFÉRENCES	34

Résumé

Dans le cadre d'une demande de permis à la Ville de Montréal, l'affinerie de cuivre CCR de Montréal-Est a mandaté la firme Hatch afin de produire une étude de dispersion des contaminants liés à ses activités industrielles. Cette étude évalue également l'impact de la mise en place des mesures d'atténuation, dont l'ajout d'un dépoussiéreur prévu en 2018, sur les émissions de l'affinerie.

La Direction régionale de santé publique du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal (DRSP) a été interpellée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) afin d'évaluer si les émissions atmosphériques produites par l'affinerie CCR posent un risque à la santé de la population résidant à proximité de l'usine.

Émissions atmosphériques

Divers polluants peuvent être émis dans l'atmosphère durant le processus d'affinage du cuivre, ainsi que lors des autres processus utilisés dans l'entreprise. Dans le cadre de cet avis, les concentrations modélisées et mesurées en zone résidentielle sont prises en compte afin de refléter l'exposition de la population générale aux concentrations présentes dans l'air ambiant.

L'étude de modélisation effectuée par la firme Hatch présente la dispersion atmosphérique d'une quinzaine de contaminants. Dans cette étude de modélisation, les concentrations ont été estimées en zone industrielle, en zone résidentielle et au centre Édouard-Rivet, situé à proximité de l'affinerie et où une station d'échantillonnage des métaux dans l'air ambiant est installée.

Parmi ces divers polluants, l'arsenic (As) et le dioxyde de soufre (SO₂) sont les deux polluants pour lesquels on prévoit un dépassement des normes de qualité de l'air en 2018 en zone résidentielle, reliés aux activités de l'affinerie. Le polluant principalement traité dans cet avis est l'As. Quant au SO₂, il est brièvement mentionné puisque l'étude de modélisation ne prévoit qu'un faible, et peu fréquent, dépassement des normes en 2018.

Concentrations dans l'air

Dans le cadre de cet avis, la norme annuelle du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère du MDDELCC a été retenue à titre de référence afin de refléter les effets sur la santé suivant une exposition chronique à l'As.

L'étude de dispersion des contaminants prévoit une diminution des concentrations modélisées d'As en zone résidentielle pour 2018, mais un dépassement des normes persiste malgré la mise en place des mesures d'atténuation inscrites au plan d'action de l'affinerie CCR dans le but de réduire l'émission de contaminants dans l'air. La valeur maximale des concentrations moyennes annuelles modélisées pour l'As en zone résidentielle pour 2018 est de 6 ng/m³, tandis que la norme du MDDELCC est de 3 ng/m³.

En plus des concentrations modélisées, des concentrations des diverses substances ont été mesurées à la station d'échantillonnage Édouard-Rivet, située en milieu résidentiel, près de l'affinerie.

Les concentrations moyennes annuelles d'As mesurées au centre Édouard-Rivet, pour les années 2013, 2015 et 2016 se rapprochent des concentrations moyennes annuelles pour les années 1996 à 2002, alors qu'une diminution des concentrations avait été observée en 2011 et 2012.

Effets sur la santé

En ce qui a trait aux effets sur la santé, le principal effet relié à une exposition chronique à l'As est le cancer du poumon. Toutefois, cet effet est associé à une exposition à des doses beaucoup plus importantes que celles auxquelles la population générale est exposée dans ce cas-ci. Ainsi, bien qu'un dépassement des normes en milieu résidentiel soit prévu dans l'étude de modélisation, **le risque à la santé pour la population résidant à proximité de l'affinerie est très faible.**

Toutefois, il demeure essentiel de viser à ce que la population ne soit pas exposée à des concentrations plus élevées que la norme. En effet, il est important de s'assurer que les concentrations d'As dans l'air ambiant, et conséquemment l'exposition de la population, n'augmentent pas au fil du temps.

Recommandations

Les mesures de contrôle présentement incluses dans le plan d'action de l'affinerie, élaboré dans le cadre de son attestation d'assainissement du 4 juin 2010, sont insuffisantes pour garantir le respect des normes. Dans ce contexte, la DRSP recommande :

- A) La mise en place de deux nouvelles stations de mesure des concentrations ambiantes des métaux, principalement l'As, en milieu résidentiel de part et d'autre de l'entreprise, afin de mieux caractériser l'exposition de la population.**
- B) Que l'entreprise définisse, à court terme, de nouvelles mesures d'atténuation qui permettraient de diminuer les émissions d'As dans l'air.**
- C) Que l'efficacité des nouvelles mesures d'atténuation soit validée suite à leur mise en place.**

1. Introduction

Cet avis porte sur les émissions industrielles en lien avec les activités de l'affinerie CCR, située à Montréal-Est. L'affinerie CCR est en cours de renouvellement de son attestation d'assainissement auprès du ministère du MDDELCC. L'attestation d'assainissement est un outil légal exigeant la mise en place des conditions environnementales auxquelles certaines industries doivent se soumettre afin d'exercer leurs activités. Cette attestation doit être renouvelée auprès du MDDELCC tous les cinq ans. En 2002, un décret a été adopté assujettissant l'industrie minière, incluant l'affinage de métaux non ferreux, à cette attestation (MDDELCC 2017). Suite à l'entrée en vigueur de la nouvelle Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), en mars 2018, le MDDELCC considère qu'il n'a plus le mandat légal d'intégrer l'assainissement de la qualité de l'air dans son plan d'attestation pour les industries situées sur le territoire de Montréal.

Toutefois, étant donné que l'affinerie CCR se situe sur le territoire de Montréal, elle est également soumise au respect de la réglementation relative à l'assainissement de l'air de l'agglomération de Montréal. L'une des exigences de suivi des émissions atmosphériques de l'affinerie de CCR-Glencore incluse dans l'attestation d'assainissement délivrée en juin 2010 par le MDDELCC, consistait en une étude générale des émissions fugitives de l'usine. Cette étude comprenait, entre autres, la caractérisation de certaines sources fugitives, la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de l'usine afin d'évaluer son impact sur la qualité de l'air ambiant ainsi que le dépôt d'un plan d'action visant la réduction des émissions problématiques, si requis.

Ce plan d'action inclut plusieurs exigences, dont des mesures d'atténuation des émissions atmosphériques visant le respect des normes applicables sur le territoire de la Ville de Montréal. La Ville de Montréal est responsable des permis et approbations émis dans le cadre de l'installation de nouveaux équipements qui seraient envisagés dans le plan d'action. De plus, la Ville veille au respect des normes décrites dans le règlement 2001-10 de la Communauté métropolitaine de Montréal.

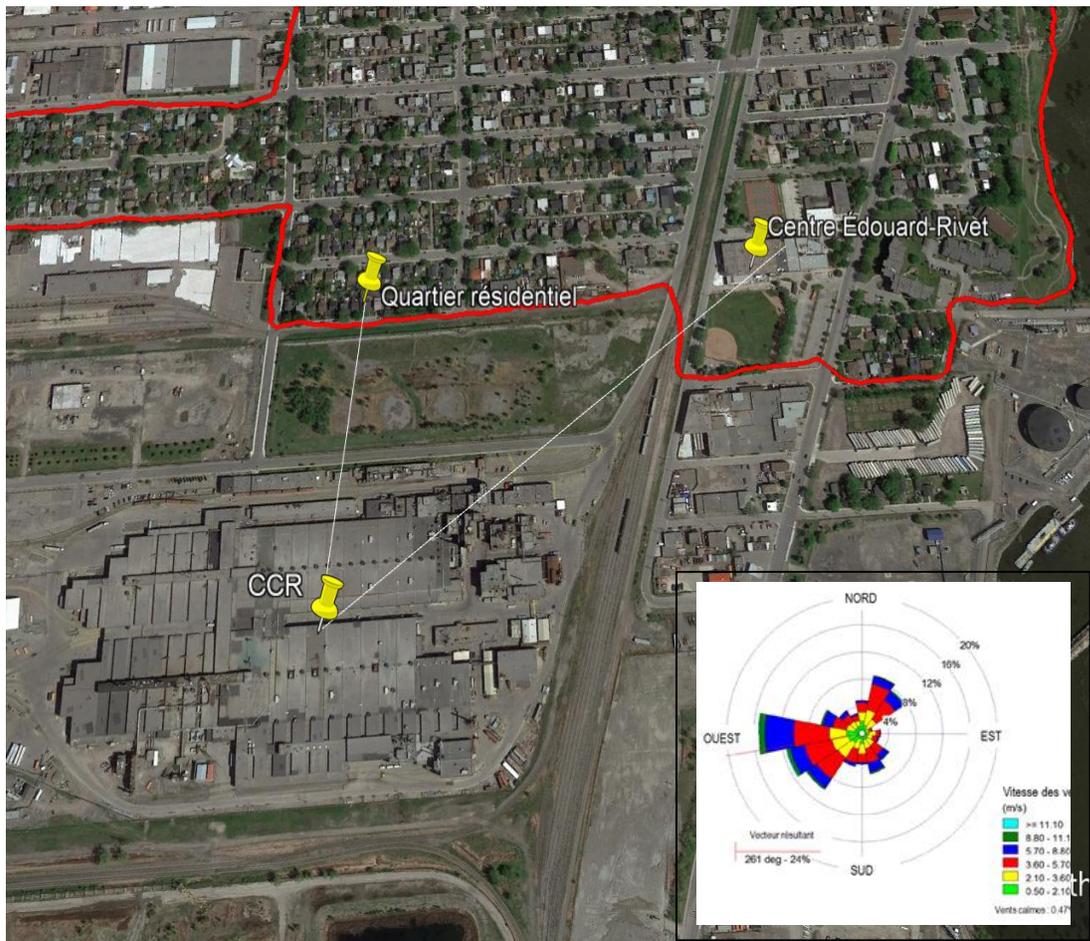
Dans le contexte d'une demande de permis au Service pour l'exploitation d'un nouvel équipement faisant partie de son plan d'action, CCR a mandaté la firme Hatch en 2017 afin d'effectuer une mise à jour de l'étude de dispersion des contaminants émis par l'entreprise pour l'année 2011. Cette étude est à l'origine du plan d'action visant la réduction des émissions atmosphériques de l'entreprise, qui a été déposé au MDDELCC et à la Ville de Montréal en 2013. Cette mise à jour de l'étude de dispersion évalue les émissions industrielles suite à la mise en place des mesures d'atténuation des émissions, dont l'ajout d'un dépoussiéreur prévu en 2018.

La Direction régionale de santé publique du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal (DRSP) a été interpellée par le MDDELCC afin d'évaluer si les émissions atmosphériques produites par l'affinerie CCR posent un risque à la santé de la population résidant à proximité de l'usine.

1.1 Localisation de l'affinerie CCR

L'affinerie CCR se situe dans la section sud de la ville de Montréal-Est. Elle a commencé ses activités en 1931. La figure 1 ci-dessous illustre la position de l'affinerie et celle de divers sites d'intérêt qui seront ultérieurement discutés dans cet avis. Parmi ces sites, nous retrouvons, entre autres, le quartier résidentiel de Montréal-Est situé le plus près de l'entreprise et le Centre récréatif Édouard-Rivet où se situe une station d'échantillonnage de l'air ambiant. Cette carte permet également d'illustrer la distance entre l'industrie et le quartier résidentiel de Montréal-Est (environ 200 m) et celle entre l'industrie et le Centre récréatif Édouard-Rivet (environ 700 m).

Figure 1. Secteur de Montréal-Est avoisinant l'affinerie CCR et rose des vents



Tiré de Google Earth Pro 24-11-2017 ; Rose des vents tirée de Hatch, 2017.

1.2 Description des procédés et mesures d'atténuation prévues

Les principales activités de l'affinerie CCR consistent en l'affinage du cuivre (Cu) ainsi que l'extraction de plusieurs métaux précieux (or, argent, platine, etc.) qui sont contenus dans la matière première traitée par l'entreprise. Sommairement, le Cu reçu sous la forme d'anodes est placé dans un bassin d'électrolytes visant à le dissoudre afin de le séparer des impuretés. Alors que le Cu se dépose sur les cathodes, une bonne partie des impuretés se déposent au fond du bassin sous forme de boues. Ces boues sont par la suite traitées (à l'aide de procédés hydrométallurgiques) afin de récupérer les métaux précieux qu'on peut y retrouver (Glencore 2017).

La firme Hatch, qui a été mandatée par l'affinerie CCR, a modélisé la dispersion des émissions atmosphériques pour quinze substances émises par l'affinerie (Hatch, 2017). La dispersion des contaminants dans l'atmosphère en lien avec les activités de l'affinerie est discutée plus en détail à la section suivante.

2. Estimation de l'exposition : concentration de polluants dans l'air

Divers polluants sont émis dans l'atmosphère durant le processus d'affinage du Cu ainsi que lors des autres procédés utilisés dans l'entreprise. Dans le cadre de cet avis, les concentrations modélisées et mesurées **en zone résidentielle** sont prises en compte afin de refléter l'exposition de la population générale aux concentrations présentes dans l'air. Toutefois, les concentrations modélisées ou mesurées sont uniquement un indicateur de l'exposition de la population. Celle-ci sera vraisemblablement exposée à des niveaux plus faibles, car la population passe plus de temps à l'intérieur du domicile, ou au travail, dans un environnement différent.

Le polluant prioritaire traité dans cet avis, l'arsenic (As), présente des concentrations dans l'air qui dépassent depuis 2011 la norme de qualité de l'air du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère du MDDELCC. Le SO₂ est également mentionné dans cet avis, car l'étude de modélisation prévoit un dépassement en 2018 des normes, mais dans une moindre mesure et beaucoup moins fréquemment.

2.1 Normes applicables sur le territoire de l'île de Montréal

Il est important de noter que les critères et normes du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère du MDDELCC ne sont pas applicables sur le territoire de l'île de Montréal, qui est régi plutôt par le Règlement 2001-10 de la CMM. La Ville de Montréal s'assure du respect de cette réglementation (Ville de Montréal, 2017).

Pour l'As, des normes dans l'air ambiant sont inscrites au Règlement 2001-10 de la CMM pour 15 minutes, 1 h et 8 h, mais ne sont pas disponibles sur une année. Le règlement indique que la somme des concentrations émises de plusieurs cheminées sur la propriété d'une entreprise doit

être inférieure à la norme sur 15 minutes au point d'impact maximal. Les valeurs hors de la limite de la propriété doivent également être inférieures aux normes sur 1 h et 8 h.

Toutefois, dans le cadre de cet avis, les effets sur la santé retenus visent plutôt une exposition à long terme à l'As. En effet, dans ce cas-ci, l'évaluation des risques pour une exposition à long terme se fait généralement en se référant à des normes annuelles. La norme du MDDELCC pour cette substance a été développée afin de viser ce type d'exposition et est également applicable ailleurs au Québec. Ainsi, dans le cadre de cet avis, la norme annuelle du MDDELCC a été retenue à titre de référence. Néanmoins, d'autres normes et valeurs de références sont présentées à la section 4, à titre comparatif. De plus, toutes les valeurs estimées d'As dans l'étude de modélisation de Hatch, soit pour 15 minutes, 1 h et 8 h, sont également présentées dans cet avis à titre indicatif.

2.2 Provenance des données pour évaluer la qualité de l'air

Les concentrations dans l'air étudiées dans cet avis proviennent de l'étude de modélisation de la dispersion des contaminants effectuée par Hatch (2017) et des données réelles échantillonnées à la station de mesure de l'air ambiant située au Centre récréatif Édouard-Rivet (11111, rue Notre-Dame Est).

2.2.1 Concentrations modélisées

L'étude de **modélisation** de la dispersion des polluants a été réalisée pour les substances suivantes : arsenic, cuivre, nickel, plomb, dioxyde de soufre, particules totales, argent, platine, sélénium, mercure, cadmium, chrome, acide sulfurique, acide chlorhydrique et tellure.

Les concentrations maximales pour différentes périodes (4 min, 1 h, 8 h, 24 h) selon les substances, ainsi que les maximums des concentrations moyennes annuelles ont été modélisées pour différents points récepteurs : hors site (c'est-à-dire en zone industrielle, à la limite de la propriété), en zone résidentielle et au Centre récréatif Édouard-Rivet à l'aide du modèle CALPUFF. À des fins de comparaison réglementaire, l'étude de modélisation présente également les valeurs sur 15 minutes obtenues à l'aide de la formule 3.02 du Reg. 2001-10 de la CMM.

Seules les émissions de l'affinerie CCR sont modélisées dans l'étude de dispersion des contaminants. Aux émissions modélisées attribuables à cette entreprise, on doit ajouter une concentration de bruit de fond, c'est-à-dire la concentration de contaminant jugée représentative dans l'air ambiant sans la contribution de sources importantes¹. Ces valeurs de bruit de fond, déterminées par le MDDELCC pour différentes périodes dans le cadre de son règlement sur

¹ Cette concentration bruit de fond est également appelée « concentration initiale » dans le cas des critères et normes du MDDELCC.

l'assainissement de l'atmosphère, ont été utilisées lors de la modélisation effectuée par la firme Hatch et sont reprises dans le cadre de cet avis.

2.2.2 Scénarios de modélisation

La modélisation de la dispersion des contaminants a été effectuée en considérant la contribution de 42 sources fixes (cheminées) et 18 sources fugitives (ventilateurs de toit) d'émissions de l'affinerie CCR pour l'année 2011 et l'année 2018.

Les scénarios modélisés ne prévoient aucune augmentation de la production de l'entreprise entre 2011 et 2018 ; les valeurs de ce paramètre utilisées dans le modèle sont fixes pour ces deux années (320 kt/an Cu).

Le scénario de 2018 tient compte de l'amélioration du captage et du traitement des émissions fugitives ainsi que de la mise en place d'un nouveau dépoussiéreur au four n° 8 dont la mise en fonction est prévue au cours de l'année 2018.

En ce qui a trait aux conditions météorologiques, les valeurs enregistrées pour les années 2012 à 2016 à l'aéroport international P.-E. Trudeau et l'aéroport de Saint-Hubert ainsi que des valeurs en altitude enregistrées à la station de Maniwaki, afin de refléter la dispersion régionale, ont été considérées dans le cadre de l'étude de modélisation. Les conditions météorologiques comprennent la vitesse et la direction des vents, deux facteurs qui influencent la dispersion des polluants.

Les valeurs annuelles issues de la modélisation sont des **valeurs maximales des concentrations moyennes annuelles**. À l'aide des taux d'émission horaires pour 2011 et 2018 et des conditions météorologiques horaires sur 5 ans (2012 à 2016), les concentrations des polluants aux points récepteurs (hors site en zone industrielle, en zone résidentielle et au centre Édouard-Rivet) ont été déterminées. À partir de ces données horaires, une moyenne annuelle a ensuite été calculée pour chaque année (2012 à 2016) pour chaque polluant. Les valeurs qui sont présentées dans le rapport de Hatch et rapportées dans les tableaux 1 et 2 du présent avis correspondent à la moyenne annuelle la plus élevée entre ces 5 années pour chaque polluant (maximum des concentrations moyennes annuelles), en considérant les taux d'émission de 2011 et de 2018.

Il est à noter que les taux d'émission horaires utilisés tiennent compte du fait que certaines sources ne sont pas utilisées de façon continue sur une année.

2.2.3 Concentrations mesurées

En plus des concentrations modélisées, des concentrations de diverses substances ont été **mesurées** à une station d'échantillonnage en milieu résidentiel, située sur la toiture du centre Édouard-Rivet. À l'aide d'un échantillonneur grand volume, cette station mesure les concentrations réelles dans l'air ambiant des métaux suivants, sur des périodes de 8 heures et de

24 heures : argent, arsenic, béryllium, cadmium, cuivre, nickel, plomb, sélénium, tellure. Bien entendu, les valeurs de bruit de fond sont déjà comprises dans les concentrations ambiantes échantillonnées à la station de mesure.

2.3 Substances retenues

Parmi les divers polluants étudiés lors de l'étude de modélisation, l'As et le SO₂ sont les deux polluants pour lesquels on prévoit un dépassement des normes de qualité de l'air en 2018 en zone résidentielle en lien avec les activités de l'affinerie. De tels dépassements sont également prévus au niveau des concentrations d'As dans l'air ambiant modélisées en 2018 à la station du centre Édouard-Rivet. Des dépassements ont aussi été mesurés lors des années antérieures à cette même station.

Les concentrations **modélisées** en zone résidentielle et au Centre récréatif Édouard-Rivet ainsi que les concentrations **réelles** mesurées dans l'air ambiant à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet seront donc détaillées dans le présent avis.

Les tableaux 1 et 2 présentent, respectivement, les concentrations d'As et de SO₂ modélisées en zone industrielle, en zone résidentielle et au Centre récréatif Édouard-Rivet pour le scénario de base en 2011 et pour le scénario 2018 avec la mise en place du dépoussiéreur. Les rapports entre les concentrations modélisées en zone résidentielle et les valeurs de références d'air ambiant sont également présentés afin d'illustrer le pourcentage de dépassements de ces valeurs.

Comme décrit précédemment, les valeurs présentées aux tableaux 1 et 2 ont été modélisées à l'aide du modèle CALPUFF, sauf pour les concentrations d'As sur 15 minutes qui ont été déterminées à l'aide de la formule 3.02 du Reg. 2001-10 de la CMM.

Tableau 1. Concentrations modélisées (ng/m³) d'arsenic (As) pour les périodes de 15 min, 1 h, 8 h et 1 an pour les années 2011 et 2018, comparativement aux normes de la Ville de Montréal et du MDDELCC

Contaminant	Période	Valeur limite (ng/m ³)		Concentrations modélisées (ng/m ³)						% par rapport à la valeur de référence (zone résidentielle)	
		Ville de Mtl	MDDELCC	Scénario de base 2011			Prévision 2018			2011	2018
				Hors site (industriel)	Zone résidentielle	Édouard-Rivet	Hors site (industriel)	Zone résidentielle	Édouard-Rivet		
Arsenic	15 min	150*		800	-	-	230	-	-	non résidentiel	non résidentiel
	1 h	90**		1490	620	290	380	160	100	689 %	178 %
	8 h	50**		920	330	160	260	80	70	660 %	160 %
	An***		3***	52	12	5	22	6	4	400 %	200 %

* Valeur A du Règlement de la CMM (contribution de l'affinerie CCR uniquement, sans considérer le bruit de fond).

** Valeur B du Règlement de la CMM (contribution de l'affinerie CCR uniquement, sans considérer le bruit de fond).

*** Valeur du RAA (la concentration initiale – bruit de fond – du MDDELCC de 2 ng/m³ a été ajoutée aux valeurs modélisées).

Tableau 2. Concentrations modélisées (µg/m³) de dioxyde de soufre (SO₂) pour les périodes de 4 min, 24 h et 1 an pour l'année 2011 et 2018, comparativement aux normes de la Ville de Montréal et du MDDELCC

Contaminant	Période	Valeur limite (µg/m ³)		Concentrations modélisées (µg/m ³)						% par rapport à la valeur de référence (résidentiel)	
		Ville de Mtl	MDDELCC	Scénario de base 2011			Prévision 2018			2011	2018
				Hors site (industriel)	Zone résidentielle	Édouard-Rivet	Hors site (industriel)	Zone résidentielle	Édouard-Rivet		
SO ₂	4 min		1050 ^a	331	309	218	1681	1681	857	29 %	160 %
	24 h		288	74	63	72	224	156	143,2	22 %	54 %
	An		52	30,5	21,8	21,7	61,1	30,8	29,4	42 %	59 %

^a La concentration modélisée peut dépasser la valeur limite du MDDELCC jusqu'à 0,5 % du temps, mais elle doit être inférieure à la valeur plafond de 1310 µg/m³. Les concentrations initiales de 150 µg/m³ (4 min), de 50 µg/m³ (24 h) et de 20 µg/m³ (1 an) ont été rajoutées aux valeurs de SO₂ modélisées.

2.3.1 Arsenic

2.3.1.1 Concentrations d'As modélisées en zone résidentielle

Au tableau 1, portant sur les **valeurs maximales des concentrations moyennes annuelles** d'As, on observe des dépassements des normes en zone résidentielle pour les périodes de 1 h, 8 h et 1 an. Dans le cadre de cet avis, l'exposition chronique à l'As nous apparaît être le scénario d'exposition le plus pertinent à évaluer. Les raisons justifiant ce choix sont abordées plus en détail dans la section 3 « *Effets sur la santé en lien avec les émissions de l'affinerie CCR* » du présent avis. La norme annuelle du MDDELCC pour l'As est de 3 ng/m³.

À ce titre, la valeur maximale des concentrations moyennes annuelles modélisées est de 12 ng/m³ en zone résidentielle pour le scénario 2011 et de 6 ng/m³ pour le scénario 2018 avec la mise en place du dépoussiéreur². La modélisation considère la même capacité de production entre 2011 et 2018, la seule différence entre ces années est la mise en place de mesures d'atténuation des émissions d'As à l'atmosphère. Ces valeurs modélisées représentent des dépassements de la norme annuelle du MDDELCC de 400 % en 2011 et 200 % en 2018.

Constat : Ainsi, bien qu'une diminution des concentrations modélisées d'As en zone résidentielle soit prévue pour 2018, un dépassement des normes persiste malgré la mise en place du dépoussiéreur et des autres mesures d'atténuation inscrites au plan d'action de l'affinerie CCR.

2.3.1.2 Zone d'influence des concentrations d'As modélisées et fréquence des dépassements des normes

Dans son étude de modélisation, la firme Hatch présente les figures qui illustrent la dispersion des concentrations des différentes substances modélisées (Hatch 2017, Annexe B).

À partir de ces figures, la firme Hatch estime que la superficie de la zone de dépassement de la norme annuelle pour l'As en zone résidentielle atteindra 3,2 km² pour l'année 2018. La zone de dépassement s'étend du boul. Sherbrooke au fleuve Saint-Laurent et du boul. Marien à l'autoroute 25. Cette zone de

² La valeur de bruit de fond de 2 ng/m³ a été rajoutée aux valeurs modélisées. Comme spécifié dans les Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère, version 4 (MDDELCC, 2016), « *La concentration initiale est la concentration préexistante d'un contaminant dans l'air ambiant à laquelle on ajoute la contribution de la source d'émission. La somme de la concentration initiale et de la contribution de la source d'émission doit être inférieure à la norme ou au critère correspondant* ». L'ajout du bruit de fond permet de tenir compte des émissions des autres sources qui n'ont pas été modélisées.

dépassement a été déterminée en estimant la concentration moyenne annuelle la plus élevée des 5 ans (2012 à 2016) à chaque point récepteur autour de l'affinerie (grille de 100 m par 100 m).

La forme des courbes de dispersion des polluants estimées par le modèle révèle que des concentrations plus élevées atteignent les secteurs résidentiels au nord-est de l'affinerie, mais que les concentrations dépassant les normes s'étalent sur une plus grande distance au sud-ouest de l'affinerie.

D'après la firme Hatch, ceci pourrait s'expliquer par le fait que les vents dominants en provenance du sud-ouest ont une vitesse plus élevée et favorisent une meilleure dispersion des polluants. De plus, puisque les vents du nord-est ont une vitesse et une fréquence moins élevées, la probabilité d'avoir une accumulation de polluants pourrait être plus élevée. D'autres facteurs (météorologiques, structure des bâtiments avoisinants) pourraient également influencer la dispersion (*Hatch, 2018*).

En plus de la zone d'influence des concentrations d'As, il est également pertinent de tenir compte de la fréquence des dépassements de la norme en zone résidentielle. D'après les résultats présentés dans le rapport de modélisation, le nombre de dépassements des concentrations d'As en zone résidentielle s'élèverait à 80 % sur une période de 5 ans, ce qui correspond à des dépassements de la norme provinciale annuelle 4 années sur 5 à partir de 2018.

2.3.1.4 Concentrations modélisées au centre Édouard-Rivet

L'étude de dispersion de la modélisation présente des concentrations d'As modélisées à un point récepteur situé au centre Édouard-Rivet. On remarque au tableau 1 que les valeurs maximales des concentrations moyennes annuelles modélisées en zone résidentielle sont plus élevées (de 1,5 à 2,4 fois pour les concentrations annuelles) que celles modélisées à la station du centre Édouard-Rivet. Ainsi, bien que les concentrations d'As mesurées à la station soient un bon indicateur de la majeure partie des émissions, d'autres résidences captent des concentrations d'As plus élevées que celles enregistrées à la station du centre Édouard-Rivet. Rappelons qu'une zone résidentielle se situe à moins de 200 m de la limite de la propriété de l'affinerie et que le Centre récréatif Édouard-Rivet est situé à environ 700 m de l'affinerie CCR.

En ce qui a trait aux valeurs prévues suite à la mise en place du dépoussiéreur et des mesures de captage et de traitement des émissions d'As, la valeur modélisée d'As dans le cadre de l'étude de dispersion préparée par la firme Hatch pour 2018 est de 4 ng/m³ à la station du centre Édouard-Rivet. La valeur modélisée à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet était de 5 ng/m³ pour l'année 2011. La modélisation considère la même capacité de production entre 2011 et 2018, la seule différence entre ces années est la mise en place de mesures d'atténuation des émissions d'As à l'atmosphère.

Constat : La modélisation prévoit une légère baisse des concentrations modélisées à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet en 2018 comparativement aux valeurs de 2011, mais les concentrations demeurent légèrement plus élevées que la norme du MDDELCC.

2.3.1.3 Concentrations mesurées au Centre récréatif Édouard-Rivet

La station de mesure située au Centre récréatif Édouard-Rivet se trouve partiellement sous les vents dominants affectant l'entreprise (voir figure 1 – rose des vents). La station de mesure est située approximativement à 750 m du four n° 8 pour lequel le dépoussiéreur est prévu.

De façon générale, les concentrations moyennes annuelles d'As normalement mesurées dans l'air sur l'île de Montréal (concentration bruit de fond) varient de 1,35 ng/m³ à 1,96 ng/m³, tel que rapportées aux différentes stations de mesures de l'air ambiant réparties sur l'île de Montréal (1993 à 2002) (tableau 3) (INSPQ, 2004).

Tableau 3. Concentrations moyennes annuelles d'As mesurées sur l'île de Montréal de 1993 à 2002 (INSPQ, 2004)

Station (Secteur)	Adresse	Période	Concentrations moyennes annuelles d'As (ng/m ³)
Montréal-Est	Centre récréatif Édouard-Rivet, 11111, Notre-Dame Est	1996-2002	7,44
RDP	12400, Wilfrid-Ouellette	1998-2002	1,35
Anjou	7650, rue Châteauneuf	1997-2002	1,96
Montréal (rue Ontario)	1125, rue Ontario Est	1993-2002	1,59
Montréal (échangeur Décarie)	2495, Duncun/Décarie	1993-1995	1,57

On observe toutefois que la concentration moyenne annuelle d'As dans le secteur de Montréal-Est est de 7,44 ng/m³ pour la période de 1996 à 2002 (ligne horizontale orangée de la figure 2). Cette valeur, étant plus élevée que celles des autres stations sur l'île de Montréal, est un indicateur de la présence de sources d'émission dans le secteur de Montréal-Est.

La figure 2 et le tableau 4 rapportent les concentrations d'As mesurées sur 24 heures (approximativement à tous les 6 jours) à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet pour 2011, 2012, 2013, 2015 et 2016 (lignes de différentes couleurs en fonction des années) ainsi que la valeur moyenne pour chaque année (ligne horizontale noire à chacune des années). La valeur moyenne des concentrations pour 1996-2002 a été rajoutée à la figure à titre de référence (ligne orangée). La prise de mesures s'est effectuée jusqu'en juin 2016, la station étant ensuite non opérationnelle en raison de la réfection du centre Édouard-Rivet. Bien que le nombre d'échantillons varie en fonction des années, ces valeurs sont néanmoins un indicateur des concentrations moyennes présentes dans l'air ambiant.

Figure 2. Concentrations sur 24 heures (différentes couleurs), concentrations moyennes annuelles (lignes horizontales noires) et moyenne des concentrations moyennes annuelles de 1996 à 2002 (ligne horizontale orangée) d'As mesurées à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet (ng/m³) pour la période allant de 2011 à 2016

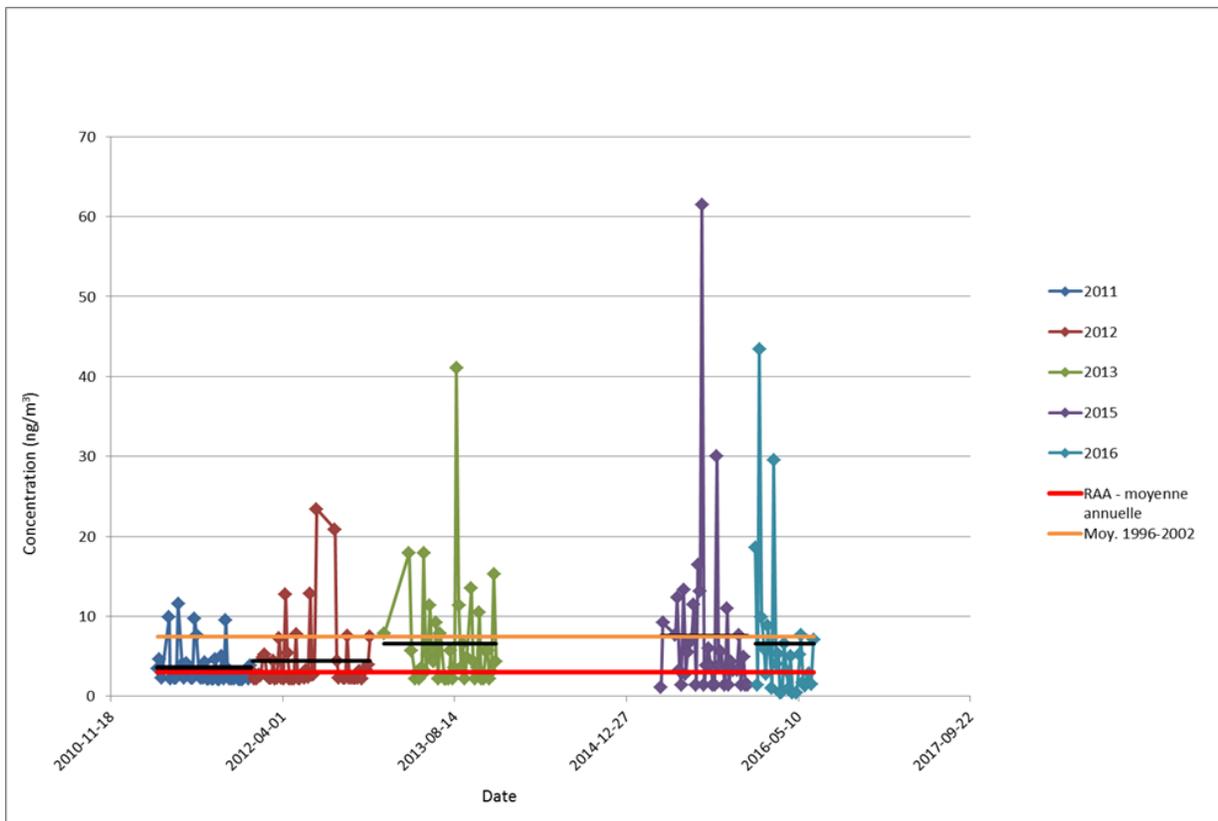


Tableau 4. Concentrations d'As (ng/m³) à la station Édouard-Rivet pour les années 2011 à 2016, tel qu'illustré à la figure 3

Année	Concentration d'As (ng/m ³)				
	Période d'échantillonnage	Moyenne annuelle	Minimum	Maximum	n ^{bre} échantillons
2011	Avril à déc.	3,6	2,1	11,6	40
2012	Janv. à déc.	4,4	2,2	23,4	48
2013	Janv. à déc.	6,6	2,2	41,1	41
2015	Avril à déc.	7,4	1,4	61,4	36
2016	Janv. à juin ¹	6,5	0,4	43,4	27

¹ La station d'échantillonnage n'est plus en fonction depuis juin 2016 en raison de la réfection du Centre récréatif Édouard-Rivet.

En observant les valeurs rapportées à la figure 2 et au tableau 4, on remarque une diminution des concentrations moyennes annuelles d'As à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet en 2011 par rapport à la moyenne pour les années 1996 à 2002. Toutefois, à partir de 2012, on observe une augmentation des valeurs jusqu'à l'arrêt de la prise de mesures en juin 2016, pour atteindre les niveaux de 1996-2002.

Constat : Les concentrations moyennes annuelles d'As échantillonnées au Centre récréatif Édouard-Rivet pour les années 2013, 2015 et 2016 se rapprochent des concentrations moyennes annuelles pour les années 1996 à 2002.

2.3.1.5 Autres sources d'exposition potentielle à l'As

Outre l'air ambiant, d'autres sources d'exposition peuvent contribuer à l'exposition générale de la population à l'As. Il est toutefois important de préciser que l'As se retrouve sous différentes formes chimiques, dont la toxicité et le degré d'absorption peuvent varier. Certaines sources alimentaires contiennent en grande partie de l'As sous forme organique (ex. : arsénobétaine), considérée moins toxique, comparativement à l'As inorganique, tel que présent dans l'air ambiant près des fonderies ou des affineries (European Commission, 2001; ATSDR, 2016).

Les sources d'As peuvent comprendre l'eau potable, dans des secteurs précis où le sol à proximité de sources d'eau posséderait des caractéristiques géologiques particulières. Cette particularité ne s'applique toutefois pas à Montréal. L'As peut également se trouver dans les poissons et fruits de mer, dont uniquement une fraction s'y retrouvera sous forme inorganique (1,5 % pour le poisson et 20 % pour les crustacés) (European Commission, 2001). Le riz peut également contenir une proportion plus importante d'As sous forme inorganique. La fumée de cigarette est également source d'As (European Commission, 2001).

L'exposition à l'As via l'alimentation est attribuable à différents facteurs, soit l'utilisation d'eau contenant de l'As pour l'irrigation des sols, des caractéristiques géologiques naturelles des sols, l'utilisation antérieure de pesticides à base d'As et de plomb, qui, en raison de la persistance environnementale de l'As, peuvent demeurer longtemps dans les sols (Carlin, 2016).

La part d'exposition à l'As inorganique attribuable à différentes sources a été estimée par divers organismes et auteurs (ex. : European commission 2001 ; Total diet study de la US FDA, Carlin 2016, etc.). L'air ambiant est généralement reconnu comme étant une source plus faible d'exposition à l'As, comparativement à l'alimentation. Comme cité dans Carlin et coll., 2016, une grande incertitude existe dans la détermination de la part attribuable de l'exposition à différentes sources. Néanmoins, l'exposition à l'As provenant de l'air ambiant pourra être plus importante pour les populations vivant près des sources d'émissions d'As que pour d'autres populations non exposées à une source industrielle. Toutefois, ces différences pourraient être observables au niveau physiologique (ex. : niveaux d'As dans l'urine) uniquement pour des concentrations dans l'air beaucoup plus importantes que celles observées dans le quartier résidentiel décrit dans cet avis.

2.3.1.6 Comparaison avec d'autres sites industriels (fonderies et affineries)

Les procédés utilisés dans les fonderies et les affineries en général sont reconnus comme pouvant générer plusieurs contaminants dans l'air ambiant, dont l'arsenic (As), tel que présenté dans le tableau 5. Il est important de spécifier que les concentrations mesurées à ces différents sites dépendent du type d'industries, des procédés employés, des conditions météorologiques lors de la prise de mesure ainsi que de la méthodologie employée lors de la prise de mesure. Ces données ne sont donc présentées qu'à titre informatif. Elles permettent, toutefois, d'observer qu'historiquement, les concentrations d'As dans l'air ambiant à proximité de ces industries sont supérieures à celles rencontrées dans les milieux ruraux ou urbains qui en sont exempts.

Tableau 5. Concentrations annuelles d'arsenic dans l'air ambiant à proximité d'industries émettant de l'arsenic dans l'air (Newhook, 2003; Wang, 2006)

Établissement/Localité	Type	Distance (km)	Date	Conc. moy. annuelle (ng/m ³)
Noranda-Gaspé	Fonderie	1,5	1997	28
		0,7	1996-1977	255
		2,9	1996-1977	33
		1,8	1996-1977	124
		0,8	1996-1977	180
		0,3	1996-1977	589
		quelques dizaines de mètres	1991-2002	603
HBM & S, Manitoba	Fonderie	0,6	1996	50
		1,1	1996	10
		2,0	1996	10
Harjavalta, Finlande	Fonderie	1,0	1997	16
Datteln	Fonderie	1,0	1997	9
Hoek van, Hollande	Aciérie	0,7	1998-1999	0,98
CCR	Affinerie	0,5	1997	8
		0,5	2011	3,6
Air ambiant : Montréal urbain (hors zone industrielle)	NA	NA	1993-2002	1,35- 1,96
Windsor, ON	NA	NA	-	1 - 2
Yellowknife, TNW	NA	NA	-	2
Burnaby Lake, C.-B.	NA	NA	-	0,62
Rural (Royaume-Uni)	NA	NA	1996-1998	0,32-0,76

2.3.2 Dioxyde de soufre (SO₂)

Dans le tableau 2, portant sur les concentrations modélisées de SO₂, on observe un dépassement des normes en zone résidentielle uniquement pour la période de 4 minutes. La norme pour une exposition à court terme de 4 minutes du MDDELCC pour le SO₂ est de 1 050 µg/m³.

Les valeurs modélisées en zone résidentielle pour le scénario de 2011 sont de 309 µg/m³ sur 4 minutes et ces valeurs demeurent bien en deçà des normes. Toutefois, les prévisions pour 2018 estiment des valeurs de 1 681 µg/m³ sur 4 minutes, ce qui représente un dépassement de 160 % de la norme du MDDELCC.

Dans le cas du SO₂, le scénario de prévision pour les émissions de 2018 occasionne une augmentation des émissions de SO₂. Toutefois, le nombre de dépassements de la norme pour une zone résidentielle demeure restreint et s'élève à 2 fois sur une période de 5 ans. La superficie maximale de la zone où aurait lieu un dépassement de norme étant de 0,106 km² autour de l'affinerie.

2.4 Conclusion estimation de l'exposition

Les fonderies et affinerie de cuivre sont historiquement des émetteurs de divers contaminants atmosphériques, dont l'As (un portrait des émetteurs au Canada est décrit dans Newhook, 2003). Il est donc reconnu que les sites situés à proximité de ces industries sont souvent plus exposés à de plus fortes concentrations de certains contaminants tels l'As dans l'air.

Dans cet avis, les concentrations modélisées et mesurées d'As dans l'air ambiant en zone résidentielle à proximité de l'affinerie CCR et au Centre récréatif Édouard-Rivet sont présentées. Les concentrations ont été modélisées par la firme Hatch, mandatée par l'affinerie CCR.

En bref, la modélisation de la dispersion des contaminants présente un dépassement de la norme annuelle d'As du MDDELCC dans les zones résidentielles à proximité de l'affinerie, et ceci à la fois en 2011 et 2018 malgré la mise en place d'un dépoussiéreur et d'autres mesures de mitigation. La modélisation prévoit une baisse des concentrations modélisées en 2018 comparativement aux valeurs de 2011. Cette diminution n'est cependant pas suffisante pour abaisser les concentrations sous la norme du MDDELCC, malgré la mise en place des mesures d'atténuation des émissions. De plus, l'étude de dispersion des contaminants suggère des dépassements fréquents de la norme annuelle pour l'As en zone résidentielle.

La modélisation prévoit également une augmentation des concentrations de SO₂ en 2018, menant à des dépassements, en zone résidentielle, des normes de courte durée (4 minutes) sans toutefois générer un dépassement de la norme journalière. Ces dépassements demeurent toutefois très peu fréquents pour le SO₂.

3. Effets sur la santé en lien avec les émissions de CCR

3.1 Arsenic

Tel que mentionné précédemment, l'exposition à l'As peut être liée à différentes sources, dont l'alimentation ou encore, via l'air ambiant. Dans le cadre de cet avis et dans le contexte d'une exposition à des émissions industrielles, le mode d'exposition étudié ainsi que les effets sur la santé sont ceux reliés à l'inhalation d'As.

L'As peut se retrouver sous plusieurs formes inorganiques ou organiques et sous plusieurs états d'oxydation différents. La plupart des cas de toxicité humaine due à l'As ont été associés à l'exposition à l'As inorganique, de sorte que ces composés constituent l'objet principal de cet avis (ATSDR, 2007). Cependant, la distinction entre les différents composés inorganiques n'est pas décrite systématiquement dans la littérature pour plusieurs raisons, notamment le fait que dans de nombreux cas d'exposition, ces composés ne sont pas connus ou varient avec le temps (ATSDR, 2007). De ce fait, les différentes formes d'As inorganique ne sont pas différenciées dans les études.

L'inhalation d'As peut présenter des effets aigus (exposition courte, à forte dose) ou chroniques (exposition longue à plus faible dose). Compte tenu de l'exposition décrite précédemment pour les citoyens (moyenne annuelle), **l'exposition à de faibles concentrations sur une longue période (exposition chronique) est la situation d'intérêt dans le cadre de cet avis.** En effet, lors de la modélisation, un dépassement de la norme a été noté par rapport aux normes annuelles du MDDELCC. Par conséquent, il sera question principalement des effets chroniques de l'As dans la présente section.

3.1.1 Aigus

Les effets aigus sont traités dans cet avis à titre informatif, les effets aigus surviendraient à des niveaux de plusieurs milliers de fois supérieurs à ceux modélisés. En effet, **le scénario d'exposition pour la population générale implique plutôt une exposition chronique à de beaucoup plus faibles concentrations.** Il s'avère toutefois pertinent de décrire les différents types d'effets reliés à l'As rapportés dans la littérature, et les mettre en lien avec les scénarios d'exposition appropriés afin d'éviter une confusion au niveau des effets sur la santé appréhendés chez la population générale.

Les effets aigus de l'As surviennent lors d'exposition à une **concentration élevée à court terme** (généralement ≤ 24 h). L'inhalation aiguë d'As peut causer les symptômes suivant : toux, mal de gorge, dyspnée, respiration sifflante, œdème pulmonaire, insuffisance respiratoire, nausées, diarrhée et douleurs abdominales (Health Protection Agency, 2006, Alberta Government, 2011).

3.1.2 Chroniques

De façon générale, les effets chroniques sont souvent plus facilement étudiés chez les travailleurs qui sont exposés de façon chronique à un contaminant. En effet, les travailleurs sont souvent exposés à de plus fortes doses que la population générale. L'association entre l'exposition et les effets santé chez la population générale est souvent plus difficilement établie en raison des expositions plus faibles et de l'association plus difficile à démontrer entre l'exposition et la survenue d'un problème de santé. Une extrapolation des résultats des études chez les travailleurs est donc nécessaire. Bien que cette extrapolation comporte des incertitudes, elle permet néanmoins d'établir une dose d'exposition qui se

veut protectrice afin d'éviter le développement d'effets chez la population générale, et chez les individus plus sensibles. Ces valeurs d'exposition protectrices ou valeurs de références sont discutées plus en détail à la section 4.

3.1.2.1 Cancérogènes

L'As est une substance cancérogène dont les effets sont prouvés chez l'homme (IARC, 2012). Le cancer du poumon est le type de cancers le plus associé à l'exposition par inhalation. La littérature scientifique suggère que l'inhalation d'As et le risque de cancer du poumon sont sujets à une relation dose-réponse (IARC, 2012).

Le lien entre l'inhalation d'As et le risque de cancer du poumon a surtout été étudié pour les travailleurs exposés à de fortes concentrations de cette substance pendant de nombreuses années. Il est important de noter que les cancers reliés à l'exposition à l'As auraient une période de latence se situant entre 30 et 50 ans (Tapio and Grosche, 2006, cités dans Alberta Government, 2011). Certaines recherches ont été menées afin d'étudier l'association d'une exposition par inhalation à l'As à des cancers non pulmonaires (foie, peau, système digestif, os), mais il n'existe pas une preuve claire d'un lien de causalité entre ces deux éléments (IARC, 2012 et ATSDR, 2007).

Ces données ne sont pas disponibles pour une exposition environnementale, correspondant au scénario d'exposition pour la population générale. Quelques études épidémiologiques (Matanoski et al. 1980; Pershagen et al. 1977; Tollestrup et al. 2003) ont été réalisées afin de déterminer si la population avoisinant des sources importantes d'As présentait des risques accrus de cancer du poumon. Les résultats de ces études n'ont cependant pas été concluants. Bien que certaines études publiées antérieurement présentent une association positive entre une exposition environnementale et le cancer du poumon, une réanalyse de ces résultats n'a pas identifié cette association lorsque certains biais ou facteurs de confusion étaient intégrés dans l'analyse (ex. : correction pour le fait que certains résidents ayant développé le cancer travaillaient à la fonderie étudiée).

Ainsi, les études épidémiologiques ne démontrent pas de lien de causalité concluant entre les concentrations environnementales d'As dans l'air et le cancer du poumon. Toutefois, cela ne signifie pas que cette association soit inexistante (INSPQ 2003). Ceci indique cependant que cette association est difficilement démontrable à de si faibles concentrations. **En effet, aux niveaux prévus et à de si petites probabilités d'occurrence (1 cas sur 1 million d'individus), la population n'est pas assez nombreuse pour démontrer un lien causal avec l'exposition environnementale à l'As.**

Il demeure néanmoins nécessaire de déterminer des valeurs d'exposition permettant d'éviter les effets chroniques chez la population générale, incluant les personnes plus sensibles. En effet, comme présenté

à la section 4, plusieurs organisations établissent des normes d'expositions environnementales en extrapolant les risques sur la base de courbe dose-réponse estimée chez les travailleurs, exposés à de plus fortes concentrations.

Outre le cancer du poumon, plusieurs études ont été publiées concernant la génotoxicité de l'As. Cependant, un consensus scientifique n'a pas encore été établi quant aux mécanismes probables de la génotoxicité de cette substance (ATSDR, 2009). Les mécanismes proposés comprennent les dommages causés par les radicaux libres d'oxygène, la capacité de l'As à agir comme un analogue du phosphate et le processus de réparation de l'ADN qui serait altéré (Faita et al., 2013, IPCS 2001, Alberta Gouvernement, 2011). Selon l'INSPQ (2004), il semble qu'il ne soit pas possible actuellement de déterminer de façon certaine si l'As exerce un effet génotoxique direct (mutations ponctuelles) ou si cet effet est indirect (altérations chromosomiques). Des études supplémentaires sont nécessaires pour pouvoir statuer sur la génotoxicité de l'As.

3.1.2.2 Non cancérigènes

La plupart des informations sur l'exposition humaine à l'As par inhalation proviennent d'études réalisées auprès de travailleurs dans certains milieux professionnels tels que les fonderies. Il existe peu d'études quantitatives sur les effets non cancérigènes sur la population générale (ATSDR, 2007).

Également, dans le cadre de cet avis, la population générale est exposée à des concentrations plus faibles. Par conséquent, les effets non cancérigènes sur la santé sont plus difficilement applicables à la population dont il est question dans le présent avis. **Comme pour les effets aigus, les effets non cancérigènes, qui apparaissent à des concentrations au moins 10 000 fois plus élevées que celles modélisées, sont décrits uniquement à titre informatif dans le présent avis.**

Des études épidémiologiques ont démontré que l'As inorganique inhalé peut produire des effets neurologiques, les plus fréquents étant les neuropathies périphériques (paresthésie, diminution des réflexes, faiblesse musculaire, tremblements) (Gerr et al. 2000).

Certains effets dermatologiques ont également été rapportés chez des travailleurs exposés à de plus fortes concentrations d'As par inhalation : hyperpigmentation, hyperkératose, dermatite. Les analyses dose-réponses sont difficiles à effectuer, notamment en raison de la présence de facteurs confondants (ATSDR, 2007). Au niveau cardiovasculaire, une augmentation de l'incidence du phénomène de Raynaud et de vasospasticité a été documentée chez les travailleurs exposés pendant une moyenne de 23 ans, à une dose importante d'As dans l'air (Lagerkvist et al. 1986). L'IARC mentionne toutefois que la preuve de l'association entre l'exposition à l'As et les maladies vasculaires périphériques est limitée (IARC, 2004).

Ces effets sont observés suite à une exposition à des concentrations des milliers de fois supérieures aux concentrations présentées dans cet avis.

Bien que l'As soit un irritant des voies respiratoires, peu d'études ont été menées concernant les effets non cancérigènes de l'inhalation d'As sur les voies respiratoires, autres que chez les travailleurs. Pour l'instant, nous n'avons pas assez d'études pour déterminer s'il y a un lien de causalité entre l'exposition et la survenue de symptômes respiratoires (ATSDR, 2007, Alberta Government, 2011).

Finalement, un nombre restreint d'études évaluent l'association entre l'As et le développement fœtal. Cependant, les associations rapportées sont peu concluantes et les résultats comportent plusieurs limites méthodologiques (Ihrig et al., 1998, Nordström et al. 1978a, b, 1979, cités dans Alberta Gouvernement, 2011 et ATSDR, 2007).

3.2 Dioxyde de soufre

L'exposition à court et long terme au SO₂ est reconnue comme pouvant provoquer des difficultés respiratoires, et ceci en particulier auprès d'enfants, de personnes âgées et de personnes asthmatiques (ATSDR 1998). Étant donné que les dépassements modélisés en zone résidentielle en 2018 ont uniquement été identifiés pour un intervalle de 4 minutes et non pour une période plus étendue, les effets aigus sont ceux d'intérêt dans la situation présente. Néanmoins, les concentrations modélisées demeurent trop faibles et les dépassements peu fréquents pour entraîner des effets significatifs chez la population.

3.3 Conclusion sur les effets sur la santé

L'inhalation d'As peut engendrer des effets aigus et chroniques sur la santé. Dans le cas présent, le scénario d'exposition le plus pertinent pour la population étudiée est l'exposition chronique à de faibles doses et les effets chroniques reliés à cette exposition.

Il a été démontré chez les travailleurs qu'une exposition chronique pouvait entraîner des effets néfastes sur la santé. L'effet se manifestant au plus bas niveau d'exposition suivant une exposition chronique est le cancer du poumon. Bien que cette association soit confirmée chez les travailleurs, à ce jour, il n'existe pas de preuves épidémiologiques concluantes que l'exposition à l'As pour la population générale demeurant à proximité des fonderies augmente le risque de cancer du poumon. Toutefois, cela ne signifie pas que cette association soit inexistante, mais qu'elle est difficile à démontrer. En effet, l'exposition de la population générale a lieu à des concentrations beaucoup plus faibles que chez les travailleurs. À ces niveaux d'exposition, les risques sont très faibles (1 cas sur 100 000 ou 1 000 000) et conséquemment, les

effets sont peu fréquents dans la population. L'association entre l'exposition et les effets demeure donc très difficile à démontrer dans la population générale.

Dans le but de réduire le plus possible l'exposition de la population à l'As, puisqu'il est un cancérigène reconnu, plusieurs organisations fixent des critères d'exposition environnementale à de plus faibles concentrations. Les valeurs de références et le risque à la santé en lien avec l'exposition de la population avoisinant l'affinerie CCR sont abordés plus en détail à la section suivante (section 4).

En ce qui a trait au SO₂, cette substance est reconnue comme pouvant occasionner des difficultés respiratoires, et ce à court ou long terme. Toutefois, dans ce cas-ci, l'exposition semble trop faible et peu fréquente pour entraîner des effets significatifs chez la population générale avoisinant l'affinerie.

4. Valeurs de référence et risque à la santé

4.1 Valeurs de référence

L'As étant un contaminant avéré, plusieurs institutions se sont dotées de normes, critères ou lignes directrices afin de déterminer les niveaux d'As dans l'air ambiant considérés comme acceptables pour la population générale. Les valeurs de références sont des concentrations maximales définies en fonction de l'intervalle de temps choisi (ex. : 15 minutes, journalier, annuel). Dans le cas présent, étant donné que l'effet d'une exposition prolongée a été identifié comme étant déterminant dans les sections précédentes (section 3), les valeurs d'exposition doivent être comparées aux normes annuelles. Au Québec, comme spécifié dans la section 2.1, la concentration annuelle maximale prescrite par le RAA est de 3 ng/m³. Cette norme a été établie afin de protéger la santé humaine ainsi que les écosystèmes. Toutefois, cette norme n'est pas applicable sur le territoire de Montréal où le Règlement 2001-10 de la CMM prévaut. Ce règlement propose d'autres critères de gestion des émissions, sur 15 minutes, 1 h et 8 h, qui sont pertinents pour un suivi réglementaire, mais qui n'ont pas été retenus dans le cadre de cette évaluation des risques à la santé, qui nécessite plutôt une valeur qui reflète une exposition à long terme à l'As dans l'air ambiant.

Le tableau 6 présente quelques exemples de normes, critères et lignes directrices proposées par diverses organisations gouvernementales afin de limiter l'exposition prolongée à l'As dans l'air ambiant pour la population générale (valeurs annuelles).

**Tableau 6. Normes, critères et lignes directrices d'arsenic dans l'air ambiant
(Alberta Government, 2011)**

Organisation gouvernementale	Valeur annuelle (ng/m ³)	Excès de risque de cancer	Risque unitaire (par µg/m ³)
Rhode Island, Massachusetts, Vermont, Caroline du Nord	0,2	1/10 ⁶	4,3 x 10 ⁻³
Washington	0,303	1/10 ⁶	
US Environmental Protection Agency, Michigan (<i>secondary screening level</i>)	2	1/10 ⁵	4,3 x 10 ⁻³
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec	3*	1,3/10 ⁵	4,3 x 10 ⁻³
Nouvelle-Zélande	5,5	1/10 ⁵	
Union européenne	6	1/10 ⁵	1,5 x 10 ⁻³
Alberta	10		
Louisiane	20	1/10 ⁴	4,3 x 10 ⁻³
New Hampshire	24**		
Texas Commission on Environmental Quality	67	1/10 ⁵	1,5 x 10 ⁻⁴

* Valeur initiale de 2 ng/m³, correspondant à un risque de 1/10⁵.

** Basé sur la valeur du TWA de l'ACGIH (0,01µg/m³) divisée par un facteur de sécurité de 100 et de 4,2.

Le tableau 6 permet de constater la grande variabilité des valeurs proposées par ces organisations. Ces différences s'expliquent en grande partie par les motifs qui ont mené les organisations à déterminer ces normes, critères ou lignes directrices. Par exemple, une part de l'incertitude est liée au fait que les normes sont déterminées à partir des résultats des études réalisées auprès des travailleurs exposés à de fortes doses. Une extrapolation des résultats doit être effectuée afin de refléter l'exposition à de faibles doses, comme c'est le cas pour la population générale. De plus, une variabilité existe dans le niveau de risque jugé acceptable dans la population générale, soit un excès de cas de cancer pour 10 000, 100 000 ou 1 000 000 individus.

Sommairement, le seuil annuel d'As dans l'air (0,2 ng/m³) proposé par le *Department of Environmental Management* du Rhode Island (1992) est parmi les seuils les plus bas. Plusieurs autres états américains proposent des seuils similaires, tels l'Arizona, le Massachusetts, le Michigan, la Caroline du Nord, le

Vermont et Washington (Alberta Government, 2011). Le seuil de $0,2 \text{ ng/m}^3$ a été établi en se basant sur un excès de risque de cancer du poumon de $1/1\,000\,000$ et en utilisant le facteur de risque unitaire pour l'inhalation d'As proposé par l'US EPA (US EPA, 2003). Le risque unitaire correspond au risque associé à une exposition sur une vie entière à une concentration de $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Ce risque unitaire ($4,3 \times 10^{-3}$ par $\mu\text{g/m}^3$) est basé sur le développement du cancer du poumon chez les travailleurs de certaines fonderies (cohortes de Tacoma dans l'état de Washington et d'Anaconda au Montana). Ce même risque unitaire est bien évidemment utilisé dans les lignes directrices du US EPA, néanmoins ceux-ci proposent de considérer un excès de risque de cancer du poumon de $1/100\,000$ (US EPA 2003).

L'Union européenne propose une valeur de référence deux fois supérieure à la norme québécoise (6 ng/m^3). À notre connaissance, aucune information n'est apportée pour justifier cette valeur. Il s'agit d'une valeur près de 10 fois plus importante que celle qui correspond au risque unitaire développé par l'OMS pour l'Europe ($0,66 \text{ ng/m}^3$). Étant donné que la valeur de l'OMS est basée sur un risque unitaire calculé à partir des cohortes de Tacoma et Anaconda (aux États-Unis) et Ronnskar (en Suède) ainsi qu'un excès de cancer du poumon de $1/1\,000\,000$, il est probable que la norme européenne soit déterminée en utilisant les mêmes données et la même méthodologie que l'OMS, mais en retenant un excès de risque de $1/100\,000$.

La norme proposée récemment par le *Texas Commission on Environmental Quality* (TCEQ) est plus de 30 fois supérieure à celle prônée par le US EPA (Erraguntla et al. 2012). Tout comme l'US EPA, cette organisation a établi son seuil selon un excès de risque de cancer de $1/100\,000$ et un risque unitaire basé sur le cancer du poumon chez les travailleurs. Toutefois, ce facteur de risque ($1,5 \times 10^{-4}$ par $\mu\text{g/m}^3$) est différent de celui développé par l'US EPA en 1984, car la méthodologie utilisée pour sa détermination est différente. En effet, le TCEQ a réévalué les cohortes de Tacoma et Anaconda, utilisées dans la détermination du facteur de risque unitaire du USEPA, et rajouté les données d'une cohorte de travailleurs suédois (cohorte de Ronnskar) afin de déterminer une nouvelle valeur de risque unitaire.

4.2 Risque à la santé

Cette grande variabilité de normes, dont l'intervalle de valeurs varie de $0,2 \text{ ng/m}^3$ à 67 ng/m^3 , démontre qu'il existe une grande incertitude quant au niveau d'As dans l'air ambiant jugé acceptable pour la population générale. En se référant à ces valeurs, la norme québécoise, ayant une valeur de 3 ng/m^3 , représente une valeur intermédiaire de cet intervalle.

Bien qu'une incertitude persiste sur le niveau d'exposition chronique acceptable pour la population générale, il est important de s'assurer que les concentrations d'As dans l'air ambiant n'augmentent pas au fil du temps. En effet, les organisations internationales visent à ce que les niveaux de fond auxquels la

population est déjà exposée n'augmentent pas afin d'éviter les effets sur la santé. Ce niveau de fond pour le Québec est de 2 ng/m³.

De façon générale, la concentration initiale d'As dans l'air ambiant à Montréal en milieu urbain (2 ng/m³) est associée à un risque cancérigène de 1/100 000. À cette concentration se rajoute la contribution des émissions industrielles.

En ce qui a trait aux émissions industrielles liées aux activités de l'affinerie CCR à Montréal-Est, malgré les concentrations annuelles moyennes estimées pour 2018 en milieu résidentiel (6 ng/m³), le risque est faible, il demeure essentiel de viser à ce que la population ne soit pas exposée de façon chronique à des concentrations plus élevées que la norme. Bien qu'il y ait des mesures de mitigation prévues par l'industrie et la mise en place d'un dépoussiéreur, ces mesures ne sont pas suffisantes pour atteindre la norme provinciale sur l'ensemble du territoire résidentiel avoisinant l'industrie.

Des variations des concentrations émises pourraient également être présentes lors de la période de mise en service du dépoussiéreur et lors de l'ajustement des autres mesures de mitigation prévues.

Constat : Le risque à la santé en lien avec les émissions industrielles prévues est faible. Toutefois, il demeure essentiel de viser à ce que la population ne soit pas exposée de façon chronique à des concentrations plus élevées que la norme du MDDELCC. Cette valeur est retenue à titre de référence dans cet avis afin d'éviter les effets chroniques en lien avec l'As chez la population.

5. Recommandations

5.1 Constats

A) Concentrations dans l'air ambiant

- Pour l'As, des normes dans l'air ambiant sont inscrites au Règlement 2001-10 de la CMM pour 15 minutes, 1 h et 8 h. Toutefois, dans le cadre de cet avis, l'évaluation des risques à la santé nécessite plutôt une valeur qui reflète une exposition à long terme à l'As. Ainsi, la norme annuelle du MDDELCC a été retenue à titre de référence.
- Le plan d'action de CCR visait la mise en place de mesures de contrôle (ex. : dépoussiéreur) permettant la réduction des concentrations de polluants émises, dont l'arsenic.
- Toutefois, les mesures d'atténuation des émissions d'As dans l'air mises en place n'atteindront pas le respect des normes :
 - o les valeurs maximales des concentrations moyennes annuelles d'As **modélisées dans l'air ambiant en zone résidentielle** pour 2018 dépasseront la norme annuelle du MDDELCC de 200 % ;
 - o les valeurs maximales des concentrations moyennes annuelles **modélisées à la station Édouard-Rivet pour 2018** dépasseront la norme du MDDELCC.
- On constate également des dépassements des normes pour le SO₂ pour les concentrations de SO₂ **modélisées** au scénario de 2018. Ces dépassements sont très rares, ainsi, le SO₂ n'est pas identifié comme étant problématique.

B) Exposition de la population et effets sur la santé

- Le scénario d'exposition le plus pertinent pour la population étudiée est l'exposition chronique à de faibles doses via l'inhalation et les effets chroniques reliés à cette exposition.
- L'effet se manifestant au plus bas niveau d'exposition via l'inhalation est le cancer du poumon. Bien que cette association soit confirmée dans la littérature chez les travailleurs, à ce jour, il n'existe pas de preuves épidémiologiques concluantes que l'exposition à l'As pour la population générale avoisinant les fonderies augmente le risque de cancer du poumon. En effet, l'exposition de la population générale a lieu à des concentrations beaucoup plus faibles que chez les travailleurs. À ces niveaux d'exposition, les risques sont très faibles et conséquemment, les effets

sont peu fréquents dans la population. L'association entre l'exposition et les effets demeure donc très difficile à démontrer dans la population générale.

- En ce qui a trait aux émissions industrielles liées aux activités de l'affinerie CCR à Montréal-Est, malgré les concentrations annuelles moyennes estimées pour 2018 en milieu résidentiel (6 ng/m^3), le risque est faible, il demeure essentiel de viser à ce que la population ne soit pas exposée de façon chronique à des concentrations plus élevées que la norme (3 ng/m^3).

5.2 Recommandations

Les mesures de contrôle présentement incluses dans le plan d'action de l'affinerie sont insuffisantes pour garantir le respect des normes. Nous recommandons au MDDELCC et à la Ville de Montréal, en fonction de leurs mandats respectifs, la mise en place des mesures suivantes :

A) Mesures d'atténuation des émissions atmosphériques d'As de l'affinerie CCR

- L'entreprise devrait définir, à court terme, de nouvelles mesures d'atténuation qui permettraient de diminuer les émissions et de respecter les normes de la Ville de Montréal et du MDDELCC.

B) Station de mesure des concentrations d'As et des autres métaux dans l'air ambiant

- Remettre en fonction, à court terme, la station d'échantillonnage du Centre récréatif Édouard-Rivet ;
- Maintenir le suivi des concentrations d'As et de métaux tel qu'effectué historiquement à la station du centre Édouard-Rivet ;
- Compte tenu de la problématique historique d'émission d'As par l'affinerie CCR, des différences entre la concentration d'As à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet et la concentration maximale en zone résidentielle, de l'incertitude en lien avec les émissions modélisées et du suivi interrompu des émissions à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet depuis la réfection du centre sportif, la DRSP recommande :
 - o De mettre en place 2 nouvelles stations de mesure des concentrations ambiantes des métaux, principalement l'As, en milieu résidentiel :

- Sous les vents dominants et plus rapprochés de l'industrie afin de mieux caractériser l'exposition de la population la plus rapprochée et sous le vent de l'entreprise (côté nord-est). Rappelons que des rues résidentielles se trouvent à moins de 250 m de l'entreprise.
- Du côté sud-ouest, afin de tenir compte de la dispersion des polluants comme présenté à la section 2.3.1.2.
- De mettre en place ces stations dès que possible (avant la période hivernale). Considérer la mise en place temporaire de stations mobiles avant la construction de stations permanentes si celles-ci requièrent des délais plus longs.
- Maintenir le suivi des concentrations d'As et de métaux à ces stations, tel qu'effectué historiquement à la station du Centre récréatif Édouard-Rivet et en informer les partenaires.

C) Suivi suite à la mise en place du dépoussiéreur

- L'entreprise devrait valider l'efficacité du dépoussiéreur, valider les facteurs d'émission utilisés dans la modélisation et effectuer une nouvelle modélisation de la dispersion des contaminants avec ces nouvelles informations.

D) Autre suivi

- Lors du programme de suivi déjà établi pour l'entreprise, s'assurer du suivi des émissions de SO₂.

6. Conclusion

Cet avis dresse le portrait des émissions à l'atmosphère en lien avec les activités de l'affinerie CCR, située à Montréal-Est.

Suite à la modélisation de la dispersion des contaminants effectuée par l'entreprise, on observe des dépassements de norme pour l'As pour 2011 et 2018 (prévisions) et dans une moindre mesure, pour le SO₂ en 2018 (prévisions).

En ce qui a trait aux effets sur la santé, le principal effet en lien avec une exposition chronique à l'As est le cancer du poumon. Toutefois, cet effet est associé à une exposition chronique à des doses beaucoup plus importantes que celles auxquelles la population générale est exposée dans ce cas-ci. Ainsi, bien qu'un dépassement des normes en milieu résidentiel soit prévu dans l'étude de modélisation, le risque à la santé pour la population résidant à proximité de l'affinerie est très faible.

Toutefois, il demeure essentiel de viser à ce que la population ne soit pas exposée à des concentrations plus élevées que la norme. En effet, il est important de s'assurer que les concentrations d'As dans l'air ambiant, et conséquemment l'exposition de la population, n'augmentent pas au fil du temps.

Dans ce contexte, la DRSP recommande :

- A) Que l'entreprise définisse, à court terme, de nouvelles mesures d'atténuation qui permettraient de diminuer les émissions d'As dans l'air.**
- B) La mise en place de deux nouvelles stations de mesure des concentrations ambiantes des métaux, principalement l'As, en milieu résidentiel de part et d'autre de l'entreprise, afin de mieux caractériser l'exposition de la population.**
- C) Que l'efficacité des nouvelles mesures d'atténuation soit validée suite à leur mise en place.**

Auteurs : Karine Price, Louis-François Tétreault, Anne-Frédérique Lambert-Slythe

Service : Environnement urbain et saines habitudes de vie

Date : Le 21 août 2018

Références

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (1998). *Public Health Statement: Sulfur Dioxide*. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2007). *Toxicological profile for arsenic*. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2009). *Case studies in environmental medicine: Arsenic toxicity*. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). (2016). *ADDENDUM for ARSENIC Supplement to the 2007 Toxicological Profile for Arsenic*.
- ALBERTA ENVIRONMENT. (2013). *Alberta Ambient Air Quality Objectives*. Accessible en ligne : <https://open.alberta.ca/dataset/fdc29c4d-74ea-45c2-9ac9-e709fa59dff1/resource/88db9628-64f4-4f5f-82e1-606f77e7cd52/download/2013-AAQO-Arsenic-2013.pdf>. Consulté le 28-11-2017.
- ALBERTA GOVERNMENT. (2011). *Assessment report on arsenic for developing ambient air quality objectives, 2011 update*. Meridian Environmental Inc.
- CARLIN, DJ. & AL. 2016. *Arsenic and environmental health: state of the science and future research opportunities*. Environ Health Perspect 124:890–899; Accessible en ligne : <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1510209>.
- COMMISSION DES NORMES, DE L'ÉQUITÉ, DE LA SANTÉ ET DE LA SÉCURITÉ DU TRAVAIL (CNESST). (2016). *Dioxyde de soufre. Répertoire toxicologique*. Accessible en ligne : http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/pages/fiche-complete.aspx?no_produit=2360. Consulté le 28-11-2017.
- DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT DU RHODE ISLAND. (2008). *Rhode Island Air Toxics Guideline – Revised*. Update to the Air Pollution Control Regulation No. 22. Division of Air and Hazardous Materials, Rhode Island Department of Environmental Management. Providence, RI. Amended 19, November 1992.
- ERRAGUNTLA N.K. ET GRANT R.L. (2013). *Arsenic and Inorganic Arsenic Compounds*. Texas Commission on Environmental Quality. 103 pages.
- ERRAGUNTLA, N. K., SIELKEN, R. L., VALDEZ-FLORES, C., & GRANT, R. L. (2012). *An updated inhalation unit risk factor for arsenic and inorganic arsenic compounds based on a combined analysis of epidemiology studies*. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 64(2), 329-341.
- 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.
- EUROPEAN COMMISSION. (2001). *Ambiant air pollution by As, Cd and Ni compounds – position paper*. Working group on Arsenic, Cadmium and Nickel compounds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 200. ISBN 92-894-2054-5. 318 p.
- EUROPEAN UNION. (2004). *Directive 2004/107/EC of the European parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air*. Accessible en ligne : http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/oj/2005/l_023/l_02320050126en00030016.pdf. Consulté le 28-11-2017.

- FAITA, F., CORI, L., BIANCHI, F., & ANDREASSI, M. G. (2013). *Arsenic-Induced Genotoxicity and Genetic Susceptibility to Arsenic-Related Pathologies*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 10(4), 1527–1546. Accessible en ligne : <http://doi.org/10.3390/ijerph10041527>.
- GALLO, M.A. (1996). *History and Scope of Toxicology*. In: Klaasen, C.D., M.O. Amdur and J. Doull (eds). Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. McGraw — Hill Health Professions Division, Toronto, ON. 5^e ed. pp 3-12.
- GERR, F., LETZ, R., RYAN, P.B., ET AL. (2000). *Neurological effects of environmental exposure to arsenic in dust and soil among humans*. Neurotoxicology 21(4):47587.
- GLENCORE. (2017). Nos procédés. Accessible en ligne <http://www.affinerieccr.ca/fr/Produits/Pages/Nos-procedes.aspx>. Consulté le 28-11-2017.
- HATCH (2017). *Mise à jour de la modélisation de la dispersion atmosphérique*. Rapport. Affinerie CCR — Glencore. Projet dépoussiéreur four n° 8. H353566.
- HEALTH PROTECTION AGENCY (HPA). (2006). *Inorganic arsenic – toxicological review*. London: Health Protection Agency.
- IHRIG, M.M., SHALAT, S.L., BAYNES, C. (1998). *A hospital-based case-control study of stillbirths and environmental exposure to arsenic using an atmospheric dispersion model linked to a geographical information system*. Epidemiology 9(3):290-294.
- INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC (INSPQ), MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX. (2004). *Avis sur l'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda*. Bibliothèque nationale du Québec. Québec.
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH IN CANCER (IARC). (2004). *Overall evaluations of carcinogenicity to humans: As evaluated in IARC Monographs volumes 182 (at total of 900 agents, mixtures and exposures)*. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer.
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH IN CANCER (IARC). (2012). *IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: Arsenic and arsenic compounds*. Volume 100C.
- INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). (2001). *Arsenic and Arsenic Compounds*. Environmental Health Criteria 224. Published under the Joint Sponsorship of the United Nations Environmental Programme, the International Labour Organisation, and the World Health Organisation (WHO). Accessible en ligne: www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm.
- LAGERKVIST, B., LINDERHOLM, H., NORDBERG, G.F. (1986). *Vasospastic tendency and Raynaud's phenomenon in smelter workers exposed to arsenic*. Environmental Research 39 (2):465-474.
- LAGERKVIST, B.J., ZETTERLUND, B. (1994). *Assessment of exposure to arsenic among smelter workers: A five year follow up*. Am J Ind Med 25 (4):477 488.
- MATANOSKI, G. M., LANDAU, E., TONASCIA, J., LAZAR, C., ELLIOTT, E. A., MCENROE, W., & KING, K. (1981). *Cancer mortality in an industrial area of Baltimore*. Environmental research, 25(1), 8-28.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC), 2016. *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère, version 5*. Québec, Direction des avis et des expertises, ISBN 978-2-550-77015-2 (PDF), 29 p. Accessible en ligne : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm>.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC). (2017). *Le Programme de réduction des rejets industriels et l'attestation d'assainissement*.

- MINISTRY OF THE ENVIRONMENT OF ONTARIO. 2008. *Ontario's Ambient Air Quality Criteria*. Standards Development Branch. PIBS #6570e. Accessible en ligne : <http://www.airqualityontario.com/downloads/AmbientAirQualityCriteria.pdf>. Consulté le 28-11-2017
- PERSHAGEN, G., ELINDER, C. G., & BOLANDER, A. M. (1977). *Mortality in a region surrounding an arsenic emitting plant*. *Environmental health perspectives*, 19, 133.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). (2003). *Integrated Risk Information System*. Accessible en ligne: <http://www.epa.gov/iris>. Consulté le 28-11-2017.
- TOLLESTRUP, K., FROST, F. J., HARTER, L. C., & McMILLAN, G. P. (2003). *Mortality among children residing near the American Smelting and Refining Company (ASARCO) copper smelter in Ruston, Washington*. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 58(11), 683-691.
- VILLE DE MONTRÉAL. (2017). Règlement 2001-10. Accessible en ligne : http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7237,75191583&_dad=portal&_schema=PORTAL. Consulté le 28-11-2017.