The background of the cover features silhouettes of four diverse individuals: a woman with curly hair on the left, a man in the center, a woman with a ponytail on the right, and a man in the foreground on the right. They are rendered in shades of blue and teal against a dark blue background.

Portrait de la pollution de l'air à Québec et de certains de ses impacts sur la santé des résidents des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec–Basse-Ville

MARS 2023

RAPPORT DE RECHERCHE

AUTEURS

Stéphane Buteau, chercheur associé et professeur adjoint
Audrey Smargiassi, Ph. D., chercheure associée et professeure titulaire
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie et
Département de santé environnementale et santé au travail, École de santé publique, Université de Montréal

Isabelle Goupil-Sormany, MD, M. Sc., médecin-conseil
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

SOUS LA COORDINATION DE

Patrick Poulin, coordonnateur de l'Équipe scientifique sur l'air
Jean-Bernard Gamache, chef d'unité scientifique – Évaluation et soutien à la gestion des risques
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

RÉVISEURS

Mathieu Rouleau, M. Sc., évaluateur principal
Division de l'évaluation des secteurs de pollution de l'air et des sciences de l'exposition
Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Santé Canada

Laura Minet, Ph. D., professeure adjointe
Département de génie civil, Université de Victoria

Les réviseurs ont été conviés à apporter des commentaires sur la version préfinale de ce document et en conséquence, n'en ont pas révisé ni endossé le contenu final.

Les auteurs ainsi que les membres du comité scientifique et les réviseurs ont dûment rempli leurs déclarations d'intérêts et aucune situation à risque de conflits d'intérêts réels, apparents ou potentiels n'a été relevée.

MISE EN PAGE

Aurélié Franco, agente administrative
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

Dépôt légal – 1^{er} trimestre 2023
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN : 978-2-550-94188-0 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2023)

REMERCIEMENTS

Ce projet a été rendu possible grâce au financement de la Ville de Québec et à la collaboration essentielle de Santé Canada, pour leur expertise ainsi que pour le prêt des instruments destinés à la mesure des polluants de l'air. En particulier, nous tenons à souligner l'apport de M. Keith Van Ryswyk et de M. Ryan Kulka qui ont développé le devis d'échantillonnage et dirigé la réalisation des campagnes d'échantillonnage. M. Keith Van Ryswyk a aussi supervisé le traitement des données et la modélisation de la variation intra-urbaine des polluants de l'air.

L'échantillonnage mobile a été réalisé grâce à la contribution de M. Christian-Riel Roberge de la Direction de santé publique du centre intégré université de santé et de services sociaux (CIUSSS) de la Capitale-Nationale. La mesure du bruit a été rendue possible grâce au prêt de sonomètres par la Direction régionale de santé publique du CIUSSS du Centre-Sud-de-l'Île-de-Montréal.

La production des cartes de polluants atmosphériques illustrant les données issues des modèles nord-américain et pancanadien, de même que celles décrivant les résultats de la modélisation des émissions industrielles, a été rendue possible grâce aux professeures Mme Audrey Smargiassi (Université de Montréal) et Mme Marianne Hatzopoulou (Université de Toronto) ainsi que leurs équipes de recherche, particulièrement Mme Sophie Goudreau et Mme Ying Liu. Les estimations de NO₂ annuelles indexées aux codes postaux de DMTI Spatial Inc. ont été fournies par le Canadian Urban Environmental Health Research Consortium (CANUE).

Ce projet repose aussi sur la participation du Comité-conseil et du Comité scientifique du projet Mon environnement, ma santé, porté par la Direction de santé publique du CIUSSS de la Capitale-Nationale. Ces comités ont orienté le choix des activités scientifiques retenus au regard de la pollution atmosphérique et de ses impacts sur la santé dans les territoires des centres locaux de services communautaires (CLSC) de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville. Certains éléments de la collecte de données ont aussi été définis avec les membres du Comité-conseil.

AVANT-PROPOS

Le présent rapport décrit la variabilité spatiale des niveaux ambiants de polluants atmosphériques et de bruit à Québec estimés par l'entremise de différentes méthodes. La part des problèmes d'asthme infantile et de mortalité par cardiopathie ischémique attribuable à la pollution de l'air extérieur, de 2000 à 2015, est aussi calculée chez les occupants des territoires des centres locaux de services communautaires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville.

Quelques précisions, géographique et méthodologique, doivent être apportées en prémisses de ce rapport de recherche. Au niveau géographique, la zone à l'étude où l'échantillonnage a eu lieu dépasse les limites géographiques des secteurs de Limoilou-Vanier et de la Basse-Ville, de la Ville de Québec ou de l'agglomération de Québec, tout en n'englobant que partiellement la communauté métropolitaine de Québec. Pour cette raison, le qualificatif « de Québec » est utilisé dans le texte plutôt que « Ville de Québec », « agglomération de Québec » ou « communauté métropolitaine de Québec ». De même, le territoire de Limoilou comprend les quartiers Lairet, Maizerets et Vieux-Limoilou. Le territoire de la Basse-Ville couvre les quartiers St-Roch et Saint-Sauveur.

Au niveau méthodologique, chaque activité scientifique décrite ci-après comporte des forces et des limites particulières. Ces caractéristiques sont exposées dans chacune des sections du rapport et dans les annexes associées. Les différentes méthodes utilisées se veulent d'abord utiles pour comprendre comment les niveaux ambiants de polluants de l'air et de bruit varient à Québec, en regard de certaines sources spécifiques (ex. industries) ou selon l'ensemble des sources (trafic routier, industries et sources lointaines). Les portraits de la pollution atmosphérique ainsi réalisés se veulent complémentaires et non entièrement comparables entre eux. Par exemple, les données issues du Réseau de surveillance de la qualité de l'air du Québec peuvent différer de celles des échantillonnages mobiles réalisés dans le cadre de ce projet, notamment car les instruments de mesure utilisés ne sont pas les mêmes. De plus, l'échantillonnage mobile mesure les polluants à même les routes, alors que les stations du Réseau de surveillance sont localisées à des lieux répondant à des critères bien particuliers (rarement en bordure des routes principales). En somme, l'interprétation des résultats doit être effectuée avec précaution; la comparaison des résultats obtenus par l'entremise des différentes méthodes (acquisition, analyse et interprétation) est généralement inadéquate.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	IV
LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES	VI
FAITS SAILLANTS	1
SOMMAIRE	2
INTRODUCTION	5
CONCENTRATIONS ATMOSPHÉRIQUES RÉSULTANT DES REJETS ATMOSPHÉRIQUES PAR CERTAINS ÉTABLISSEMENTS INDUSTRIELS	7
DESCRIPTION DES CONCENTRATIONS AMBIANTES DE PARTICULES FINES (PM_{2,5}) ET DE DIOXYDE D'AZOTE (NO₂) ISSUES DE TOUTES SOURCES À PARTIR DES MODÈLES NORD-AMÉRICAIN ET PANCANADIEN EXISTANTS	14
ÉCHANTILLONNAGE ET MODÉLISATION (<i>LAND USE REGRESSION</i>) DES NIVEAUX AMBIANTS (TOUTES SOURCES) DE POLLUANTS DE L'AIR ET DE BRUIT	22
IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR EXTÉRIEUR ET COMPARAISON AVEC L'EXPOSITION AU TABAGISME	31
DISCUSSION	34
CONCLUSION	39
RÉFÉRENCES	40
ANNEXE 1 SCHÉMA DES ACTIVITÉS SCIENTIFIQUES RETENUES DANS LES AXES II ET III DU PROJET MON ENVIRONNEMENT, MA SANTÉ : VOLET QUALITÉ DE L'AIR EXTÉRIEUR	43
ANNEXE 2 MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET DU BRUIT	44
ANNEXE 3 DESCRIPTION DES CONCENTRATIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET DES NIVEAUX DE BRUIT MESURÉS LORS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE FIXES	49
ANNEXE 4 DESCRIPTION DE LA MÉTHODE ET DES MODÈLES PRÉDISANT LES CONCENTRATIONS AMBIANTES DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET DU BRUIT	52
ANNEXE 5 MÉTHODE DE CALCUL DES IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR ET DE L'EXPOSITION AU TABAGISME	61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Nombre de cas d'asthme infantile attribuables à l'exposition à la fumée secondaire de tabac et à la pollution de l'air dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville durant la période de 2000-2015	33
Tableau 2	Nombre de décès pour cause de cardiopathie ischémique attribuable au tabagisme et à la pollution de l'air dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville durant la période de 2000-2015	33
Tableau 3	Description des niveaux moyens mesurés aux différents sites lors des campagnes d'échantillonnage fixes en septembre 2019	49
Tableau 4	Description des données de polluants atmosphériques (NO ₂ et O ₃) et de bruit (LA _{eq-24h}) recueillies lors de la campagne d'échantillonnage fixe en septembre 2019	51
Tableau 5	Comparaison des mesures de bruit (LA _{eq-24h}) effectuées à Québec avec d'autres villes canadiennes	51
Tableau 6	Variables considérées comme prédicteurs dans la construction des modèles LUR servant à prédire les niveaux ambiants de polluants atmosphériques et du bruit à partir des données des campagnes d'échantillonnage	55
Tableau 7	Description du modèle prédisant les concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} , développé à partir des données de l'échantillonnage mobile	57
Tableau 8	Description du modèle prédisant les concentrations moyennes de NO ₂ , développé à partir des données de la campagne d'échantillonnage fixe réalisée en septembre 2019	58
Tableau 9	Description du modèle prédisant les concentrations moyennes de O ₃ , développé à partir des données de l'échantillonnage à des sites fixes réalisé en septembre 2019.....	59
Tableau 10	Description du modèle prédisant les niveaux de bruit ambiant (LA _{eq-24h}), développé à partir des données de l'échantillonnage à des sites fixes recueillies en septembre 2019.....	60
Tableau 11	Proportion de fumeurs de cigarettes pour les territoires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville chez les 45 ans et plus, selon l' <i>Enquête québécoise sur la santé de la population</i> , 2014-2015.....	63
Tableau 12	Risques relatifs de mortalité par cardiopathie ischémique chez les fumeurs relativement aux non-fumeurs, selon les données de l'American Cancer Society Cancer Prevention Study, Phase II (ACS CPS-II) (37,38)	64
Tableau 13	Nombre de cas de décès par cardiopathie ischémique chez les résidents des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, 2000-2015	65

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Concentrations ambiantes de particules fines ($PM_{2,5}$) attribuables aux émissions atmosphériques des établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, estimées à partir d'un modèle de dispersion pour l'année 2011 pour (A) Québec et (B) LVBV	8
Figure 2	Concentrations ambiantes (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de dioxyde d'azote (NO_2) attribuables aux émissions atmosphériques des établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, estimées à partir d'un modèle de dispersion pour l'année 2011 pour (A) Québec et (B) LVBV	10
Figure 3	Concentrations ambiantes (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de dioxyde de soufre (SO_2) attribuables aux émissions atmosphériques des établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, estimées à partir d'un modèle de dispersion pour l'année 2011 pour (A) Québec et (B) LVBV	12
Figure 4	Concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à Québec, estimées par le modèle nord-américain utilisant l'imagerie satellitaire	15
Figure 5	Concentrations moyennes annuelles de dioxyde d'azote (NO_2) estimées par le modèle pancanadien pour les années (A/B) 2011 et (C/D) 2016, Québec (A/C) et LVBV (B/D)	19
Figure 6	Variabilité spatiale des concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à Québec, modélisées à partir des données issues de l'échantillonnage mobile : A) pour l'ensemble de la zone d'étude élargie et B) avec un agrandissement sur les territoires de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville de Québec	23
Figure 7	Variabilité spatiale des concentrations moyennes de NO_2 à Québec, modélisées à partir des données issues de l'échantillonnage à des sites fixes en septembre 2019 pour Québec (A) et LVBV (B)	26
Figure 8	Concentration ambiante d'ozone (O_3) estimée à partir des données recueillies lors des campagnes d'échantillonnage à des sites fixes en septembre 2019 pour Québec (A) et LVBV (B)	27
Figure 9	Niveaux ambiants de bruit ($LA_{\text{eq-24h}}$) estimés à partir des données recueillies lors des campagnes d'échantillonnage fixe en septembre 2019 pour Québec (A) et LVBV (B)	29
Figure 10	Activités scientifiques programmées par la Direction de santé publique du CIUSSS de la Capitale-Nationale (2)	43
Figure 11	Illustration des sites d'échantillonnage à des sites fixes et des routes d'échantillonnages mobiles	47
Figure 12	Comparaison entre les échantillons de $PM_{2,5}$ mobiles et les mesures aux stations du RSQAQ	48

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

CALPUFF	<i>California Puff Model</i> – Modèle de dispersion de la qualité de l'air
CANUE	Canadian Urban Environmental Health Research Consortium
CIUSSCN	Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux de la Capitale-Nationale
CLSC	Centres locaux de services communautaires
dB(A)	Décibel pondéré pour l'oreille humaine
DSPublique	Direction de santé publique
IC	Intervalle de confiance
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
LA _{eq-24h}	Niveau équivalent continu de bruit sur 24 heures
LUR	<i>Land Use Regression</i>
LVBV	Limoilou-Vanier et la Basse-Ville
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MEMS	Mon environnement, ma santé
NO ₂	Dioxyde d'azote
O ₃	Ozone
PM _{2,5}	Particules de diamètre aérodynamique de 2,5 microns ou moins (communément appelées particules fines)
R ²	Coefficient de déterminant (R-carré)
RNSPA	Réseau national de surveillance des polluants atmosphériques
RSQAQ	Réseau de surveillance de la qualité de l'air du Québec
SISMACQ	Système intégré de surveillance des maladies chroniques du Québec
SO ₂	Dioxyde de soufre

FAITS SAILLANTS

Le présent document résume les résultats des activités scientifiques du projet *Mon environnement, ma santé*, réalisées par l'Institut national de santé publique du Québec. Plusieurs méthodes ont été utilisées afin d'effectuer l'analyse de la dispersion spatiale ou temporelle de la pollution atmosphérique à l'échelle locale et l'évaluation de certains impacts sanitaires associés au $PM_{2,5}$:

Description spatiale des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$, du NO_2 et du SO_2 émis par certains établissements industriels :

- Pour l'année 2011, selon un modèle de dispersion atmosphérique, les émissions industrielles de particules fines ($PM_{2,5}$), de dioxyde d'azote (NO_2) et de dioxyde de soufre (SO_2) ont affecté tout le territoire de Québec. Les quartiers centraux semblent toutefois plus exposés aux émissions modélisées.

Description spatiale des concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ et de NO_2 de l'air ambiant (toutes sources) issues de modèles nord-américain et pancanadien :

- La cartographie des concentrations de $PM_{2,5}$ à partir des données issues d'un modèle nord-américain démontrent visuellement une diminution des concentrations moyennes annuelles pour tout le territoire de Québec entre 2011 et 2018. Selon cette méthode, une zone dans le territoire de Limoilou montre des concentrations de $PM_{2,5}$ parmi les plus élevées à Québec.
- Pour le NO_2 , les données issues d'un modèle pancanadien pour les années 2011 et 2016 suggèrent aussi, de façon générale, une diminution des concentrations moyennes annuelles à Québec au cours des cinq dernières années. Les zones où les concentrations étaient les plus élevées se retrouvent à proximité des routes à plus forte densité de trafic.

Échantillonnages et modélisation (*Land Use Regression*) des niveaux ambiants (toutes sources) de $PM_{2,5}$, du NO_2 et du bruit :

- Pour les $PM_{2,5}$, les modélisations issues des données de l'échantillonnage mobile suggèrent que le territoire de la Basse-Ville est affecté par des concentrations parmi les plus élevées à Québec.
- Pour le NO_2 et le bruit, les modèles basés sur les données de l'échantillonnage fixe montrent que les niveaux les plus élevés sont intimement liés au trafic routier. Pour l'ozone, les concentrations les plus importantes se situent dans les banlieues de Québec.

Estimation de l'asthme infantile et des décès par cardiopathie ischémique attribuables à la pollution de l'air :

- Pour la période de 2000 à 2015, chez les citoyens de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville, les résultats des modélisations effectuées suggèrent que l'exposition aux $PM_{2,5}$ aurait contribué à 288 cas d'asthme infantile et 495 décès par cardiopathie ischémique.

SOMMAIRE

La pollution de l'air extérieur est reconnue comme un important facteur de risque pour la santé humaine. Comme la pollution de l'air est omniprésente, les interventions visant à réduire les émissions et les concentrations ambiantes de polluants atmosphériques ont le potentiel d'engendrer des bénéfices considérables sur la santé publique.

Les activités scientifiques présentées dans ce rapport avaient pour but de mieux caractériser la variabilité spatio-temporelle des concentrations de polluants de l'air à Québec, en particulier celle des territoires des centres locaux de services communautaires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville. Elles visaient aussi à mieux comprendre la part des problèmes de santé respiratoire et cardiovasculaire des citoyens des territoires de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville qui pourrait être attribuable à la pollution de l'air extérieur par les $PM_{2,5}$. Cette recherche s'inscrit dans un projet plus global de caractérisation de l'exposition aux polluants et aux poussières dans les territoires des centres locaux de services communautaires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, projet mené par la Direction de santé publique du centre intégré universitaire de santé et de services sociaux de la Capitale-Nationale, tel que décrit dans le document « Activités scientifiques » (2019).

Afin de contribuer à ce projet de caractérisation, les activités suivantes ont été menées par l'Institut national de santé publique du Québec¹ :

1. Description spatiale des concentrations moyennes de polluants ($PM_{2,5}$, NO_2 et SO_2) émis par certains établissements industriels;
2. Description spatiale des concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ et de NO_2 de l'air ambiant (toutes sources) issues de modèles nord-américain et pancanadien;
3. Échantillonnages et modélisation (*Land Use Regression*) spatiale des $PM_{2,5}$, du NO_2 et du bruit ambiant (toutes sources) à Québec;
4. Estimation de la part de l'incidence de l'asthme infantile et des décès par cardiopathie ischémique attribuable aux $PM_{2,5}$;
5. Comparaison de l'incidence de l'asthme infantile attribuable aux $PM_{2,5}$ et à la fumée secondaire de tabac.

¹ Le libellé des activités présentées dans ce rapport diffère légèrement de celui annoncé dans le document « Activités scientifiques » pour refléter davantage les méthodes employées.

Description spatiale des concentrations moyennes de polluants (PM_{2,5}, NO₂ et SO₂) émis par certains établissements industriels

Les concentrations ambiantes résultant des émissions des industries assujetties à une déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants ont été estimées à l'aide du modèle de dispersion de la qualité de l'air *California Puff Model*. Ce dernier est un système de modélisation de la dispersion des émissions et des panaches de pollution atmosphérique. Selon la cartographie des données de 2011, année la plus récente pour laquelle les données étaient disponibles, les émissions industrielles affectent la vaste majorité du territoire de Québec de façon variable. De nombreuses autres sources (transport, chauffage, autres industries) participent aux émissions totales de polluants et contribueraient à relativiser les apports spécifiques liés aux émissions industrielles rapportées et modélisées. De plus, l'Inventaire national des rejets de polluants ne permet d'apprécier qu'une partie des émissions industrielles, plusieurs émissions industrielles n'étant pas soumises à une exigence de déclaration.

Description spatiale des concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} et de NO₂ de l'air ambiant (toutes sources) issues de modèles nord-américain et pancanadien

Les données issues de modèles existants nord-américain et pancanadien ont été utilisées pour cartographier les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} et de NO₂ pour différentes années. Pour les PM_{2,5}, les données utilisées étaient celles des années 2011, 2015 et 2018. Ces dernières avaient une résolution spatiale d'environ 1 km sur 1 km. Pour le NO₂, les données utilisées correspondent aux années 2011 et 2016. Elles sont disponibles à l'échelle des codes postaux à six caractères.

La cartographie montre, de façon générale, une diminution dans le temps des concentrations de PM_{2,5} et de NO₂ à Québec. Du point de vue spatial, on observe une certaine variabilité des niveaux ambiants. Le territoire de Limoilou semble toutefois présenter des concentrations parmi les plus élevées de PM_{2,5} à Québec, malgré l'amélioration globale du portrait entre 2011 et 2018. Pour le NO₂, les concentrations les plus élevées s'avèrent associées à la proximité aux autoroutes et aux routes principales de la région.

Échantillonnages et modélisation (*Land Use Regression*) des niveaux ambiants (toutes sources) de PM_{2,5}, de NO₂ et du bruit à Québec

Afin de raffiner et d'actualiser le portrait de la qualité de l'air, des campagnes d'échantillonnage ont été effectuées en 2019 et 2020. Les données recueillies pour les PM_{2,5}, le NO₂, l'ozone et le bruit environnemental à Québec ont été utilisées pour prédire les niveaux ambiants sur l'ensemble du territoire à l'étude grâce à un modèle statistique (*Land Use Regression*) utilisant les caractéristiques du territoire.

Les résultats montrent que la Basse-Ville, surtout aux abords du boulevard Charest, est affectée par des concentrations de $PM_{2,5}$ parmi les plus élevées sur l'aire d'étude. On observe aussi des concentrations élevées dans l'ouest de la zone d'étude, près de l'intersection des autoroutes 40 et 540 dans le secteur de Sainte-Foy. Pour le NO_2 , la variation spatiale des concentrations est intimement liée au trafic routier. Pour l'ozone, les concentrations les plus importantes sont observées dans les banlieues de Québec. Enfin, les niveaux les plus élevés de bruit ont été évalués à proximité des autoroutes et des routes à plus forte densité de trafic routier.

Estimation de l'asthme infantile et des décès par cardiopathie ischémique attribuables à la pollution de l'air et comparaison avec l'exposition au tabagisme

Le nombre de cas incidents d'asthme infantile (chez les 12 ans et moins) et de décès par cardiopathie ischémique (chez les 45 ans et plus) attribuable aux $PM_{2,5}$ ont été estimés pour la période de 2000 à 2015, inclusivement. Pour les territoires des centres locaux de services communautaires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, il est estimé que l'exposition aux $PM_{2,5}$ aurait contribué au développement de l'asthme chez environ 288 enfants. En comparaison, la fumée secondaire du tabagisme aurait contribué à environ 104 cas d'asthme infantile, en supposant que 30 % des enfants y étaient exposés. Toutefois, des données régionales laissent entendre que l'exposition réelle à la fumée secondaire de tabac est moindre que 30 %, ce qui implique que le nombre de cas d'asthme infantile attribuable à la fumée secondaire du tabagisme est vraisemblablement moindre que 104. En ce qui concerne les décès par cardiopathie ischémique, il est estimé que l'exposition aux $PM_{2,5}$ et au tabagisme aurait contribué à 495 et 453 décès, respectivement. Il importe de souligner que le fardeau du tabagisme et de la pollution va bien au-delà de l'asthme infantile et des décès par cardiopathie. Par ailleurs, le tabagisme compte parmi les principaux facteurs de risque de mortalité prématurée au Canada. Ces estimations, bien qu'elles comportent des incertitudes, démontrent l'ampleur des impacts potentiels de la pollution de l'air sur la santé de la population.

INTRODUCTION

Mise en contexte

La Direction de la santé publique (DSPublique) du CIUSSS de la Capitale-Nationale (CIUSSSCN) est particulièrement intéressée par le bilan de santé de la population associée aux territoires des centres locaux de services communautaires (CLSC) de Limoilou-Vanier et Québec-Basse-Ville de Québec (LVBV). La DSPublique a mis sur pied le projet Mon environnement, ma santé (le projet MEMS) pour documenter le cumul des risques socioéconomiques et environnementaux qui affectent la santé des populations de ces territoires (1).

La pollution de l'air extérieur est reconnue comme un important facteur de risque pour la santé humaine. Elle s'avère un sujet d'intérêt pour les élus de la Ville de Québec, ses résidents et les autorités de santé publique. Particulièrement, les territoires de LVBV, qui sont parmi les plus densément peuplés de la région de la Capitale-Nationale, sont caractérisés par la présence ou la proximité de plusieurs sources de pollution atmosphérique, tels que des axes routiers majeurs ainsi que des axes de transport ferroviaire, des secteurs industriels, des résidences avec des appareils de chauffage au bois et le Port de Québec. Les indicateurs socioéconomiques jugés moins favorables pour ces territoires pourraient contribuer à accentuer le fardeau de la pollution de l'air pour la population locale.

Les interventions visant à améliorer la qualité de l'air extérieur ont le potentiel d'engendrer des bénéfices considérables pour la santé des populations. Documenter les variations intra-urbaines à une échelle fine est un objectif complémentaire à ceux soutenus par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) avec le Réseau de surveillance de la qualité de l'air du Québec (RSQAQ) qui visent à mieux évaluer l'exposition des populations aux polluants atmosphériques. Le volet sur la qualité de l'air extérieur du projet MEMS a pour objectif principal d'illustrer la variation locale des niveaux de polluants de l'air auxquels les populations locales sont exposées. Il vise aussi à mieux comprendre la part des problèmes de santé respiratoire et cardiovasculaire des citoyens des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de la Basse-Ville attribuable à la pollution de l'air extérieur. L'identification des sources ou des causes responsables des niveaux élevés de pollution de l'air observés à certains endroits sur le territoire d'étude ne fait pas partie de ce volet.

Afin d'atteindre ces objectifs, différentes activités scientifiques ont été sélectionnées par les comités consultatifs et scientifiques du projet MEMS. Ces activités scientifiques sont décrites dans le document « Les activités scientifiques » dont un résumé graphique est présenté à l'annexe A (2).

Objectifs

Le présent document résume les résultats de certaines activités scientifiques concernant la caractérisation spatiale ou temporelle de la pollution atmosphérique à l'échelle locale et l'évaluation de certains impacts sanitaires associés au $PM_{2,5}$.

Les objectifs spécifiques poursuivis par ces activités scientifiques étaient les suivants² :

1. Cartographier les résultats de travaux de modélisation existants concernant les concentrations ambiantes de polluants issues des rejets atmosphériques des établissements industriels déclarant leurs émissions à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP);
2. Cartographier les concentrations ambiantes de particules fines ($PM_{2,5}$) et de dioxyde d'azote (NO_2) issues de toutes sources à partir des données existantes de modèles nord-américain et pancanadien;
3. Présenter les résultats de la modélisation des niveaux ambiants (toutes sources) de polluants de l'air et du bruit environnemental issue des campagnes d'échantillonnage menées en 2019 et 2020;
4. Estimer les nombres de cas incidents de l'asthme infantile et des mortalités pour cause de cardiopathie ischémique qui sont attribuables à la pollution de l'air chez les résidents de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville;
5. À des fins de comparaison, estimer les nombres de cas d'asthme infantile attribuables à la fumée secondaire de tabac et de décès pour cardiopathie ischémique attribuables au tabagisme actif chez les résidents de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville.

² Le libellé des activités présentées dans ce rapport diffère légèrement de celui annoncé dans le document « Activités scientifiques » pour refléter davantage les méthodes employées.

CONCENTRATIONS ATMOSPHÉRIQUES RÉSULTANT DES REJETS ATMOSPHÉRIQUES PAR CERTAINS ÉTABLISSEMENTS INDUSTRIELS

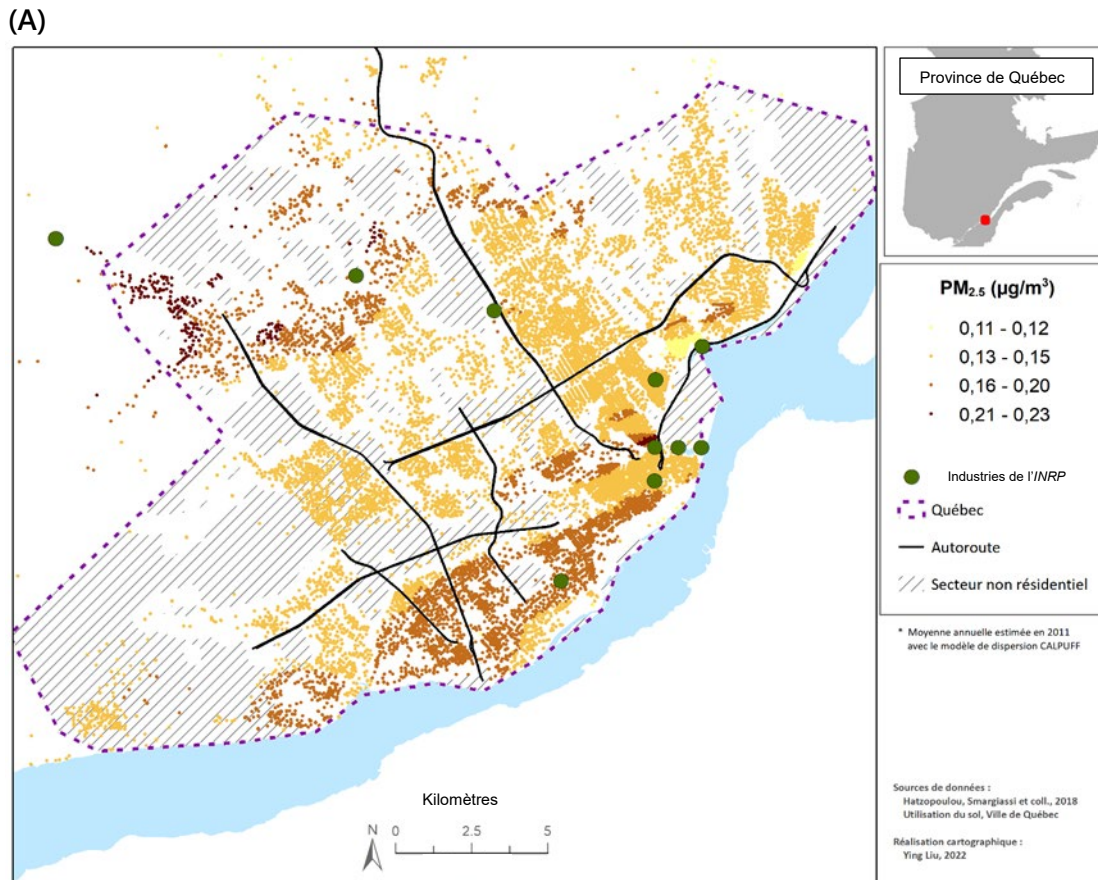
Les émissions de plusieurs sources industrielles sont susceptibles d'influencer localement la qualité de l'air dans LVBV. À cet égard, l'activité scientifique 2a du projet Mon environnement, ma santé : volet de la qualité de l'air extérieur (QAE) visait à utiliser des données existantes, issues d'un modèle de dispersion, afin de mieux comprendre les endroits où la contribution des rejets atmosphériques industriels aux concentrations ambiantes de certains polluants de l'air (PM_{2,5}, le NO₂ et le SO₂) était plus élevée (2).

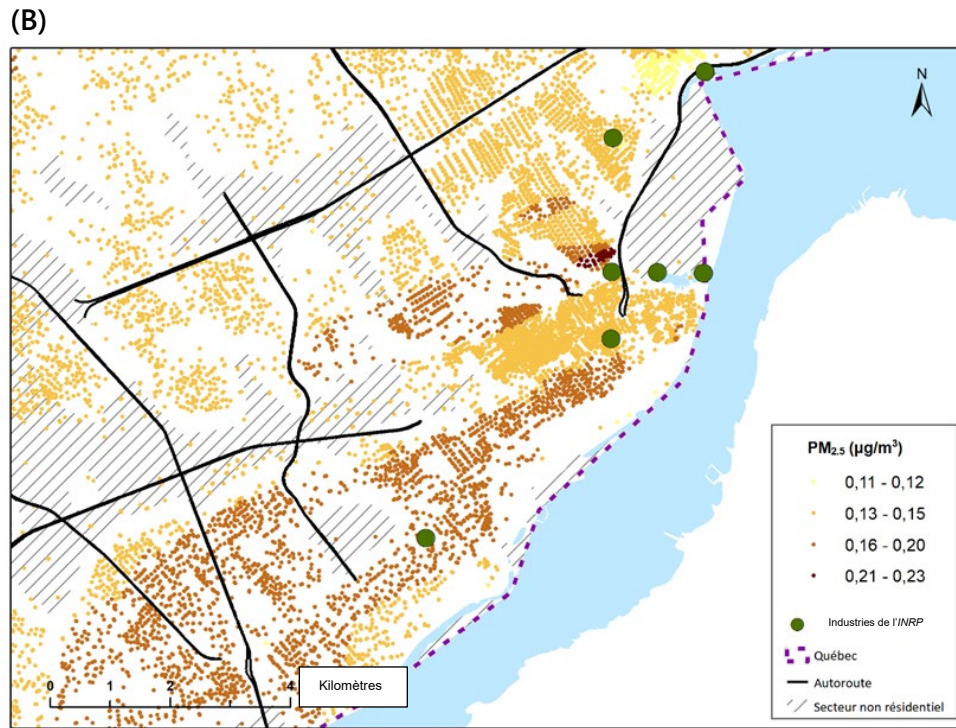
Il est important de noter que la modélisation ne concernait que les établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, qui est l'inventaire légal du gouvernement fédéral des rejets de polluants au Canada³. Cet inventaire est un registre obligatoire de déclaration des émissions de certains polluants qui dépassent un certain seuil d'émission. Ainsi, ce ne sont pas toutes les industries qui doivent déclarer leurs émissions à l'INRP, mais les principaux émetteurs sont inclus dans le registre. La méthode détaillée pour le développement du modèle de dispersion atmosphérique est décrite dans un article scientifique révisé par les pairs (3). Brièvement, les concentrations ambiantes de PM_{2,5}, de NO₂ et de SO₂ résultant des émissions industrielles considérées ont été estimées à l'aide du modèle de dispersion *California Puff Model* (CALPUFF) (4). En plus des données de rejets atmosphériques, la modélisation prenait en compte la topographie ainsi que des paramètres météorologiques. La modélisation ne prenait pas en compte les autres sources de PM_{2,5}, NO₂ et SO₂, comme le transport routier et les émetteurs industriels sous les niveaux de déclaration. Les cartes produites sont toutefois utiles pour identifier les secteurs où les industries contribueraient davantage aux concentrations de polluants, même si les résultats ne permettent pas d'estimer la contribution des industries aux concentrations totales de polluants. Elles ne peuvent donc être comparées à des normes ou à d'autres mesures basées sur des méthodes d'échantillonnage distinctes.

Les cartes ci-après illustrent la variation spatiale des concentrations ambiantes de PM_{2,5} (figure 1 A/B p. 8 et 9), de NO₂ (figure 2 A/B p. 10 et 11) et de SO₂ (figure 3 A/B p. 12 et 13) qui sont attribuables aux émissions des industries déclarant à l'INRP pour 2011. Il est important de noter que les concentrations représentées sont des moyennes annuelles, et ce, pour l'année 2011; cette année est la plus récente pour laquelle les données de modélisation selon la méthode CALPUFF étaient disponibles.

³ La liste de ces entreprises ayant fait une déclaration à l'INRP est disponible sur le site suivant : <https://pollution-dechets.canada.ca/inventaire-national-rejets/?GoCTemplateCulture=fr-CA>. L'outil peut être consulté dans la recherche avancée, selon l'année (2011 ou 2016), le type de substance (NA - M10) PM_{2,5} - Matière particulaire <= 2,5 micromètres, (11104-93-1) oxydes d'azote (exprimés en dioxyde d'azote) et (7446-09-5) dioxyde de soufre], la province (Québec) et la municipalité concernée (Québec, St-Gabriel-de-Valcartier et Deschambault-Grondines).

Figure 1 Concentrations ambiantes de particules fines ($PM_{2,5}$) attribuables aux émissions atmosphériques des établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, estimées à partir d'un modèle de dispersion pour l'année 2011 pour (A) Québec et (B) LVBV





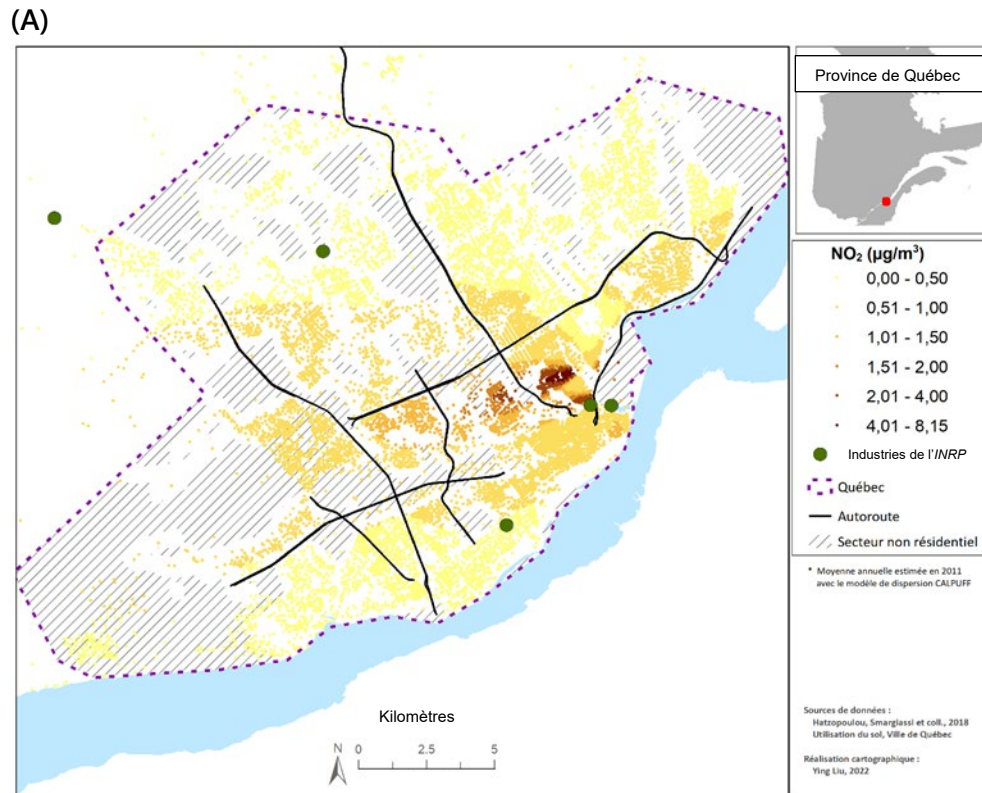
INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 1 (A/B)

Les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5}, issues des émissions des industries déclarant à l'INRP, sont illustrées selon quatre catégories. Chacun des points représente la concentration de polluants à la localisation du point central d'une zone de code postal résidentiel à six positions. Les zones hachurées représentent des zones non résidentielles, pour lesquelles les concentrations n'ont pas été modélisées; elles ne doivent donc pas être interprétées comme des zones où les niveaux de polluants seraient nuls. Les points verts de plus grande dimension représentent les industries qui ont déclaré des rejets atmosphériques de PM_{2,5} pour 2011⁴.

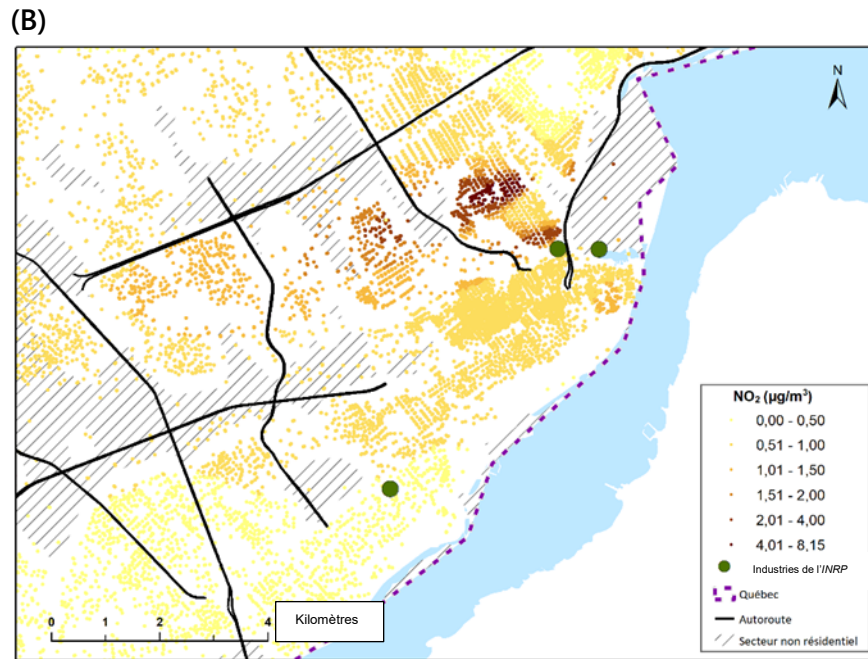
Les cartes montrent que les émissions industrielles de PM_{2,5} affectent la quasi-totalité de la zone d'étude, mais que les concentrations de PM_{2,5} attribuables aux émissions industrielles semblent plus importantes en Haute-Ville et dans Limoilou-Vanier.

⁴ Le portrait des émetteurs de PM_{2,5} en 2011 est légèrement différent de celui de 2021. Ainsi, Akzo Nobel Canada et Bunge Canada Holding ont déclaré des émissions en 2011 et sont absents du portrait de 2021. CANAM Ponts Canada inc., G3 Canada Limited et QSL, terminal de Beauport, s'ajoutent aux émetteurs de l'INRP pour les PM_{2,5} en 2021. De même, les émissions de PM_{2,5} déclarées par le ministère de la Défense nationale en 2011 semblent erronées. En effet, pour les années 2002 à 2021, leurs émissions varient entre 0,5 et 2,5 tonnes alors que la valeur de l'année de 2011 est de 167 tonnes.

Figure 2 Concentrations ambiantes (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁵ de dioxyde d'azote (NO_2) attribuables aux émissions atmosphériques des établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, estimées à partir d'un modèle de dispersion pour l'année 2011 pour (A) Québec et (B) LVBV



⁵ Facteur de conversion pour le NO_2 à température ambiante (25° C) et pression normale (191,3 kPa) :
 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0,532 \text{ ppb}$.

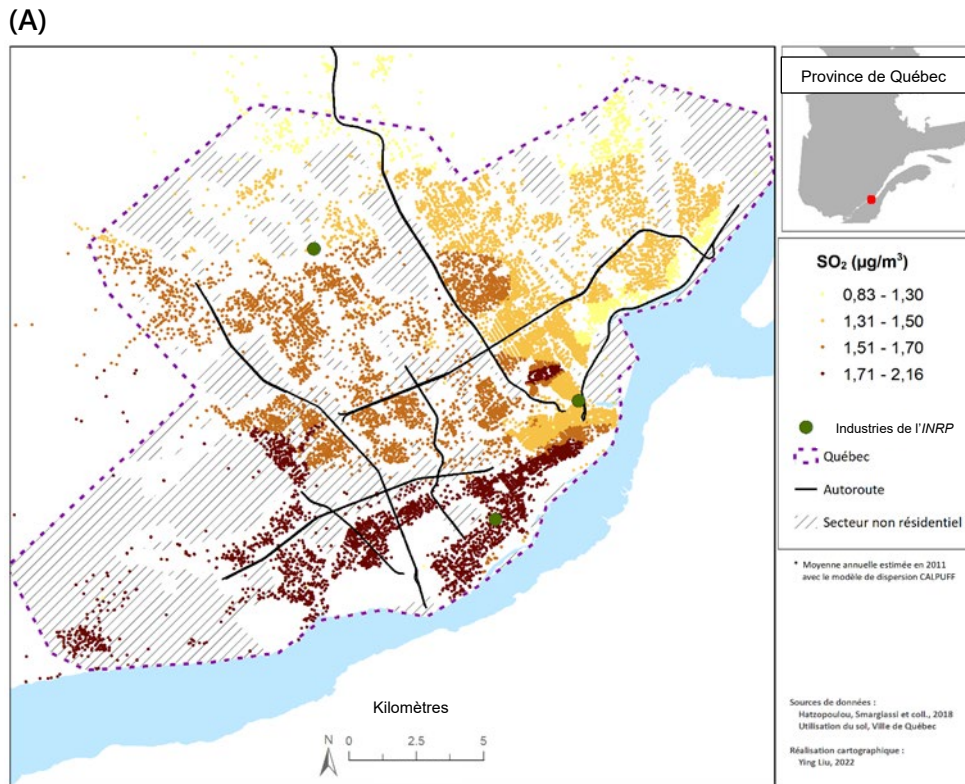


INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 2 (A/B)

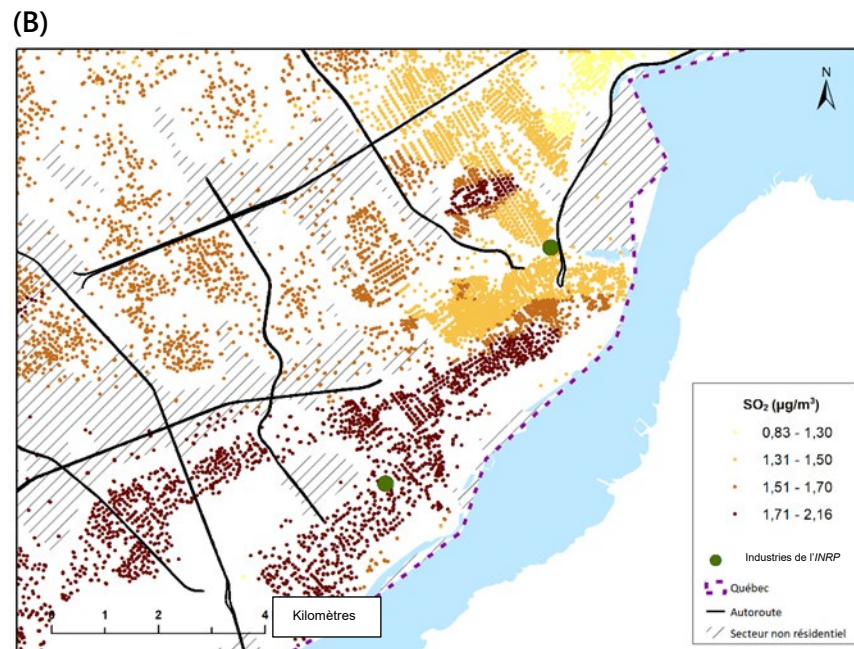
Les concentrations moyennes annuelles de NO₂, issues des émissions des industries déclarant à l'INRP, sont illustrées selon six catégories. Chacun des points représente la concentration de polluants à la localisation du point central d'une zone de code postal résidentiel à six positions. Les zones hachurées représentent des zones non résidentielles (sans habitation) pour lesquelles les concentrations n'ont pas été modélisées; elles ne doivent donc pas être interprétées comme des zones où les niveaux de polluants seraient nuls. Les points verts de plus grande dimension représentent les industries qui ont déclaré des rejets atmosphériques de NO₂ pour 2011.

Les cartes montrent que les émissions industrielles de NO₂ affectent davantage les quartiers Limoilou-Vanier, avec une concentration plus élevée dans la Vallée de la St-Charles.

Figure 3 Concentrations ambiantes (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁶ de dioxyde de soufre (SO_2) attribuables aux émissions atmosphériques des établissements industriels assujettis à une déclaration à l'INRP, estimées à partir d'un modèle de dispersion pour l'année 2011 pour (A) Québec et (B) LVBV



⁶ Facteur de conversion pour le SO_2 à température ambiante (25°C) et pression normale (191,3 kPa) : $1 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0,382 \text{ ppb}$.



INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 3 (A/B)

Les concentrations moyennes annuelles de SO₂, issues des émissions des industries déclarant à l'INRP, sont représentées selon quatre catégories. Chacun des points représente la concentration de polluants à la localisation du point central d'une zone de code postal résidentiel à six positions. Les zones hachurées représentent des zones non résidentielles (sans habitation) pour lesquelles les concentrations n'ont pas été modélisées; elles ne doivent donc pas être interprétées comme des zones où les niveaux de polluants seraient nuls. Les points verts de plus grande dimension représentent les industries qui ont déclaré des rejets atmosphériques de SO₂ pour 2011.

Les cartes montrent que les émissions industrielles de SO₂ affectent particulièrement l'ouest de Québec et la Haute-Ville de Québec.

DESCRIPTION DES CONCENTRATIONS AMBIANTES DE PARTICULES FINES (PM_{2,5}) ET DE DIOXYDE D'AZOTE (NO₂) ISSUES DE TOUTES SOURCES À PARTIR DES MODÈLES NORD-AMÉRICAIN ET PANCANADIEN EXISTANTS

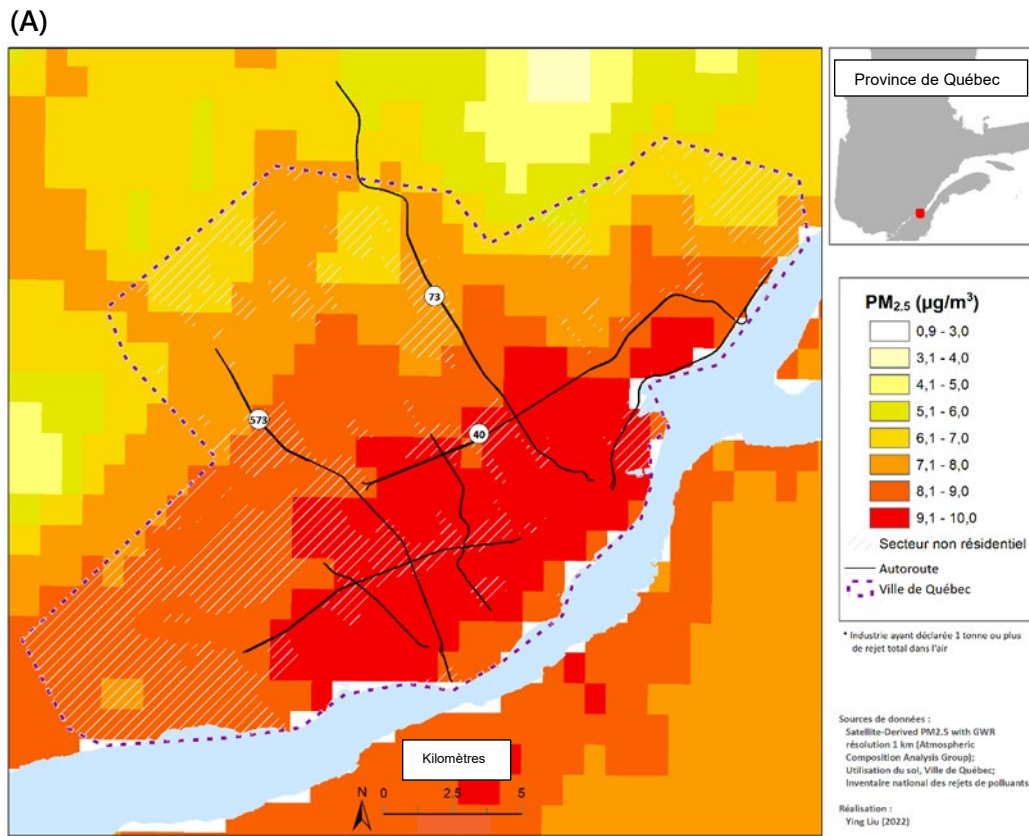
Cette activité avait pour objectif d'utiliser les données déjà existantes concernant les concentrations annuelles moyennes de polluants atmosphériques issus de toutes sources afin de cartographier la variation spatiale des polluants de l'air à Québec. Plus spécifiquement, les polluants atmosphériques ciblés par cette activité scientifique étaient les particules fines (PM_{2,5}) et le dioxyde d'azote (NO₂).

Les méthodes sous-jacentes aux développements des estimations de PM_{2,5} et de NO₂ ont été décrites en détail dans des articles publiés dans des revues scientifiques révisées par les pairs (5,6). Brièvement, les concentrations de PM_{2,5} sont estimées à partir de l'imagerie satellitaire et de divers modèles (transport chimique de l'atmosphère et modèles statistiques) et mesures réelles (incluant les données du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique [RNSPA]). Les données obtenues correspondent à des concentrations moyennes annuelles disponibles pour chaque année proposée (2011, 2015 et 2018) et dont la résolution spatiale est d'environ 1 km par 1 km.

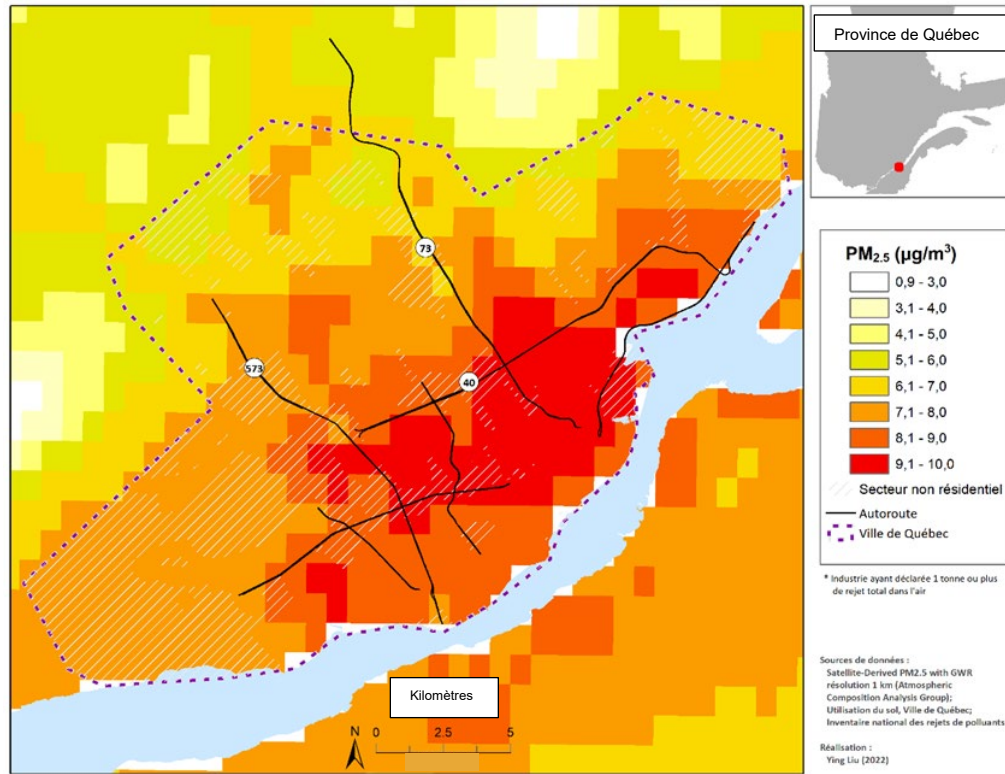
Pour le NO₂, les concentrations annuelles moyennes sont estimées à partir d'un modèle statistique pancanadien qui met en relation les mesures du RNSPA d'Environnement et Changement Climatique Canada ainsi qu'une variété de paramètres prédictifs autour des stations de mesure, telles que la longueur et la proximité des routes, l'utilisation du territoire (ex. résidentiel, industriel), les précipitations estivales et des estimations satellitaires du NO₂ pour la période 2005-2011 (5). Les estimations de concentrations de NO₂ sont associées aux codes postaux à six caractères et ont été extraites du Canadian Urban Environmental Health Research Consortium pour l'année 2011 et 2016 (CANUE, <https://canue.ca/>) (5,7,8).

Les cartes suivantes illustrent les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} (figures 4 p. 15 à 18) et de NO₂ (figures 5 p. 19 à 21).

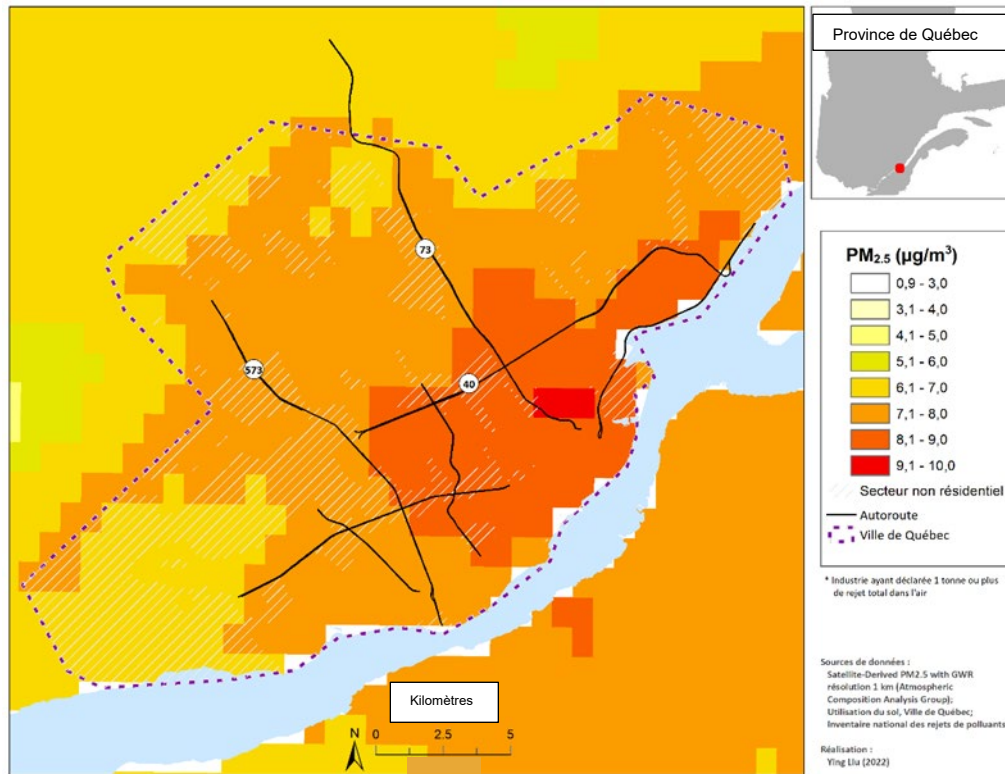
Figure 4 Concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) à Québec, estimées par le modèle nord-américain utilisant l'imagerie satellitaire



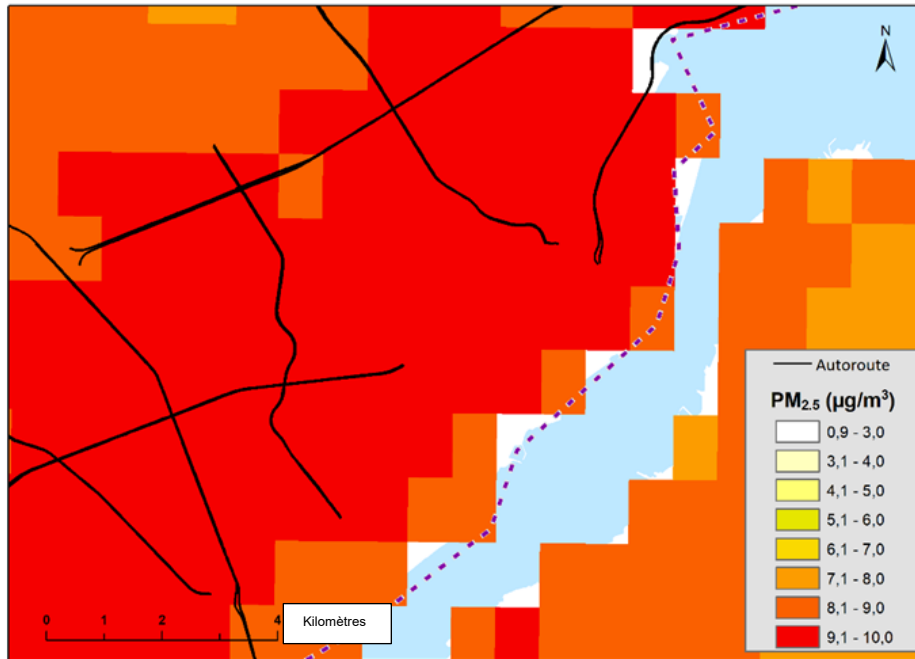
(B)



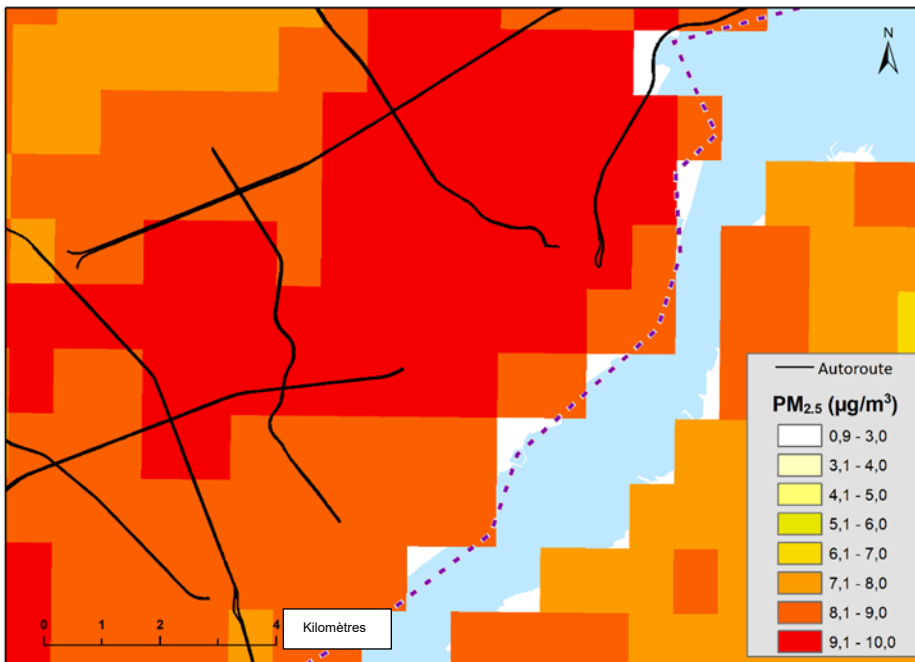
(C)

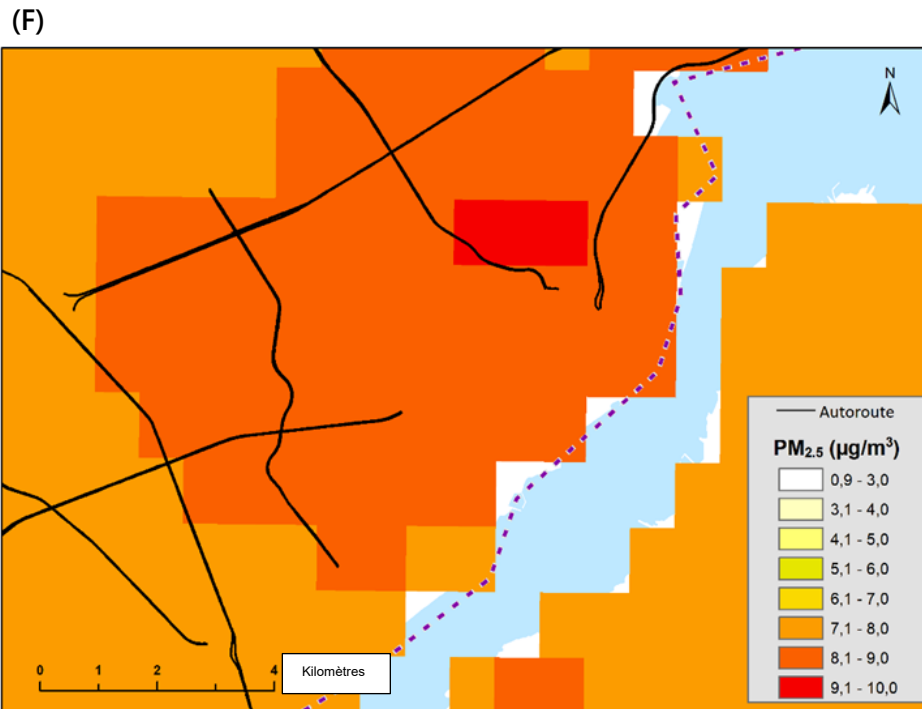


(D)



(E)





Les figures A, B et C illustrent la variation des PM_{2,5} pour le territoire de Québec pour les années 2011, 2015 et 2018, respectivement. Les figures D, E et F montrent un agrandissement sur les territoires de LVBV pour les années 2011, 2015 et 2018, respectivement.

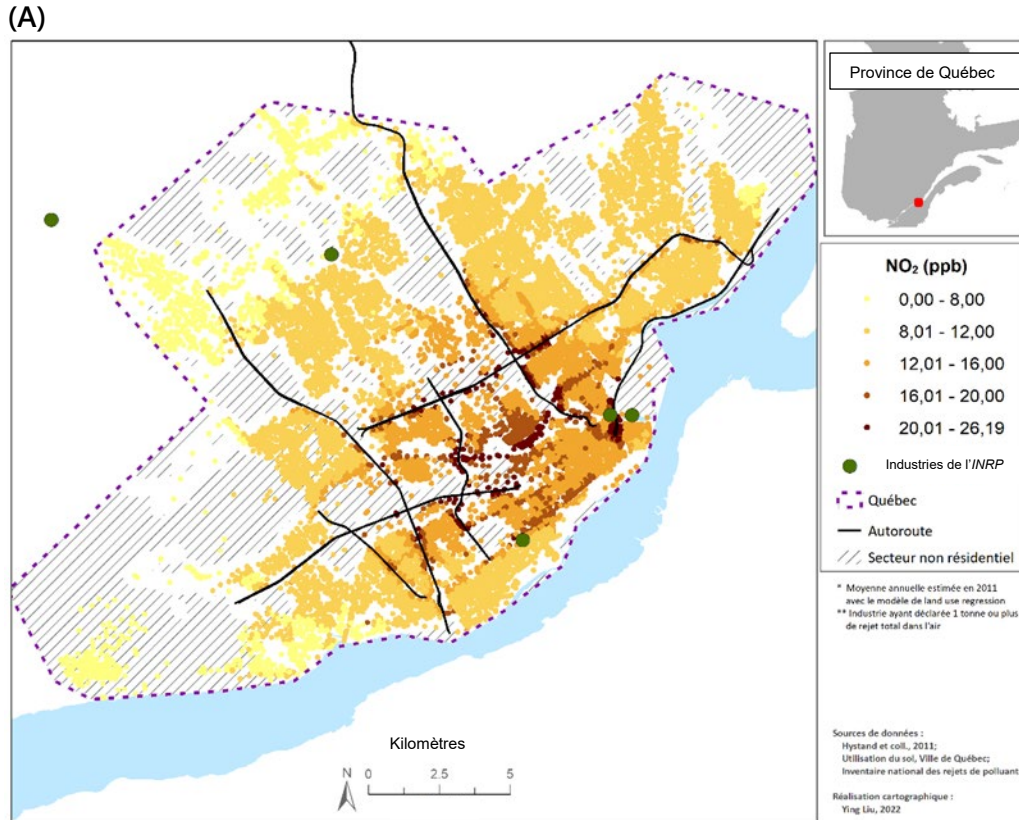
INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 4 (A-F)

Les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5}, issues de toutes les sources pour les années 2011, 2015 et 2018, sont illustrées selon huit catégories. La résolution spatiale des estimations est d'environ 1 km par 1 km.

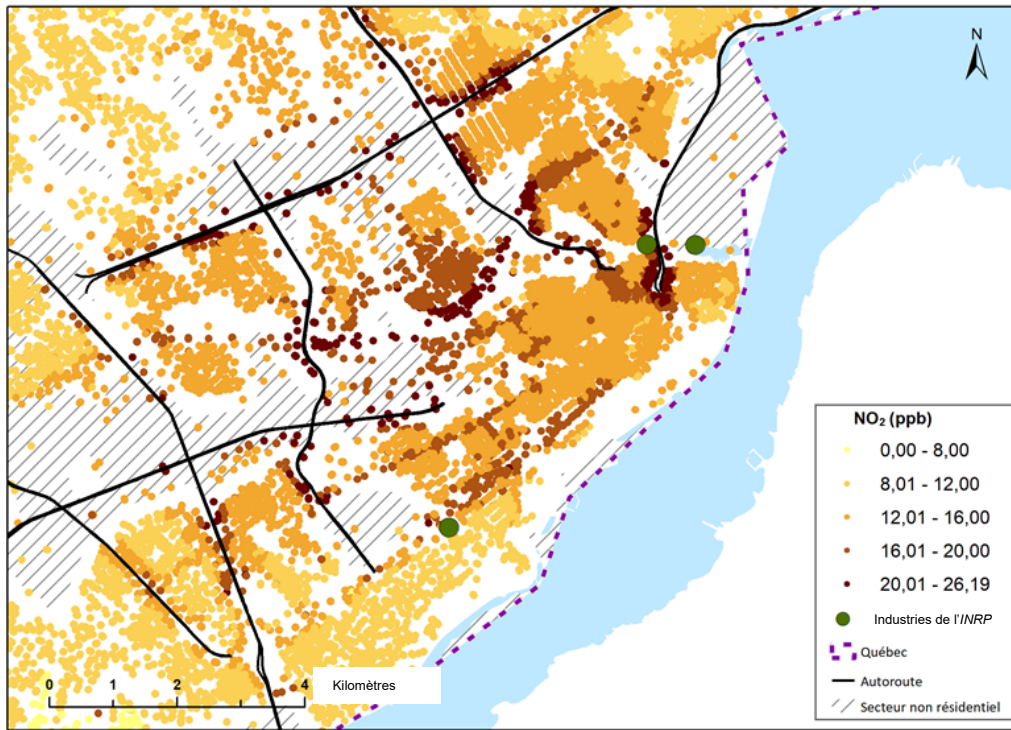
Du point de vue temporel, jusqu'en 2018, les cartes montrent de façon générale une diminution des concentrations de PM_{2,5} partout dans le territoire de Québec. Du point de vue spatial, on observe une certaine variabilité des niveaux ambiants de PM_{2,5} : les territoires de LVBV ainsi que de la Haute-Ville semblent être plus affectés par les concentrations élevées de PM_{2,5}. Le quartier Vieux-Limoilou présente, jusqu'en 2018, les concentrations les plus élevées de PM_{2,5}⁷.

⁷ Des données plus récentes démontrent toutefois une augmentation de la pollution par les particules fines dans d'autres secteurs de la ville, notamment dans la pointe de Ste-Foy (station Primevère). À cet effet, depuis 2017, la station École Les Primevères enregistre des valeurs moyennes annuelles de particules fines supérieures à celles de la station Vieux-Limoilou.

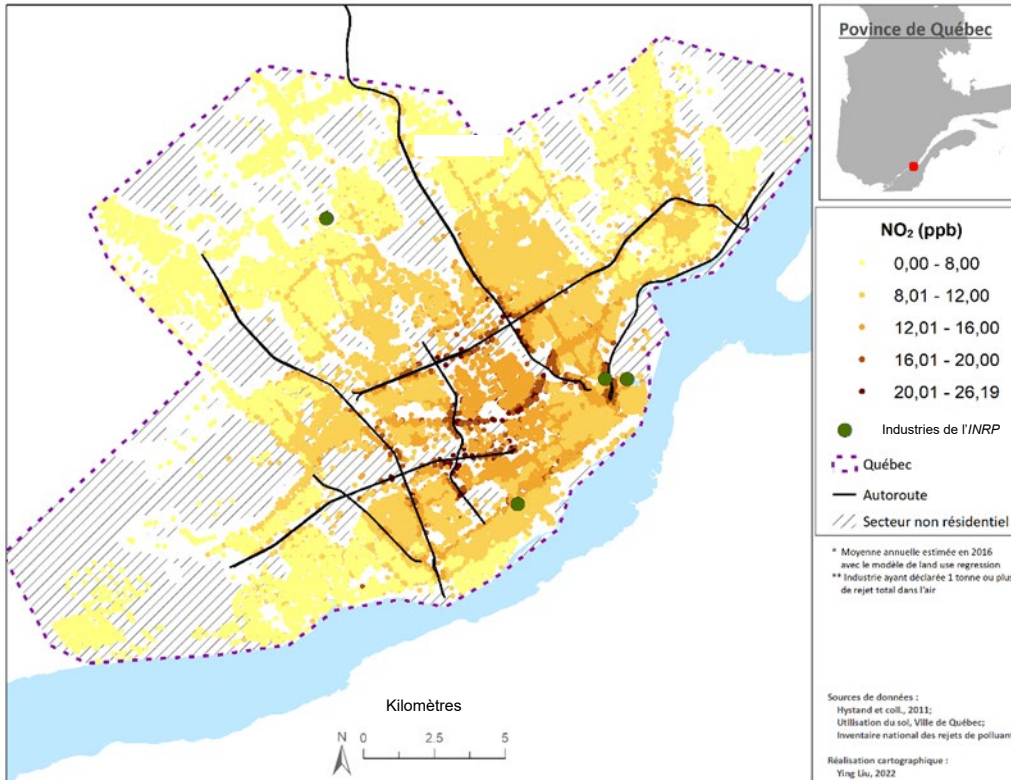
Figure 5 Concentrations moyennes annuelles de dioxyde d'azote (NO_2) estimées par le modèle pancanadien pour les années (A/B) 2011 et (C/D) 2016, Québec (A/C) et LVBV (B/D)



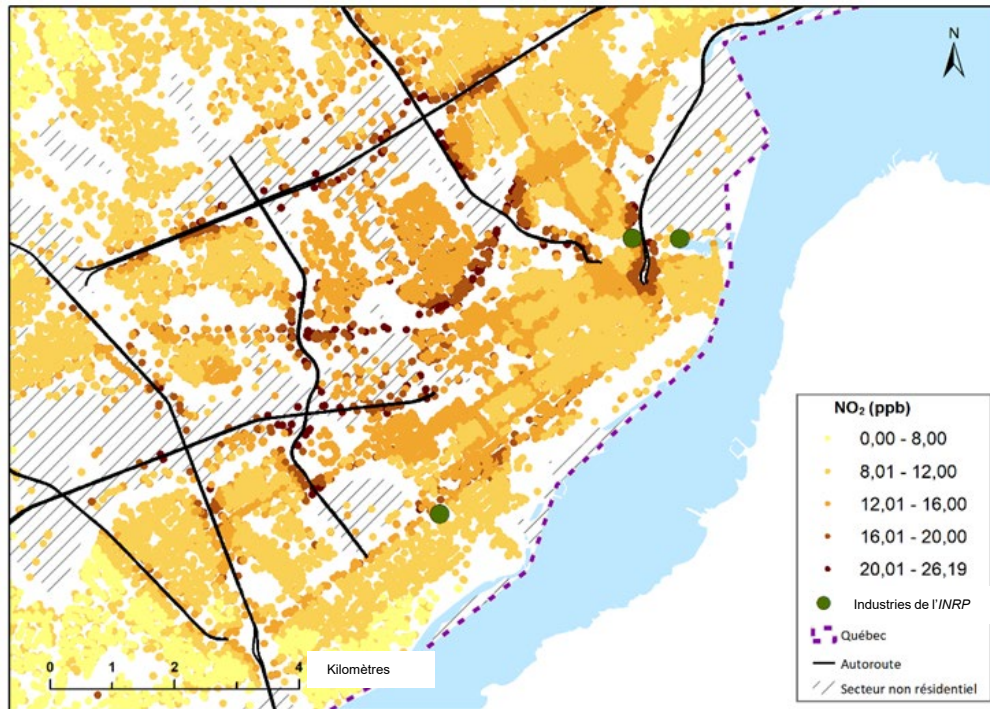
(B)



(C)



(D)



INTERPRÉTATION DES FIGURES 5 (A-D)

Les concentrations moyennes annuelles de NO₂, estimées à partir d'un modèle statistique pancanadien pour 2011 et 2016, sont regroupées selon cinq catégories. Chacun des points représente la concentration de polluants à la localisation du point central d'une zone de code postal résidentiel à six positions. Les zones hachurées représentent des zones non résidentielles (sans habitation). Du point de vue spatial, les points de couleur rouge foncé, représentant la catégorie d'exposition la plus élevée, coïncident avec les autoroutes et les routes principales de la région⁸. Du point de vue temporel, on observe une diminution des concentrations moyennes annuelles de NO₂ de 2011 à 2016.

⁸ Comme le modèle est conditionné par certains paramètres liés à l'utilisation du territoire, notamment la présence de zones industrielles, il est possible qu'il surestime l'exposition dans Vanier.

ÉCHANTILLONNAGE ET MODÉLISATION (*LAND USE REGRESSION*) DES NIVEAUX AMBIANTS (TOUTES SOURCES) DE POLLUANTS DE L'AIR ET DE BRUIT

Afin de produire un portrait actualisé et plus raffiné des niveaux ambiants de pollution de l'air à Québec, des campagnes d'échantillonnage des polluants de l'air (PM_{2,5}, NO₂) et du bruit à Québec ont été réalisées en 2019-2020. Les données recueillies lors de ces campagnes d'échantillonnage ont été utilisées pour développer des modèles permettant de prédire les concentrations moyennes annuelles de polluants de l'air ambiant et de bruit pour l'ensemble du territoire de Québec, et ce, à une résolution spatiale fine.

Une description des méthodes est fournie en annexe. Spécifiquement, l'annexe 2 résume la méthode utilisée pour l'échantillonnage des polluants de l'air et du bruit. L'annexe 3 présente certaines données descriptives concernant les mesures recueillies lors des campagnes d'échantillonnage. Enfin, l'annexe 4 présente la méthode et les modèles sous-jacents aux cartes présentées ci-après. Comme les cartes produites font encore l'objet d'évaluation par les pairs, des raffinements supplémentaires pourraient être encore apportés aux modèles. Toutefois, ceci ne devrait pas impacter de façon notable les concentrations prédites.

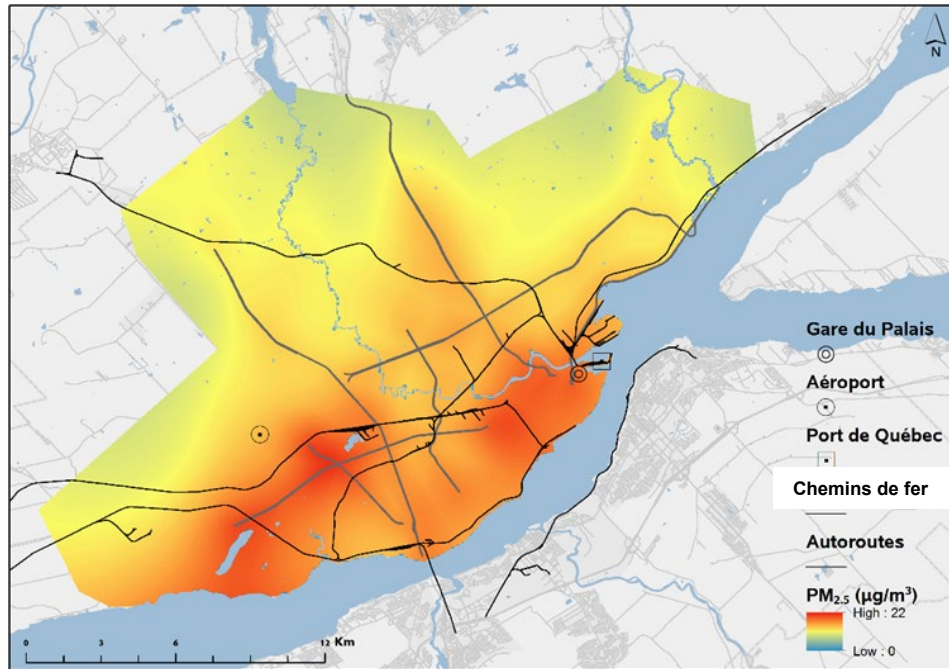
Particules fines (PM_{2,5})

La modélisation des PM_{2,5} est basée sur les données recueillies lors de la campagne d'échantillonnage mobile. Cette campagne a permis d'échantillonner les polluants de l'air à différents endroits sur le territoire les avant-midis en semaine, et ce, de façon répétée sur la période s'échelonnant de juin 2019 à juin 2020 (voir annexe 2 pour la description du devis des campagnes d'échantillonnage).

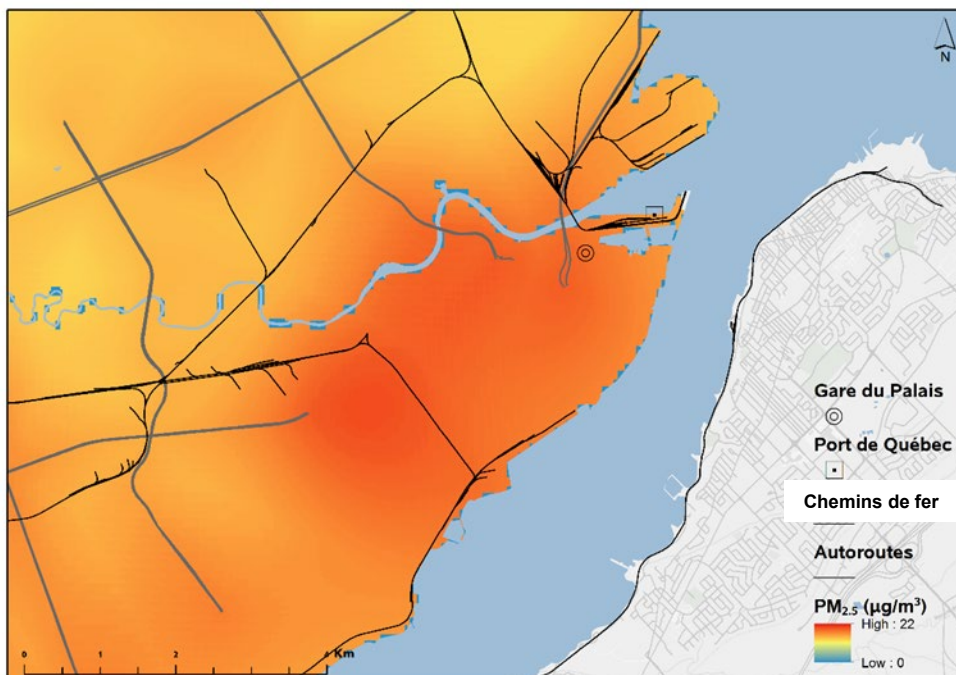
Les cartes ci-après illustrent la variabilité des niveaux ambiants (toutes sources confondues) des PM_{2,5}.

Figure 6 Variabilité spatiale des concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) à Québec, modélisées à partir des données issues de l'échantillonnage mobile : A) pour l'ensemble de la zone d'étude élargie et B) avec un agrandissement sur les territoires de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville de Québec

(A)



(B)



INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 6 (A/B)

La variation de la concentration moyenne annuelle de $PM_{2,5}$ à Québec, estimée à partir du modèle de type Land Use Regression (LUR) basé sur l'échantillonnage mobile, est représentée selon une échelle de dégradés où le rouge foncé représente les plus fortes concentrations. Certains repères géographiques sont illustrés, tels que les autoroutes, l'aéroport de Québec, la gare de Sainte-Foy et le Port de Québec.

Les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ modélisées sont plus élevées dans l'ouest de la zone d'étude, près de l'intersection des autoroutes 40 et 540 à Sainte-Foy. Dans la zone spécifique du projet MEMS, les résultats montrent que c'est le territoire de la Basse-Ville qui serait affecté à long terme par les concentrations les plus élevées.

L'étendue des concentrations mesurées et modélisées (figure 6 [A/B] p. 23) est supérieure à celle des données du modèle nord-américain présentées à la figure 4 (p. 15 à 18). Ceci s'explique par le fait que les mesures de l'échantillonnage mobile sont plus élevées que celles aux stations du RSQAQ (annexe 2, figure 11). Au-delà des appareils qui diffèrent, d'autres facteurs peuvent expliquer les plus fortes concentrations mesurées et modélisées avec l'échantillonnage mobile. Par exemple, les prélèvements sont faits directement sur la route alors que les stations du réseau d'échantillonnage sont généralement plus distantes de la route. À cet égard, des corrections pourront être appliquées afin de calibrer les données de l'échantillonnage mobile avec celles du RSQAQ. La période d'échantillonnage pourrait aussi contribuer aux différences, puisque l'échantillonnage mobile était réalisé en avant-midi en semaine, alors qu'en comparaison les données du modèle national représentent des moyennes annuelles. La résolution du modèle national fait aussi en sorte de diluer les pics qui pourraient être captés par un échantillonnage mobile sur le réseau routier.

Malgré la différence entre les mesures mobiles et celles issues des stations du RNSPA, les données de l'échantillonnage mobile expliquent fortement la variabilité des données des stations du RNSPA ($R^2 = 0,89$; figure 12). Ainsi, les données recueillies lors de l'échantillonnage mobile sont jugées représentatives de la variabilité spatiale des concentrations de $PM_{2,5}$ sur le territoire. Les cartes de cette section se veulent utiles pour identifier les secteurs les plus pollués sur le territoire LVBV. Cependant, les concentrations mesurées ne peuvent directement être comparées à des normes ou à d'autres concentrations mesurées à partir d'équipements et de méthodes qui diffèrent. En effet, les mesures et les modèles basés sur des échantillonnages mobiles ne sont comparables qu'à des données basées sur des méthodes similaires.

Polluant gazeux (NO₂ et O₃)

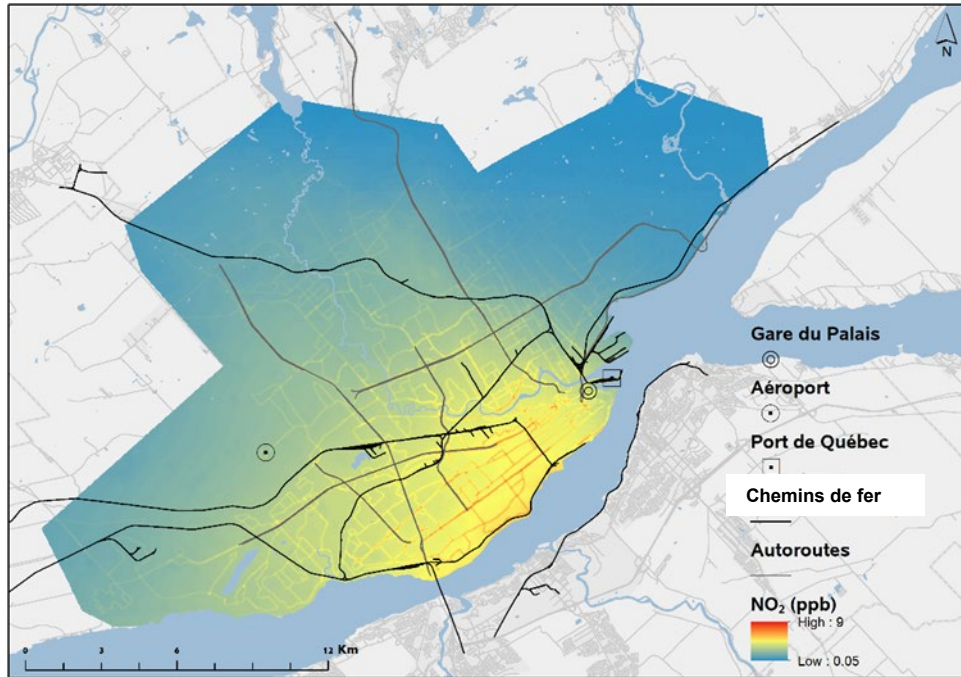
Les campagnes d'échantillonnage fixe (c.-à-d. à des endroits précis ou sites fixes) incluaient la mesure en continue du NO₂ et de l'O₃ à 60 sites distincts sur une période de deux semaines⁹. Les campagnes prévues au protocole étaient réalisées lors de deux saisons différentes (septembre 2019 et mars 2020) afin de capter la variation saisonnière des concentrations ambiantes de polluants. Toutefois, la campagne d'échantillonnage prévue en mars 2020 a été affectée par les mesures de confinement associées à la pandémie de COVID-19. En effet, les appareils de mesures ont été déployés le 11 mars et les mesures de confinement, incluant la fermeture des écoles et de plusieurs commerces, sont entrées en vigueur de façon imprévue le 13 mars. Ces mesures ont entraîné une diminution notable du transport routier, ce qui a eu pour effet d'influencer les concentrations ambiantes de certains polluants de l'air, particulièrement ceux liés au transport routier, tels que le NO₂ (8). Pour cette raison, la figure 7 (p. 26) et la figure 8 (p. 27 et 28) présentées ci-après montrent les concentrations ambiantes de NO₂ et d'O₃ issues des modèles développés à partir des données recueillies lors de la campagne de septembre 2019 uniquement.

Les cartes ci-après illustrent la variabilité des niveaux ambiants (toutes sources confondues) de NO₂ et d'O₃.

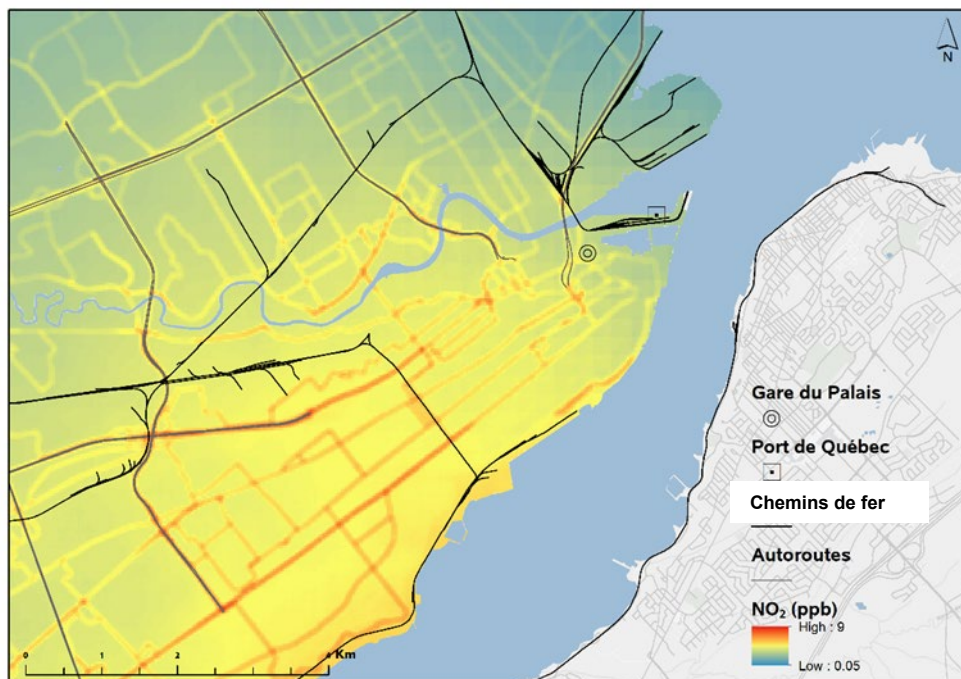
⁹ Les PM_{2,5} ont aussi été mesurées lors des campagnes fixes, mais un modèle prédictif (LUR) n'a pu être développé étant donné des concentrations faibles et une variabilité insuffisante.

Figure 7 Variabilité spatiale des concentrations moyennes de NO₂ à Québec, modélisées à partir des données issues de l'échantillonnage à des sites fixes en septembre 2019 pour Québec (A) et LVBV (B)

(A)



(B)



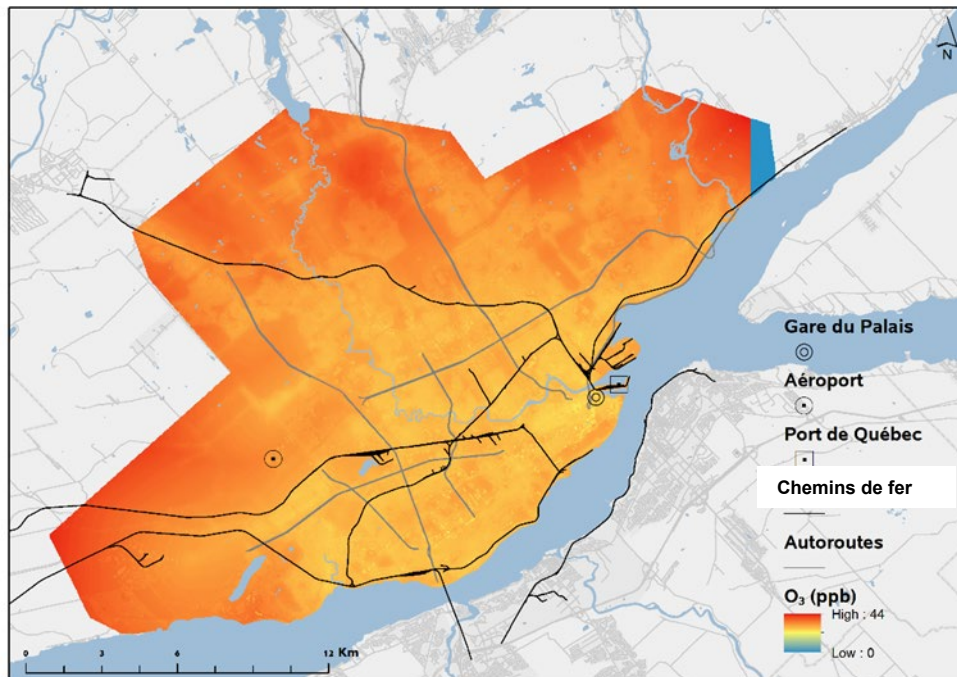
INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 7 (A/B)

La variation des concentrations de NO_2 , estimée à partir du modèle de type LUR, est illustrée selon une échelle continue de dégradés de couleurs dont le rouge représente les concentrations les plus élevées. Ce modèle prédictif est basé sur les concentrations moyennes de NO_2 mesurées durant une période de deux semaines à 60 sites en septembre 2019. Certains repères géographiques sont illustrés, tels que les autoroutes, l'aéroport de Québec, le Port de Québec et d'anciens hélicoptères (figure 7A p. 26) (certains sont encore actifs).

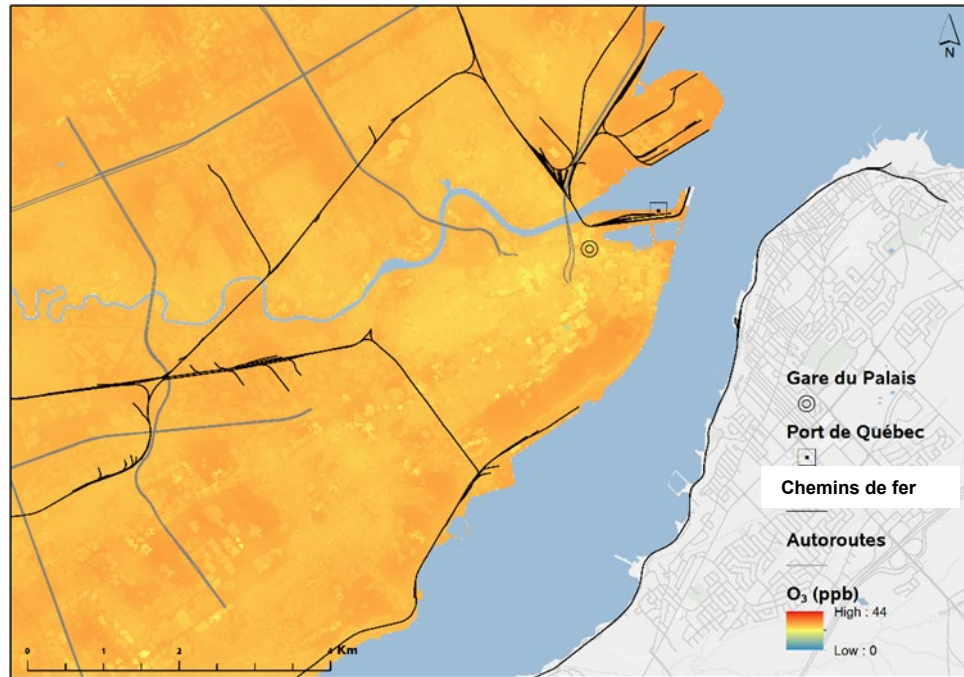
Les cartes montrent que les concentrations moyennes de NO_2 varient notamment avec la circulation routière dans les quartiers centraux.

Figure 8 Concentration ambiante d'ozone (O_3) estimée à partir des données recueillies lors des campagnes d'échantillonnage à des sites fixes en septembre 2019 pour Québec (A) et LVBV (B)

(A)



(B)



INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 8 (A/B)

La variation de concentration d’ozone, estimée à partir du modèle de type LUR, est illustrée selon une échelle continue de dégradés de couleurs. Ce modèle prédictif est basé sur les concentrations moyennes de O₃ mesurées durant une période de deux semaines à 59 sites en septembre 2019. Certains repères géographiques sont illustrés, tels que les autoroutes, l’aéroport de Québec (figure 8A), le Port de Québec et la gare de Sainte-Foy (figure 8A p. 27).

Les cartes témoignent de concentrations plus élevées d’ozone, surtout dans la périphérie de Québec.

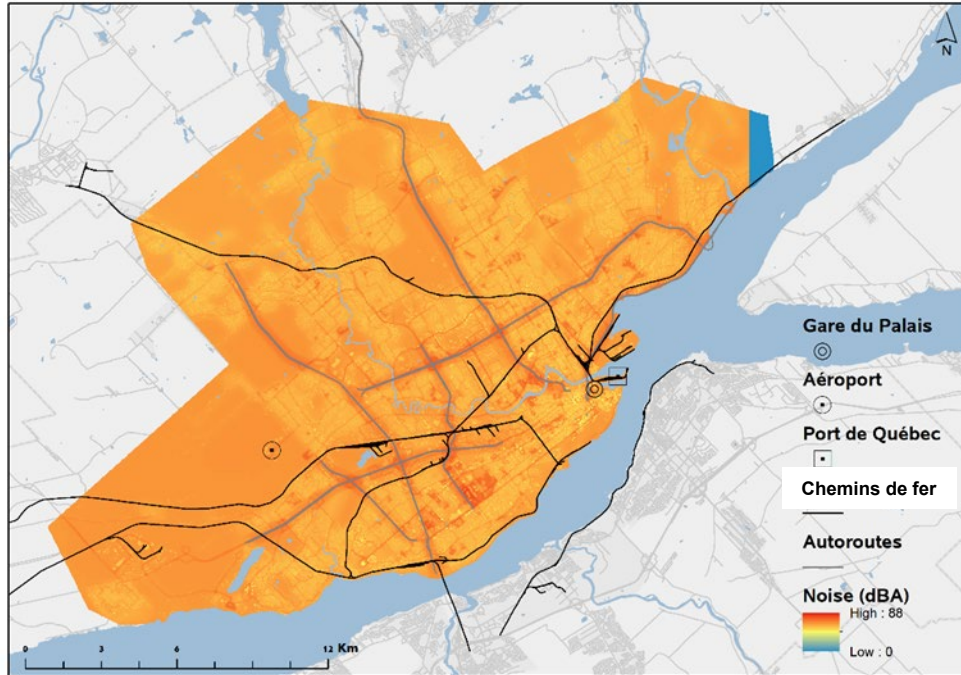
Bruit ambiant

La modélisation du bruit ambiant est basée sur les données recueillies lors de la campagne d’échantillonnage fixe réalisée en septembre 2019. Des données de bruit, sur une période de sept à dix jours, ont pu être recueillies à un total de 47 sites.

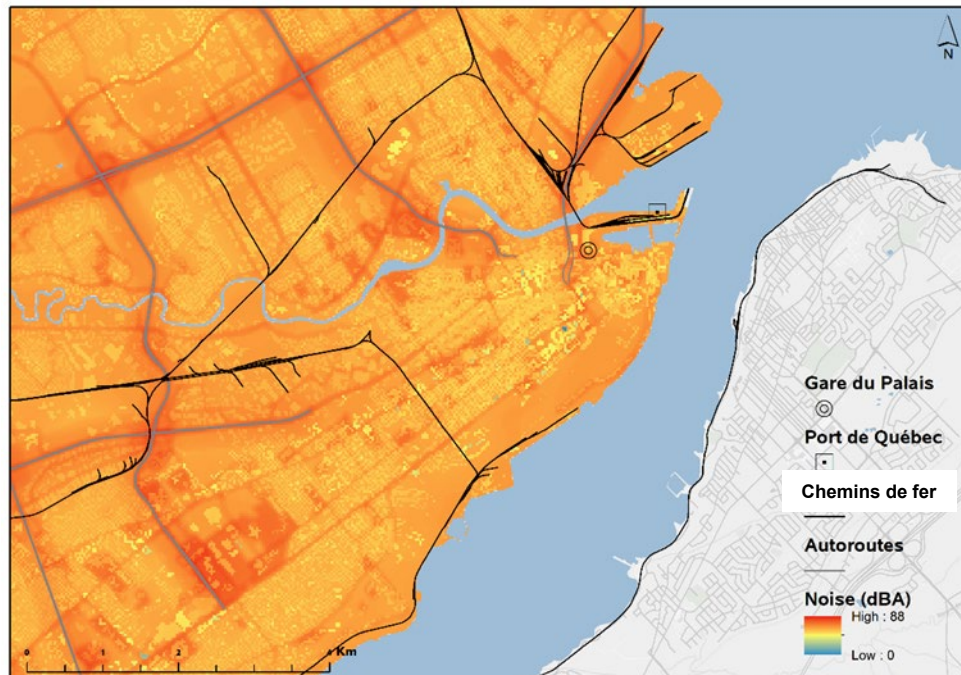
Les cartes ci-après illustrent la variabilité des niveaux ambiants de bruit, toutes sources confondues, exprimée en niveaux sonores équivalents continus pondérés « A » sur 24 heures (LA_{eq-24h}).

Figure 9 Niveaux ambiants de bruit (LA_{eq-24h}) estimés à partir des données recueillies lors des campagnes d'échantillonnage fixe en septembre 2019 pour Québec (A) et LVBV (B)

(A)



(B)



INTERPRÉTATION DE LA FIGURE 9 (A/B)

La variation des niveaux de bruit ambiant, estimée à partir du modèle de type LUR, est illustrée selon une échelle continue de dégradés de couleurs. Ce modèle prédictif est basé sur la campagne d'échantillonnage fixe réalisée en septembre 2019, durant laquelle les niveaux de bruit ambiant ont été mesurés durant une période de sept à dix jours à 47 sites. Les niveaux de bruits sont exprimés en niveaux sonores équivalents continus pondérés « A » sur 24 heures (LA_{eq-24h}). À noter que ces données représentent les niveaux de bruit ambiant, donc provenant de toutes les sources fixes et mobiles confondues (incluant le bruit du transport, de la construction, des humains, des oiseaux, etc.).

Les niveaux élevés de bruit ambiant montrent une forte concordance avec la proximité aux sources comme les autoroutes et les routes à plus forte densité de trafic routier et des industries.

IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR EXTÉRIEUR ET COMPARAISON AVEC L'EXPOSITION AU TABAGISME

Le projet MEMS vise à mieux comprendre l'exposition de la population aux contaminants atmosphériques, mais aussi les impacts sanitaires de la pollution de l'air. À cet effet, nous avons utilisé les données de $PM_{2,5}$ issues du modèle nord-américain¹⁰ (figure 4 p. 15 à 18) pour estimer le nombre de cas incidents d'asthme infantile (chez les 12 ans et moins) et des décès par cardiopathie ischémique (chez les 45 ans et plus) attribuables à la pollution atmosphérique pour la période de 2000 à 2015, inclusivement. L'estimation se base uniquement sur l'exposition aux $PM_{2,5}$, puisqu'il s'agit du polluant pour lequel les impacts sanitaires sont calculés à travers le monde pour le calcul du fardeau global de la maladie (9). Les effets sanitaires (mortalité par cardiopathie ischémique et le développement de l'asthme infantile) ont été choisis, parce qu'un lien de causalité avec l'exposition prolongée aux $PM_{2,5}$ est reconnu pour les effets cardiovasculaires et fortement probable pour l'asthme infantile. L'asthme est la principale maladie chronique chez les enfants, ainsi que la principale cause de morbidité (9,10). Afin de mettre en perspective ces impacts, le calcul du nombre de cas d'asthme infantile attribuables à l'exposition à la fumée secondaire de tabac, ainsi que le nombre de décès pour cause de cardiopathie ischémique attribuable au tabagisme, est aussi estimé.

Le nombre de cas attribuables s'interprète comme le nombre de cas qui pourrait être évité, sous l'hypothèse d'un lien causal et direct¹¹ entre l'exposition et l'effet de santé (11–13). Les estimations réalisées correspondent au nombre maximal de cas attendus associés aux $PM_{2,5}$. Le nombre de cas attribuables est un indicateur qui se veut utile pour quantifier l'ordre de grandeur des impacts sanitaires associés à un facteur de risque. La comparaison vise à mieux situer, d'abord et avant tout, les effets de la pollution de l'air (particulièrement les $PM_{2,5}$) et non ceux du tabac. Il est important de noter que la pollution de l'air et le tabagisme contribuent à plusieurs autres effets à la santé. Conséquemment, les estimations présentées ne correspondent qu'à une fraction des impacts sanitaires potentiellement liés à ces facteurs de risque.

¹⁰ Les données basées sur les méthodes de type LUR (figure 6 p. 23) pourront éventuellement servir à calculer les impacts. Toutefois, dans l'étude actuelle, les niveaux mesurés semblent être surestimés, tout en expliquant bien la variabilité territoriale par rapport aux données du RNSPA. Des ajustements demeurent nécessaires.

¹¹ Par lien direct, il est entendu que l'exposition est à elle seule suffisante pour causer l'effet de santé, indépendamment des autres facteurs de risque. Le calcul est fait de façon indépendante pour les facteurs de risque, sans tenir compte d'une possible dépendance dans l'exposition à ces deux facteurs de risque. Aussi, le calcul ne prend pas en compte la compétitivité des risques et les possibles interactions. Conséquemment, la somme des fractions attribuables calculées séparément pour les différents facteurs de risque d'un même effet de santé peut excéder 100 %. L'addition des nombres de cas attribuables est donc rarement appropriée. Plus d'informations sur la fraction attribuable dans la population, son interprétation et son utilité pour la santé publique sont disponibles dans la littérature épidémiologique et de santé publique (11–13).

La méthode utilisée pour le calcul des cas attribuables est détaillée à l'annexe 5. Les données médico-administratives du Système intégré de surveillance des maladies chroniques du Québec¹² (SISMACQ; (14)) ont été utilisées pour identifier les cas incidents d'asthme infantile et de décès par cardiopathie parmi les résidents des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et Québec-Basse-Ville. La prévalence de fumeurs et d'exposition à la fumée secondaire de tabac a été estimée à partir des données de *l'Enquête québécoise sur la santé de la population* (EQSP), 2014-2015 (tableau 11 en annexe). Les fonctions de risque concernant les effets de santé d'intérêt (asthme infantile et décès par cardiopathie ischémique) en lien avec l'exposition à la pollution de l'air et l'exposition au tabagisme ou à la fumée secondaire ont été extraites de la littérature scientifique ou de relations établies à partir d'analyses basées sur des cohortes populationnelles spécifiques au Québec.

Asthme infantile

Le tableau 1 (p. 34) présente les estimations du nombre de cas d'asthme infantile attribuables aux PM_{2,5} d'origine anthropogénique¹³ et à l'exposition secondaire à la fumée de cigarette. Pour la période de 2000 à 2015, 1 187 nouveaux cas d'asthme infantile ont été identifiés parmi les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville. De ce nombre, selon les fonctions de risque employées, il est estimé qu'environ 288 cas (24, 2%) seraient attribuables à l'exposition anthropogénique aux PM_{2,5}¹⁴.

En ce qui concerne le nombre de cas d'asthme infantile attribuables à la fumée secondaire du tabagisme, celui-ci a été estimé pour différentes prévalences d'exposition compte tenu du manque d'information précise sur la proportion des enfants exposés à la fumée secondaire de tabac. Plus précisément, des prévalences de 4 %, 7 % et 30 % ont été retenues et les nombres de cas d'asthme infantile attribuables estimés étaient de 15, 34 et 104 respectivement. La valeur de 30 % correspond à la proportion de fumeurs parmi les ménages ayant des enfants pour les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de la Basse-Ville (16). La valeur de 4 % correspond à la proportion de non-fumeurs exposés à la fumée secondaire à la maison parmi les individus âgés de 12 ans et plus, à l'échelle de la Capitale-Nationale (16). Cet indicateur n'était pas disponible à l'échelle des CLSC de Limoilou-Vanier et de la Basse-Ville. La valeur de 4 % sous-estime sûrement l'exposition chez les résidents de Limoilou, étant donné que la proportion de fumeurs parmi les ménages ayant des enfants est significativement plus élevée dans les

¹² Il s'agit de données médico-administratives couvrant l'ensemble de la population québécoise et qui inclut notamment le lieu de résidence (code postal) des individus via le Fichier d'inscription des personnes assurées (FIPA).

¹³ Les impacts sanitaires des PM_{2,5} sont calculés en comparaison à une concentration de 2,4 µg/m³. Cette valeur est aussi utilisée par le Global Burden of Disease (15) et correspond aux concentrations de PM_{2,5} estimées en faisant abstraction des sources anthropiques. Autrement dit, les impacts estimés équivalent au nombre de cas évités si l'ensemble de la population avait été exposé à un niveau d'exposition de référence. Cette valeur correspond d'ailleurs approximativement au 1^{er} centile de la distribution des concentrations ambiantes de PM_{2,5} au Québec.

¹⁴ Les 288 cas sont attribuables en partie ou entièrement aux PM_{2,5}. Autrement dit, plusieurs facteurs peuvent expliquer un cas et la somme de risques attribuable peut dépasser le 100 % en raison des coexpositions.

territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville relativement à l'ensemble de la Capitale-Nationale (30 % contre 17 %). Finalement, la valeur de 7 % est une valeur intermédiaire qui a été approximée à partir de la proportion d'exposés à la fumée secondaire de tabac (4 %) dans la Capitale-Nationale, ajustée en considération du rapport entre la proportion de fumeurs dans la Capitale-Nationale (17 %) et celle dans Limoilou-Vanier et la Basse-Ville (30 %).

Tableau 1 Nombre de cas d'asthme infantile attribuables à l'exposition à la fumée secondaire de tabac et à la pollution de l'air dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville durant la période de 2000-2015

Facteur de risque	Nombre de cas attribuables d'asthme infantile (2000-2015)
Pollution de l'air (PM _{2,5})	288
Fumée secondaire de tabac	
Prévalence d'exposition = 4 %	15
Prévalence d'exposition = 7 %	34
Prévalence d'exposition = 30 %	104

Décès par cardiopathie ischémique

Le tableau 2 présente le nombre de décès par cardiopathie ischémique attribuables aux PM_{2,5} d'origine anthropogénique et au tabagisme. Pour la période de 2000 à 2015 inclusivement, 3 366 décès par cardiopathie ischémique ont été identifiés à partir du SISMACQ parmi les habitants des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville. De ce nombre, nous avons estimé qu'environ 495 décès (14,7 %) ¹⁵ par cardiopathie ischémique seraient attribuables à l'exposition aux PM_{2,5}. En comparaison, le nombre de décès par cardiopathie ischémique qui serait attribuable au tabagisme actif est estimé à environ 453.

Tableau 2 Nombre de décès pour cause de cardiopathie ischémique attribuable au tabagisme et à la pollution de l'air dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville durant la période de 2000-2015

Facteur de risque	Nombre de décès attribuables pour cause de cardiopathie ischémique (2000-2015)
Pollution de l'air (PM _{2,5})	495
Tabagisme actif	453

¹⁵ Les 495 cas sont attribuables en partie ou entièrement aux PM_{2,5}. Autrement dit, plusieurs facteurs peuvent expliquer un cas et la somme de risques attribuable peut dépasser le 100 %.

DISCUSSION

La pollution de l'air extérieur est reconnue comme un important facteur de risque pour la santé humaine. Le volet qualité de l'air extérieur du projet MEMS a été mis sur pied afin de mieux caractériser la pollution atmosphérique à l'échelle locale et d'évaluer certains impacts sanitaires associés, plus spécifiquement dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de la Basse-Ville de Québec. Les activités scientifiques inscrites dans le cadre de ce volet visaient ultimement à améliorer les connaissances quant à l'exposition des populations locales aux polluants atmosphériques et concernant la part des problèmes de santé respiratoire et cardiovasculaire des citoyens attribuables à la pollution de l'air extérieur.

Contribution des industries à la pollution de l'air ambiant

La modélisation des concentrations issues des rejets industriels s'est limitée aux industries déclarant leurs rejets atmosphériques à l'INRP. Elle indique que les sources industrielles contribuent aux niveaux de polluants à travers l'ensemble de la région d'intérêt. Bien entendu, ces résultats issus d'une modélisation de dispersion atmosphérique comportent plusieurs sources d'incertitudes et doivent être interprétés avec précaution. En effet, la modélisation présentée ne permet pas d'estimer la contribution des sources industrielles aux concentrations de polluants mesurées. Néanmoins, des travaux en cours (résultats préliminaires non publiés à l'heure actuelle) suggèrent que la contribution des industries aux concentrations moyennes annuelles seraient faibles pour les $PM_{2,5}$ et le NO_2 , mais pas pour le SO_2 .

Au niveau de l'interprétation, la modélisation concerne les concentrations moyennes. Ainsi, elle ne présente pas un portrait des variations journalières (ou pics de pollution) qui pourraient survenir et occasionner des effets néfastes à la santé, tels que l'exacerbation de problèmes respiratoires ou cardiovasculaires. La modélisation s'est limitée aux industries figurant au registre de l'INRP. Les quantités de polluants rejetés sont déclarées par l'entreprise et non mesurées à la cheminée, ce qui constitue une source d'incertitude. Les industries assujetties à une déclaration de leurs rejets atmosphériques concernent généralement les principaux émetteurs atmosphériques. Cependant, des émetteurs de plus petite envergure qui n'ont pas à déclarer leurs rejets pourraient influencer la qualité de l'air à une échelle plus locale. Par exemple, les activités de transbordement ayant lieu au Port de Québec et qui ont été identifiées comme la source des concentrations élevées de nickel observées dans l'air du secteur Limoilou (17) ne font pas non plus partie du registre de déclaration de l'INRP, ni de l'étude actuelle. Finalement, les données quant à l'exposition aux émissions des industries étaient limitées à l'année 2011, soit l'année ayant été la plus modélisée. Rappelons que cette activité scientifique prévoyait d'exploiter des données existantes et non de développer de nouveaux modèles. Ceci dit, des travaux de modélisation actuellement en cours permettront d'actualiser et de raffiner les connaissances concernant la contribution des sources et des secteurs d'activités à la pollution de l'air ambiant au Québec, incluant les industries.

Niveaux de pollution de l'air et de bruit à LVBV

L'utilisation des estimations issues de modèles nord-américain et pancanadien a permis d'illustrer l'évolution de la variation spatiale des concentrations annuelles moyennes à Québec entre 2011 et 2018 pour les $PM_{2,5}$ et entre 2011 et 2016 pour le NO_2 . Du point de vue temporel, les cartes montrent, de façon générale, une tendance vers une diminution des concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ et de NO_2 pour les années cartographiées. Toutefois, il ne peut être exclu que les concentrations pourraient avoir évolué différemment à une échelle très fine (ex. si construction d'une nouvelle route, augmentation de la circulation automobile, implantation d'une nouvelle usine ou industrie, etc.). Les cartes révèlent aussi une certaine variabilité spatiale des niveaux de polluants à l'échelle de la ville de Québec. Les concentrations estimées de $PM_{2,5}$ plus élevées semblent, en effet, toucher les quartiers de LVBV. Quant au NO_2 , les concentrations estimées par le modèle pancanadien suggèrent qu'elles sont intimement liées au trafic routier. Toutefois, les niveaux absolus de NO_2 estimés par le modèle pancanadien doivent être comparés avec prudence aux mesures des stations du RSQAQ à Québec. Il est possible que ce modèle performe moins bien dans des endroits où le nombre de stations mesurant le NO_2 est moindre, comparativement à d'autres régions urbaines du Canada.

La réalisation de campagne d'échantillonnage avait pour but de raffiner et d'actualiser les connaissances quant à la variabilité spatiale de la pollution atmosphérique. Spécifiquement, les $PM_{2,5}$ ont été mesurées de façon hebdomadaire par échantillonnage mobile, alors que les polluants gazeux et le bruit ont été mesurés lors de campagnes d'échantillonnage à des sites fixes. Les résultats issus de l'échantillonnage mobile suggèrent des concentrations de $PM_{2,5}$ parmi les plus importantes pour le secteur de la Basse-Ville. Hors des quartiers de LVBV, des concentrations élevées de $PM_{2,5}$ ont été estimées dans l'ouest de la zone d'étude, notamment près de l'intersection des autoroutes 40 et 540 à Sainte-Foy. Les tendances spatiales observées pour les $PM_{2,5}$ révèlent une variation davantage homogène sur le territoire, en comparaison avec le NO_2 qui montre des fluctuations plus importantes selon la proximité à certaines sources comme les autoroutes. Cette faible variation des $PM_{2,5}$ reflète possiblement une importante contribution des sources diffuses et des teneurs de fond, incluant le transport atmosphérique à longue distance des particules. Une analyse saisonnière des données pourrait aider à mieux comprendre la contribution des sources. Par ailleurs, le devis d'échantillonnage mobile couvrait seulement la période de l'avant-midi durant les jours de semaine, ce qui n'est pas optimal pour évaluer l'influence du chauffage au bois (source importante de particules fines) qui est prédominant en soirée et les jours de fin de semaine lors de la période hivernale (novembre à avril).

Pour le NO_2 , les résultats de l'échantillonnage à des sites fixes viennent corroborer les données du modèle pancanadien à l'effet que les concentrations sont intimement liées aux sources comme le transport routier. En effet, les principales sources d'émissions de NO_2 sont le trafic routier ainsi que les industries. Bien que des campagnes d'échantillonnage et des modèles

similaires aient été développés dans d'autres villes canadiennes, la comparaison directe des niveaux de NO₂ mesurés et modélisés est limitée par le fait que les campagnes d'échantillonnage menées dans d'autres villes datent déjà de quelques années et que notre modèle est basé sur les données collectées lors d'une seule saison. Malgré ces limites, les concentrations de NO₂ mesurées et modélisées à Québec semblent s'apparenter à celles de villes telles qu'Ottawa et London (Ontario) (18,19). En contrepartie, les concentrations de NO₂ à Québec (concentration maximale de ~9 pbb ou 17 µg/m³) (figure 7 p. 26) apparaissent relativement faibles comparativement à Montréal, par exemple, où les concentrations moyennes annuelles modélisées à partir de campagnes d'échantillonnage menées en 2014 montraient des concentrations maximales pouvant atteindre jusqu'à 91 µg/m³ (20). Pour la grande région de Toronto, un modèle de type LUR développé à partir de données mobiles prédisait pour 2015-2016 des concentrations de NO₂ pouvant atteindre jusqu'à 67 µg/m³ (21).

En ce qui concerne l'ozone, les concentrations les plus élevées sont observées en périphérie de la ville de Québec. L'ozone est un polluant secondaire (c.-à-d. qui n'est pas émis directement dans l'air ambiant) qui se forme par réaction photochimique en présence de NO₂ (principalement émis par le transport automobile, mais aussi par les industries), de composés organiques volatils et d'autres polluants précurseurs sous le rayonnement ultraviolet. Dans les centres-villes, les concentrations d'O₃ sont généralement inférieures à celles des banlieues et des zones rurales, principalement en raison de la dégradation locale de l'O₃ par l'entremise des NO_x émis par le trafic routier pour former du NO₂ (22). Lorsque le ratio entre les NO_x et les composés organiques volatils est élevé, les NO_x excédentaires peuvent réagir avec l'O₃ et réduire les concentrations ambiantes d'O₃. Les niveaux d'ozone plus élevés en périphérie des villes ou en milieu rural sont favorisés par les déplacements atmosphériques de polluants (O₃ et ses précurseurs) en provenance des centres urbains ainsi que par une dégradation moindre de l'O₃, étant donné des émissions locales moindres de NO_x.

En plus des polluants de l'air, l'équipe de recherche a également mesuré et modélisé le bruit environnemental. Les effets néfastes du bruit environnemental incluent, par exemple, le stress, des perturbations et des troubles du sommeil, des effets métaboliques et cardiovasculaires, une gêne de la concentration et de l'apprentissage, en plus de répercussions psychosociales (23). Contrairement aux modèles de propagation qui visent la modélisation du bruit en provenance de sources spécifiques (ex. le transport), ici, les niveaux sonores mesurés et modélisés représentent le bruit total ambiant, toutes sources confondues. Les données suggèrent une influence importante du trafic automobile alors que les niveaux de bruit les plus élevés coïncident particulièrement avec les principaux axes routiers. Les niveaux absolus de bruit qui ont été présentés doivent être interprétés avec prudence, puisque les mesures n'ont pas été réalisées conformément à une norme ISO pour la détermination de l'exposition au bruit. Ainsi, la comparaison avec des valeurs guides de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), par exemple, est inadéquate. Néanmoins, les sonomètres utilisés ont été préalablement calibrés

entre eux. Conséquemment, nous estimons que les résultats montrent une représentation fiable de la variabilité spatiale des niveaux de bruit ambiant (LA_{eq-24h}) et s'avèrent utiles pour identifier les endroits de la zone d'étude où les niveaux de bruit sont plus élevés. Qui plus est, des instruments et des méthodes similaires ont été utilisés pour l'échantillonnage et la modélisation du bruit à Montréal (24,25) et dans d'autres villes du Canada, telles que Toronto et Halifax (26). Les niveaux de bruit mesurés dans la ville de Québec sont similaires à ceux de ces autres villes canadiennes (voir annexe 3, tableau 5).

Impacts sanitaires de la pollution de l'air dans LVBV

L'exercice de calcul des impacts sanitaires de la pollution de l'air a mis en évidence l'importance de la pollution de l'air extérieur comme déterminant de la santé. Durant la période de 2000 à 2015 inclusivement, il est estimé que la pollution de l'air extérieur (spécifiquement les $PM_{2,5}$) aurait contribué au plus à environ 288 nouveaux cas d'asthme (c.-à-d. environ 24 % des nouveaux cas d'asthme) chez les enfants âgés de 12 ans et moins de LVBV.

L'acquisition de données locales sur l'exposition des enfants à la fumée de tabac aurait été souhaitable pour mieux estimer les impacts du tabagisme, mais de façon conservatrice¹⁶, il appert que le nombre de cas d'asthme infantile attribuables à la fumée secondaire de tabac serait moindre que ceux attribuable aux $PM_{2,5}$. Pour les décès par cardiopathie ischémique chez les 45 ans et plus, bien que les risques relatifs utilisés pour calculer les cas attribuables soient largement supérieurs pour le tabagisme actif que pour la pollution de l'air ($PM_{2,5}$), le nombre de cas attribuables à ces deux facteurs de risque est relativement similaire (495 pour les $PM_{2,5}$ comparativement à 453 pour le tabagisme actif). Ceci s'explique par le fait que la pollution de l'air affecte l'ensemble de la population, alors que le tabagisme actif ne concerne qu'une proportion réduite de la population, quoique la proportion de fumeurs parmi les résidents de LVBV est parmi la plus élevée au Québec (27).

Comme le calcul des impacts sanitaires ne s'est limité qu'à deux effets de santé et à l'exposition aux $PM_{2,5}$ (et non à l'ensemble des polluants), les estimations ne représentent donc pas le fardeau sanitaire total attribuable à la pollution de l'air et au tabagisme. La cigarette contribue de façon significative à l'incidence de maintes autres maladies cardiorespiratoires, incluant le cancer du poumon, qui n'ont pas été prises en considération dans l'exercice de calcul. La cigarette est le principal facteur de risque à la santé au Canada. Elle aurait contribué à 49 646 décès prématurés au Canada en 2019 selon le Global Burden of Disease, comparativement à 4 381 décès prématurés pour la pollution de l'air extérieur selon cette méthode de calcul¹⁷ (28–30). Tel que mentionné dans la description de la méthode, le calcul

¹⁶ Le terme « conservatrice » est utilisé ici pour définir un calcul qui surestime probablement l'exposition à la fumée secondaire des enfants de moins de 12 ans.

¹⁷ La méthode de Santé Canada présente des fonctions de risque différentes et estime à 15 300 le nombre de décès liés à la pollution de l'air au Canada pour 2016, soit une estimation trois fois plus importante que celle proposée par le Global Burden of Disease.

repose sur la prémisse de l'existence d'un lien causal et direct entre les facteurs de risque (pollution de l'air et tabagisme passif ou actif) et l'effet de santé. Faute de données individuelles (ou à une échelle géographique très fine) sur le tabagisme, il n'était pas possible de tenir compte de la coexposition au tabagisme et à la pollution de l'air dans le calcul du fardeau. Ainsi, le calcul a été effectué de façon indépendante pour les $PM_{2,5}$ et le tabagisme.

Ultimement, les résultats témoignent des potentiels bénéfiques sur la santé publique qui pourraient être engendrés en agissant sur ces deux importants facteurs de risque. Les connaissances épidémiologiques suggèrent que toute diminution des concentrations ambiantes de pollution atmosphérique engendrerait des bénéfices pour la santé publique, et ce, même à des concentrations relativement faibles telles qu'observées à Québec. En effet, les Canadiens et les Québécois expérimentent parmi les plus faibles concentrations de $PM_{2,5}$ à l'échelle globale (31). Néanmoins, comme la pollution de l'air affecte l'ensemble des populations, les interventions visant à améliorer la qualité de l'air ont le potentiel d'engendrer des bénéfices substantiels à la santé publique. Les interventions devraient viser la réduction soutenue et durable des concentrations ambiantes de polluants et contribuer à la diminution des inégalités sociales d'exposition à la pollution de l'air et des impacts sanitaires associés.

CONCLUSION

Le présent rapport résume les principaux résultats de certaines activités scientifiques réalisées par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), l'Université de Montréal et Santé Canada dans le cadre du premier volet du projet Mon environnement, ma santé de la DSPublique de la Capitale-Nationale. Ces activités scientifiques visaient à mieux comprendre : 1) l'exposition des populations locales aux polluants atmosphériques incluant les émissions des industries et au bruit; 2) la part des problèmes de santé respiratoire et cardiovasculaire attribuable à la pollution de l'air extérieur chez les citoyens des secteurs de Limoilou, de Vanier et de la Basse-Ville (LVBV).

Des résultats, nous retenons que les territoires de LVBV sont particulièrement affectés par la pollution par les $PM_{2,5}$ et le NO_2 dans la région de Québec. Bien que ces territoires ne soient pas les seuls exposés aux polluants modélisés dans ce rapport, il n'en demeure pas moins que la pollution atmosphérique est un facteur de risque important pour la population qui y réside. Les résultats ont montré que l'exposition à la pollution de l'air contribue en nombre substantiel au développement de l'asthme infantile et aux décès par maladies cardiovasculaires chez les résidents des territoires des CLSC de LVBV. Pour ces deux effets de santé, les impacts des $PM_{2,5}$ seraient du même ordre de grandeur que l'exposition au tabagisme.

Bien que les meilleures données disponibles aient été exploitées, la portée du portrait de la qualité de l'air ici présenté comporte des limites. L'actualisation des données des modèles nord-américain et pancanadien, la poursuite du raffinement des modèles d'exposition et la mise à jour des données des émissions industrielles et autoroutières apparaissent essentielles afin de mieux comprendre l'influence des différentes sources de pollution atmosphérique sur l'exposition des populations. Notamment, la réalisation de travaux visant à évaluer la contribution du chauffage au bois à la pollution de l'air ambiant permettrait de bonifier le portrait de la qualité de l'air à Québec. Ultimement, l'assemblage de telles informations s'avère nécessaire pour mieux orienter les interventions de santé publique.

Au-delà de la pollution de l'air extérieur, des travaux ciblant d'autres facteurs de risque environnementaux semblent souhaitables pour mieux orienter les interventions locales et réduire davantage les inégalités sociales de santé affligeant les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville (27). Particulièrement, la population québécoise passe plus de 90 % de son temps à l'intérieur. La qualité de l'air intérieur et les conditions d'habitation, qui sont notamment tributaires de la qualité de l'air ambiant et de la présence du bruit environnemental, apparaissent donc comme des déterminants de la santé pour lesquels l'amélioration des connaissances semble particulièrement souhaitable.

RÉFÉRENCES

1. Direction de santé publique du Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux de la Capitale-Nationale. Projet " Mon environnement, ma santé " - Volet de la qualité de l'air extérieur: cadrage du projet. Québec: Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux de la Capitale-Nationale; 2018. 41 p.
2. Direction de santé publique du Centre intégré universitaire de santé et de services sociaux de la Capitale-Nationale. Projet « Mon environnement, ma santé » - Activités scientifiques [Internet]. 2019 [cité 29 nov 2021]. Disponible sur: https://www.ciussc-capitalesnationale.gouv.qc.ca/sites/d8/files/docs/ProfSante/SPU/rap_ac_sc_2019-02-25_vf.pdf
3. Hystad P, Setton E, Cervantes A, Poplawski K, Deschenes S, Brauer M, et al. Creating national air pollution models for population exposure assessment in Canada. *Environ Health Perspect*. août 2011;119(8):1123-9.
4. van Donkelaar A, Martin RV, Spurr RJD, Burnett RT. High-Resolution Satellite-Derived PM_{2.5} from Optimal Estimation and Geographically Weighted Regression over North America. *Environ Sci Technol*. 1 sept 2015;49(17):10482-91.
5. van Donkelaar A, Hammer MS, Bindle L, Brauer M, Brook JR, Garay MJ, et al. Monthly Global Estimates of Fine Particulate Matter and Their Uncertainty. *Environ Sci Technol*. 16 nov 2021;55(22):15287-300.
6. Weichenthal S, Pinault LL, Burnett RT. Impact of Oxidant Gases on the Relationship between Outdoor Fine Particulate Air Pollution and Nonaccidental, Cardiovascular, and Respiratory Mortality. *Sci Rep*. déc 2017;7(1):16401.
7. CanMap Postal Code Suite v2015.3. [computer file] Markham: DMTI Spatial Inc., 2015.
8. Gouvernement du Québec. Impact de la COVID-19 sur la qualité de l'air au Québec [Internet]. [cité 8 mai 2020]. Disponible sur: <https://www.quebec.ca/environnement-et-ressources-naturelles/impact-qualite-air-quebec-covid-19/>
9. Buteau S, Shekarrizfard M, Hatzopoulou M, Gamache P, Liu L, Smargiassi A. Air pollution from industries and asthma onset in childhood: A population-based birth cohort study using dispersion modeling. *Environmental Research*. 1 juin 2020;185:109180.
10. Official CALPUFF Modeling System [Internet]. [cité 20 mai 2022]. Disponible sur: <http://www.src.com/>
11. US EPA O. Air Quality Dispersion Modeling - Alternative Models [Internet]. 2016 [cité 20 mai 2022]. Disponible sur: <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-alternative-models>
12. Vos T, Lim SS, Abbafati C, Abbas KM, Abbasi M, Abbasifard M, et al. Global burden of 369 diseases and injuries in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*. 17 oct 2020;396(10258):1204-22.

13. World Health Organization (WHO). Asthma [Internet]. [cité 20 mai 2022]. Disponible sur: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/asthma>
14. Levine B. What does the population attributable fraction mean? *Prev Chronic Dis.* janv 2007;4(1):A14.
15. Rockhill B, Newman B, Weinberg C. Use and misuse of population attributable fractions. *Am J Public Health.* janv 1998;88(1):15-9.
16. Northridge ME. Public health methods--attributable risk as a link between causality and public health action. *Am J Public Health.* sept 1995;85(9):1202-4.
17. Blais C, Jean S, Sirois C, Rochette L, Plante C, Larocque I, et al. Le Système intégré de surveillance des maladies chroniques du Québec (SISMACQ), une approche novatrice. *Maladies chroniques et blessures au Canada.* nov 2014;34(4):247-56.
18. World Health Organization (WHO). Burden of disease from ambient air pollution for 2016 - Description of method [Internet]. 2018 [cité 20 mai 2022]. Disponible sur: https://cdn.who.int/media/docs/default-source/air-quality-database/aqd-2018/aap_bod_methods_apr2018_final.pdf?sfvrsn=30ac0d62_3
19. Institut de la statistique du Québec. Enquête québécoise sur la santé de la population, 2014-2015 [Internet]. Institut de la Statistique du Québec. [cité 20 mai 2022]. Disponible sur: <https://statistique.quebec.ca/fr/document/enquete-quebecoise-sur-la-sante-de-la-population-2014-2015>
20. Oiamo TH, Johnson M, Tang K, Luginaah IN. Assessing traffic and industrial contributions to ambient nitrogen dioxide and volatile organic compounds in a low pollution urban environment. *Science of The Total Environment.* 1 oct 2015;529:149-57.
21. Oiamo TH, Luginaah IN, Buzzelli M, Tang K, Xu X, Brook JR, et al. Assessing the spatial distribution of nitrogen dioxide in London, Ontario. *Journal of the Air & Waste Management Association.* nov 2012;62(11):1335-45.
22. Crouse DL, Goldberg MS, Ross NA. A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada. *Atmospheric Environment.* 1 oct 2009;43(32):5075-84.
23. Deville Cavellin L, Weichenthal S, Tack R, Ragetti MS, Smargiassi A, Hatzopoulou M. Investigating the Use Of Portable Air Pollution Sensors to Capture the Spatial Variability Of Traffic-Related Air Pollution. *Environ Sci Technol.* 5 janv 2016;50(1):313-20.
24. Shairsingh KK, Brook JR, Mihele CM, Evans GJ. Characterizing long-term NO₂ concentration surfaces across a large metropolitan area through spatiotemporal land use regression modelling of mobile measurements. *Environmental Research.* 1 mai 2021;196:111010.
25. Agency USEP. Final Report: Integrated Science Assessment of Ozone and Related Photochemical Oxidants. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency; 2013.

26. Ragettli MS, Goudreau S, Plante C, Fournier M, Hatzopoulou M, Perron S, et al. Statistical modeling of the spatial variability of environmental noise levels in Montreal, Canada, using noise measurements and land use characteristics. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. nov 2016;26(6):597-605.
27. Goudreau S, Plante C, Fournier M, Brand A, Roche Y, Smargiassi A. Estimation of Spatial Variations in Urban Noise Levels with a Land Use Regression Model. *Environment and Pollution*. 24 sept 2014;3(4):p48.
28. Liu Y, Goudreau S, Oiamo T, Rainham D, Hatzopoulou M, Chen H, et al. Comparison of land use regression and random forests models on estimating noise levels in five Canadian cities. *Environmental Pollution*. 1 janv 2020;256:113367.
29. Centre Intégré Universitaire de Santé et des Services Sociaux de la Capitale-Nationale. Les inégalités sociales de santé dans Basse-Ville et Limoilou-Vanier - Regard spécifique sur 18 indicateurs du Plan national de surveillance | CIUSSSCN [Internet]. [cité 18 févr 2022]. Disponible sur: <https://www.ciusss-capitalenationale.gouv.qc.ca/node/2722>
30. Tétreault LF, Doucet M, Gamache P, Fournier M, Brand A, Kosatsky T, et al. Childhood Exposure to Ambient Air Pollutants and the Onset of Asthma: An Administrative Cohort Study in Québec. *Environmental Health Perspectives*. août 2016;124(8):1276-82.
31. Crouse DL, Peters PA, van DA, Goldberg MS, Villeneuve PJ, Brion O, et al. Risk of Nonaccidental and Cardiovascular Mortality in Relation to Long-term Exposure to Low Concentrations of Fine Particulate Matter: A Canadian National-Level Cohort Study. *Environmental Health Perspectives*. 1 mai 2012;120(5):708-14.
32. Thurston GD, Burnett RT, Turner MC, Shi Y, Krewski D, Lall R, et al. Ischemic Heart Disease Mortality and Long-Term Exposure to Source-Related Components of U.S. Fine Particle Air Pollution. *Environmental Health Perspectives*. 1 juin 2016;124(6):785-94.
33. Ezzati M, Henley SJ, Thun MJ, Lopez AD. Role of Smoking in Global and Regional Cardiovascular Mortality. *Circulation*. 26 juill 2005;112(4):489-97.
34. Danaei G, Ding EL, Mozaffarian D, Taylor B, Rehm J, Murray CJL, et al. The Preventable Causes of Death in the United States: Comparative Risk Assessment of Dietary, Lifestyle, and Metabolic Risk Factors. *PLoS Med*. 28 avr 2009;6(4):e1000058.

ANNEXE 1 SCHÉMA DES ACTIVITÉS SCIENTIFIQUES RETENUES DANS LES AXES II ET III DU PROJET MON ENVIRONNEMENT, MA SANTÉ : VOILET QUALITÉ DE L'AIR EXTÉRIEUR

Figure 10 Activités scientifiques programmées par la Direction de santé publique du CIUSSS de la Capitale-Nationale (2)



ANNEXE 2 MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET DU BRUIT

Deux devis distincts ont été utilisés pour l'échantillonnage des polluants de l'air, soit l'échantillonnage fixe et l'échantillonnage mobile.

Échantillonnage fixe des polluants gazeux et du bruit

L'échantillonnage fixe consistait à déployer simultanément de multiples appareils portatifs dans la zone d'étude afin de mesurer les niveaux ambiants de polluants de l'air et de bruit. Plus précisément, un total de 60 sites d'échantillonnage a été sélectionné (la figure 11 p. 47 montre la location des sites, représentés par les triangles noirs). De ce nombre, 55 sites d'échantillonnage des polluants de l'air ont été déterminés à l'aide d'une approche statistique de type location-allocation. Cette méthode a pour but de choisir des emplacements diversifiés (en matière de caractéristiques du territoire et de proximité aux sources majeures) afin de représenter la variabilité spatiale des niveaux ambiants de polluants de l'air et de bruit. Les cinq sites d'échantillonnage additionnels ont été déterminés par les membres du Comité-conseil lors d'une consultation. La sélection de ces cinq sites a été établie en complémentarité des 55 sites initialement choisis ainsi qu'en considération des préoccupations des membres du Comité-conseil, selon leurs connaissances du terrain. À noter que pour le bruit, les mesures ont été réalisées à 52 sites étant donné un nombre limité de sonomètres fournis par la Direction de santé publique de Montréal.

La mesure des polluants gazeux (NO_2 et O_3), à l'aide d'échantillonneurs passifs de type Ogawa, se faisait de façon continue sur une période de deux semaines. La donnée obtenue est donc une moyenne au cours de la période d'échantillonnage. Pour le bruit, les sonomètres ont fourni des mesures de bruit à toutes les deux minutes sur une période de sept et dix jours (selon la durée de vie de la batterie). Les niveaux équivalents continus de bruit sur 24 heures ($\text{LA}_{\text{eq-24h}}$) ont été compilés à partir de ces données. Pour les sonomètres ayant fourni des données pendant plus de sept jours, les données pour une même journée de la semaine ont été agrégées avant l'intégration. La mesure des $\text{PM}_{2,5}$ a aussi été réalisée lors des campagnes d'échantillonnage fixes. L'échantillonnage des particules présente des défis substantiels, puisque contrairement aux polluants gazeux qui peuvent être mesurés à l'aide d'échantillonneurs passifs, l'échantillonnage des $\text{PM}_{2,5}$ nécessite l'utilisation d'un appareil avec pompe, qui par surcroît doit être alimenté en électricité. Le montage proposé prévoyait l'échantillonnage des $\text{PM}_{2,5}$ à l'aide d'appareil de type UPAS (*Ultrasonic Personal Air Sampler*), alimenté par des piles rechargeables par l'entremise de panneau solaire. Un tel montage n'avait jamais été expérimenté auparavant dans des conditions hivernales telles qu'à Québec. Les niveaux de $\text{PM}_{2,5}$ recueillis sur les filtres sont faibles et présentent une variabilité qui semble insuffisante pour la réalisation d'un modèle prédictif. Des

analyses supplémentaires seront nécessaires pour déterminer si un modèle LUR, ou encore si la composition élémentaire ou le potentiel oxydatif des particules peuvent être développés.

Les campagnes d'échantillonnage fixes ont été réalisées lors de deux saisons différentes (en septembre 2019 et en mars 2020) afin de capter la possible variation saisonnière des niveaux ambiants de polluants. Toutefois, la campagne d'échantillonnage réalisée en mars 2020 a été affectée par les mesures de confinement associées à la pandémie de COVID-19. En effet, les appareils de mesures ont été déployés le 11 mars et les mesures de confinement, incluant la fermeture des écoles et de plusieurs commerces, sont entrées en vigueur le 13 mars. Les mesures de confinement ont entraîné une diminution notable du transport routier, ce qui a eu pour effet de réduire les concentrations ambiantes de certains polluants de l'air, particulièrement ceux liés au transport routier, tels que le NO₂ (32).

Échantillonnage mobile des particules

L'échantillonnage mobile consistait en la mesure des polluants de l'air lors de déplacements à l'aide d'une voiture électrique équipée d'appareils servant à mesurer les concentrations ambiantes de polluants de l'air. Particulièrement, l'échantillonnage mobile visait la mesure des particules en suspension. Les particules fines (PM_{2,5}) étaient mesurées à l'aide d'un appareil de type TSI DustTrak. Les particules ultrafines (TSI NanoScan et DiSCmini) et le carbone noir (AethLabs MA200) ont aussi été mesurés, mais ces polluants ne font pas l'objet de livrables attendus dans le cadre des activités scientifiques du projet MEMS : volet de la qualité de l'air extérieur. Ils seront étudiés ultérieurement. La synchronisation des différents appareils de mesures des polluants et autres paramètres (température, humidité relative et vidéo), couplée à un appareil de géolocalisation, a permis d'assigner les données recueillies à des segments de routes précis.

Plus précisément, l'échantillonnage mobile a été réalisé à l'aide de trois routes distinctes. La figure 11 (p. 47) illustre ces trois routes d'échantillonnage (représentées par les lignes de couleur rouge, bleu et verte). Les routes, d'une durée approximative de deux heures, ont été déterminées à l'aide d'un modèle (location-allocation), cité précédemment, qui visait à capter la variation spatiale des polluants selon certaines caractéristiques d'utilisation du territoire et la localisation de sources potentielles fixes (ex. aéroport, industries). D'autres critères d'ordre logistique étaient considérés lors de la détermination des routes, comme éviter les autoroutes et éviter les virages à gauche.

Chacune des routes a été échantillonnée une fois par semaine, et ce, durant une année complète (de juin 2019 à juin 2020). L'échantillonnage avait lieu en semaine, généralement les mardis, les mercredis et les jeudis. Il y avait une rotation afin qu'une même route ne soit pas échantillonnée toujours le même jour de la semaine. L'échantillonnage débutait entre 8 h et

10 h du matin¹⁸ et chacune des routes comportait six lieux de départ différents, assurant ainsi qu'un même lieu n'était pas systématiquement échantillonné à la même heure.

Afin d'évaluer la concordance entre les mesures de $PM_{2,5}$ de l'échantillonnage mobile et celles du RSQAQ, le devis d'échantillonnage prévoyait des mesures répétées dans le temps alors que le véhicule était stationné à proximité (~50 mètres) de la station Québec-Henri IV (n° station : 03052) du RSQAQ. La figure 12 (p. 48) montre les données issues de cette comparaison.

Le coefficient de détermination (R^2) de la droite de régression est de 0,89. Ceci signifie que la droite de régression est en mesure d'expliquer 89 % de la variabilité des données (par exemple, un R^2 de 1,0 signifierait que tous les points se situeraient exactement sur la droite de régression). Toutefois, de façon absolue, une concordance parfaite entre les données recueillies par l'échantillonnage mobile et la mesure du RSQAQ impliquerait que la droite de régression aurait une pente de 1 et une ordonnée de zéro. Ici, la meilleure droite de régression a une ordonnée de 2,55 et une pente de 0,329. Il appert que les concentrations de $PM_{2,5}$ mesurées par l'échantillonnage mobile surestiment celles du RSQAQ. Étant donné la forte corrélation, la variabilité spatiale représentée sur les cartes est jugée adéquate. Toutefois, les valeurs absolues doivent être interprétées avec précaution, car elles surestiment vraisemblablement les concentrations réelles. Lors de futurs travaux, des corrections pourront être appliquées afin de calibrer les données de l'échantillonnage mobile avec celles du RSQAQ.

¹⁸ Cette période ne correspond pas nécessairement au moment de la journée où les $PM_{2,5}$ sont les plus élevées.

Figure 11 Illustration des sites d'échantillonnage à des sites fixes et des routes d'échantillonnages mobiles

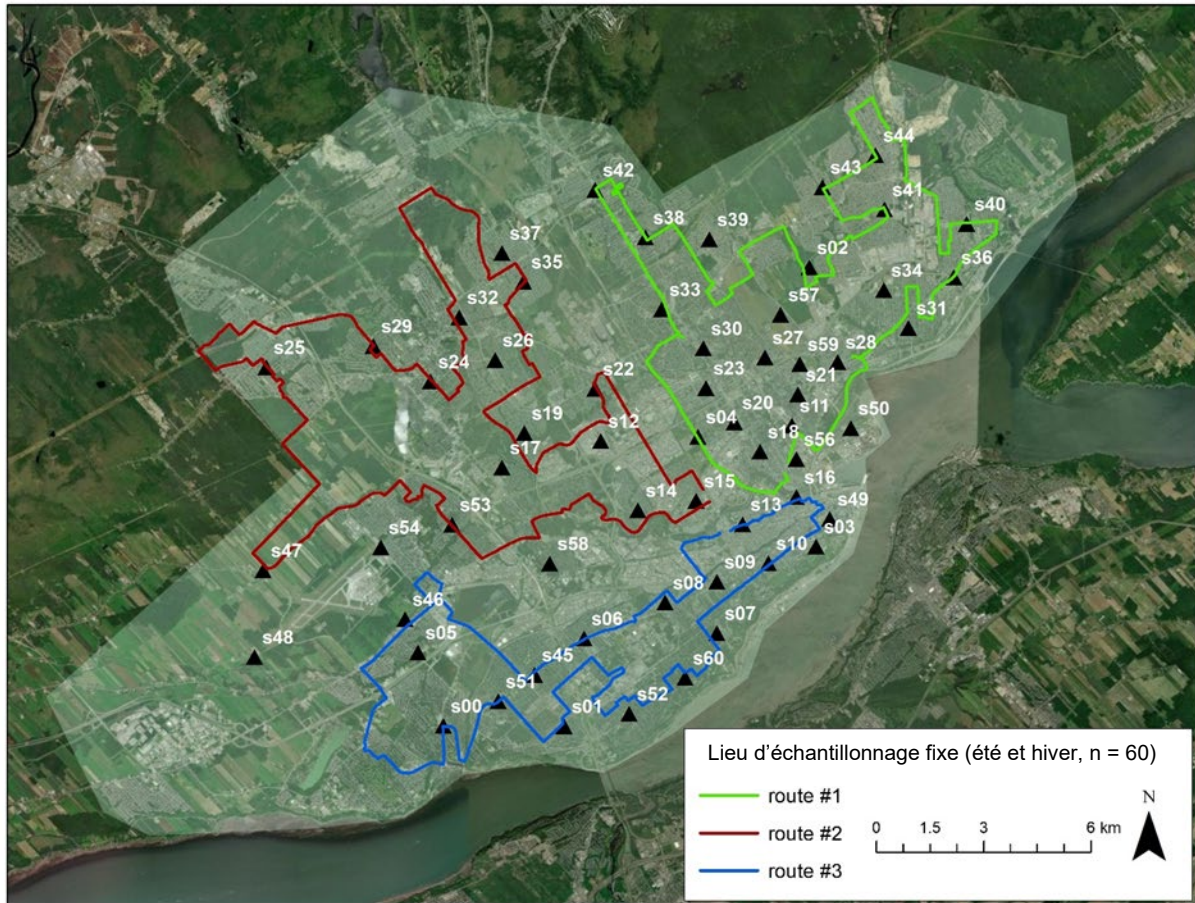
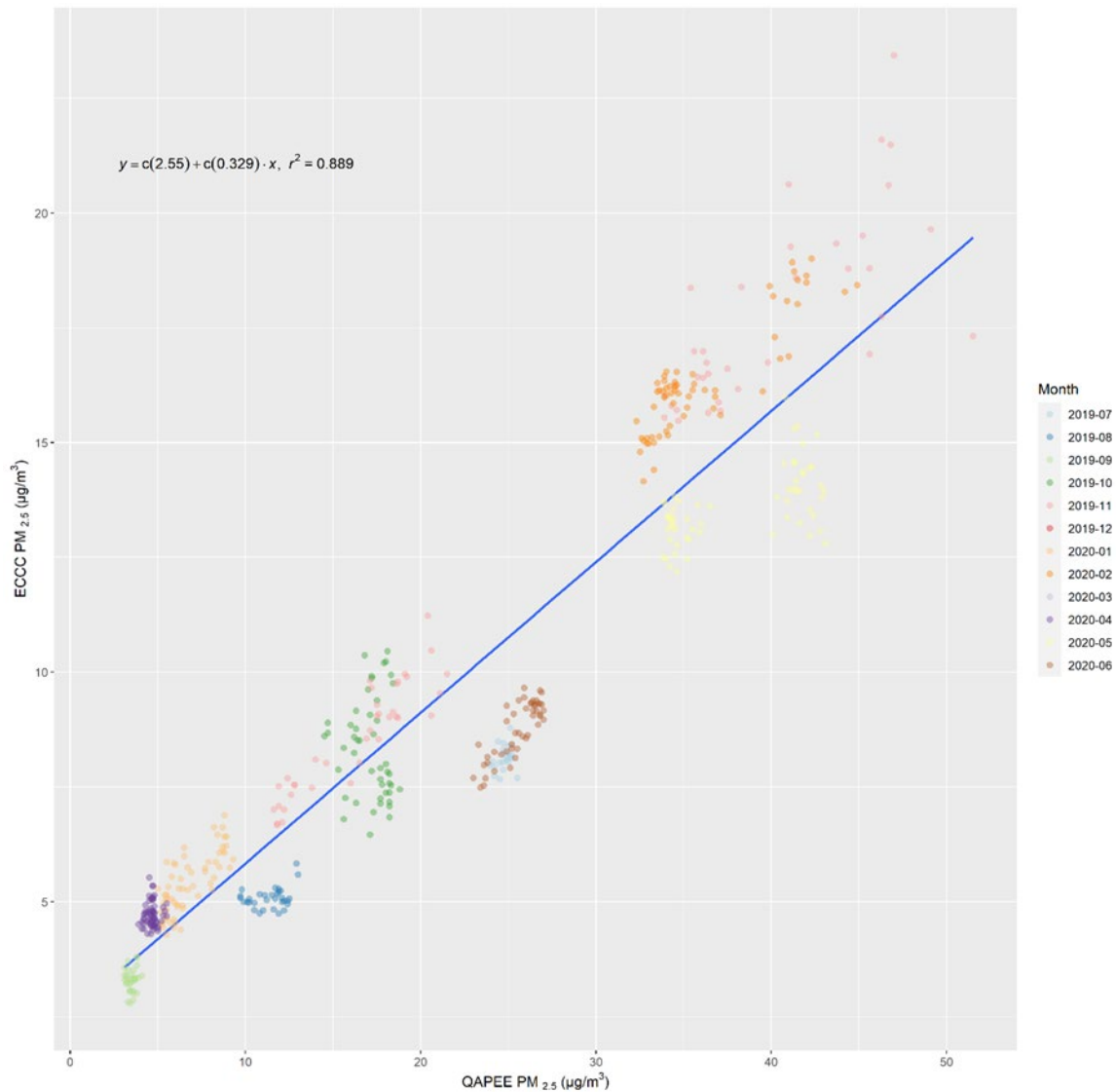


Figure 12 Comparaison entre les échantillons de PM_{2,5} mobiles et les mesures aux stations du RSQAQ



L'axe horizontal représente la concentration de PM_{2,5} (µg/m³) mesurée par l'échantillonnage mobile à proximité d'une station de mesure du RSQAQ, alors que l'axe vertical correspond à la concentration de PM_{2,5} (µg/m³) mesurée à cette même station du RSQAQ. Les points représentent les données recueillies, alors que la ligne bleue représente la droite de régression qui explique le mieux les données selon la méthode des moindres carrés. La droite de régression a une ordonnée à l'origine de 2,55, une pente de 0,329 et un R² de 0,89.

ANNEXE 3 DESCRIPTION DES CONCENTRATIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET DES NIVEAUX DE BRUIT MESURÉS LORS DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE FIXES

Tableau 3 Description des niveaux moyens mesurés aux différents sites lors des campagnes d'échantillonnage fixes en septembre 2019

Numéro d'identification du site ¹	Latitude	Longitude	Échantillonnage septembre 2019		
			NO ₂ (ppb)	O ₃ (ppb)	LA _{EQ24h} (dB[A])
s00	46,75811	-71,3499	2,9	24,4	66,0
s01	46,75892	-71,3056	3,3	28,4	57,5
s02	46,87614	-71,2206	0,7	31,2	61,7
s03	46,80598	-71,2153	6,3	27,4	69,8
s04	46,8327	-71,2597	4,7	27,6	73,7
s05	46,77639	-71,36	3,3	31,5	64,3
s06	46,78116	-71,2993	3,9	28,1	64,8
s07	46,78341	-71,2507	3,8	28,2	60,2
s08	46,79082	-71,27	3,7	26,9	55,5
s09	46,79636	-71,2513	4,6	31,4	65,5
s10	46,80144	-71,2326	5,3	25,4	57,0
s11	46,83621	-71,2255	3,9	30,2	67,5
s12	46,83092	-71,2954	4,4	32,8	70,6
s13	46,81108	-71,2424	5,9	24,5	68,0
s14	46,81378	-71,2809	4,2	26,9	59,8
s15	46,81666	-71,2597	4,3	27,0	58,3
s16	46,81829	-71,223	4,4	28,3	63,5
s17	46,82357	-71,3312	1,9	29,2	60,2
s18	46,82946	-71,2368	4,6	27,7	66,7
s19	46,8324	-71,3235	1,5	27,4	60,6
s20	46,83663	-71,2466	3,3	25,3	S. O.
s21	46,84411	-71,2236	3,0	30,8	S. O.
s22	46,84404	-71,2979	1,8	31,2	54,4
s23	46,84507	-71,2574	2,8	28,6	66,3
s24	46,84461	-71,3583	2,0	31,0	60,6
s25	46,84695	-71,4187	0,6	35,5	53,7
s26	46,85049	-71,3349	1,2	29,2	S. O.
s27	46,85313	-71,2361	2,3	28,8	61,6
s28	46,85251	-71,2093	2,3	33,0	S. O.
s29	46,85317	-71,3797	1,2	31,0	60,8
s30	46,85318	-71,2639	1,2	28,0	S. O.
s31	46,86162	-71,1837	1,7	28,4	53,5
s32	46,86101	-71,3485	1,4	43,7	64,2

Tableau 3 Description des niveaux moyens mesurés aux différents sites lors des campagnes d'échantillonnage fixes en septembre 2019 (suite)

Numéro d'identification du site ¹	Latitude	Longitude	Échantillonnage septembre 2019		
			NO ₂ (ppb)	O ₃ (ppb)	LA _{EQ24h} (dB[A])
s33	46,86451	-71,2744	1,1	28,7	S. O.
s34	46,87092	-71,1932	1,9	33,3	57,9
s35	46,87049	-71,3253	1,3	30,1	61,6
s36	46,87469	-71,1677	2,1	33,8	69,4
s37	46,87752	-71,3335	1,5	32,2	60,2
s38	46,88244	-71,2811	1,2	30,0	63,4
s39	46,88251	-71,2576	0,7	32,9	56,5
s40	46,88818	-71,1634	1,2	34,2	56,5
s41	46,89121	-71,1937	0,8	31,0	60,0
s42	46,89414	-71,3	1,8	28,6	66,6
s43	46,89637	-71,2166	0,4	30,7	68,9
s44	46,90486	-71,1975	0,5	34,5	62,1
s45	46,77169	-71,3171	4,2	32,1	62,6
s46	46,78466	-71,3651	2,2	25,9	60,2
s47	46,79584	-71,4175	1,7	39,2	64,6
s48	46,77396	-71,4197	1,4	31,0	S. O.
s49	46,81302	-71,2106	7,4	28,1	63,1
s50	46,83602	-71,2038	2,4	34,7	S. O.
s51	46,76469	-71,3301	3,2	30,6	68,2
s52	46,76253	-71,282	3,8	30,3	61,4
s53	46,80881	-71,3489	2,5	26,8	S. O.
s54	46,80258	-71,3747	1	38,4	72,9
s56	46,82779	-71,2235	S. O.	26,8	S. O.
s57	46,86405	-71,2308	1,3	30,0	S. O.
s58	46,79975	-71,3127	3,2	21,7	S. O.
s59	46,85172	-71,2231	2,9	28,7	64,1
s60	46,77201	-71,2619	2,9	31,8	S. O.

¹ La localisation des sites est illustrée à la figure 11 (p. 47). Ces données ont été utilisées pour la modélisation du NO₂ (figure 7 p. 26), de l'O₃ (figure 8 p. 27 et 28) et du bruit (figure 9 p. 29).

Tableau 4 Description des données de polluants atmosphériques (NO₂ et O₃) et de bruit (LA_{eq-24h}) recueillies lors de la campagne d'échantillonnage fixe en septembre 2019

	N	Distribution des données						
		Moy.	é.-t.	Min.	25 ^e centile	50 ^e centile	75 ^e centile	Max.
NO ₂ (ppb)	59	2,7	1,6	0,4	1,4	2,3	3,8	7,4
O ₃ (ppb)	60	30,1	3,7	21,7	27,9	30,0	31,6	43,7
LA _{eq-24h} (dB (A))	47	62,7	4,9	53,5	60,1	62,1	66,2	73,7

Abréviations : é.-t. : écart-type; Min. : minimum; Max. : maximum; Moy. : moyenne; N : nombre de données.

Tableau 5 Comparaison des mesures de bruit (LA_{eq-24h}) effectuées à Québec avec d'autres villes canadiennes

Ville	Nombre de mesures	Saison	Année	LA _{eq-24h} (dB(A))			
				Moy. (é.-t.)	Médiane	Min.	Max.
Toronto	220	Été	2016	62,89 (6,38)	61,87	50,42	78,35
	81	Hiver	2018	65,94 (6,63)	68,16	51,46	76,02
Montréal	87	Été	2010	62,51 (5,08)	62,42	53,36	73,59
	117	Printemps	2014	68,15 (5,47)	68,48	55,62	79,78
Vancouver	104	Hiver	2003	61,71 (8,50)	61,05	45,70	77,60
Halifax	48	Automne	2010	61,94 (6,02)	62,04	48,98	73,46
Longueuil	71	Été	2017	66,74 (5,75)	67,37	53,39	78,81
Québec	47	Automne	2019	62,7 (4,9)	62,1	53,5	73,7

Abréviations : é.-t. : écart-type; Min. : minimum; Max. : maximum; Moy. : moyenne.

ANNEXE 4 DESCRIPTION DE LA MÉTHODE ET DES MODÈLES PRÉDISANT LES CONCENTRATIONS AMBIANTES DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET DU BRUIT

Cette annexe fournit une description plus détaillée et technique de la méthode utilisée pour construire les modèles prédisant les concentrations de polluants atmosphérique et du bruit à partir des données recueillies lors des campagnes d'échantillonnage mobile et fixe. La section présente aussi une description des différents paramètres intégrés au modèle de type LUR ayant servi à produire les cartes de PM_{2,5}, de NO₂, d'O₃ et de bruit (figures 6 à 9, respectivement, p. 23 à 29), à partir des données de l'échantillonnage mobile et fixe.

Méthode de construction des modèles

Le modèle de type LUR est un modèle de régression dans lequel les concentrations de polluants de l'air (ou le bruit) mesurées aux différents sites sont utilisées comme variable dépendante, alors que les variables indépendantes sont divers paramètres géospatiaux (et parfois temporels) normalement présumés comme prédicteur des niveaux ambiants de pollution de l'air. L'objectif ultime de ce modèle de régression est de maximiser la prédiction de la variable dépendante. Ces modèles ont été utilisés pour produire les cartes des figures 6 à 9 (p. 23 à 29).

Les variables géospatiales considérées sont résumées ci-après et présentées en détail dans le tableau 6 (p. 55). De façon générale, elles incluent diverses caractéristiques de l'environnement bâti et de l'utilisation du territoire ainsi que, parfois, des variables météorologiques. L'inclusion des variables indépendantes est déterminée de façon à maximiser la prédiction. Lorsque le « meilleur » modèle est déterminé, les coefficients de régression associés à chacune des variables indépendantes sont mis à profit pour estimer les niveaux de polluants de l'air (ou de bruit) à différents endroits dans la zone d'étude et ultimement produire une surface complète (carte) représentant les niveaux d'exposition pour l'ensemble de la zone d'étude.

Variables prédictives considérées

Plusieurs variables géospatiales représentant notamment l'environnement bâti et l'utilisation du territoire ont été considérées afin de bâtir le modèle prédictif des niveaux de polluants. Plus précisément, les caractéristiques du terrain telles que l'altitude, la hauteur des bâtiments, la végétation urbaine (représentée par l'indice de végétation différentielle nominale dérivé d'images satellites [NDVI; *Normalized Difference Vegetation Index*]), les arbres répertoriés et l'eau ont été considérés. De plus, des données sur les zonages d'utilisation du territoire (gouvernement/institutionnel, résidentiel et commercial), les routes (autoroute, route principale et locale, intersections, circuits et arrêts de bus) et les sources ponctuelles (restaurants, gares de triage, ports maritimes, voies ferrées et émetteurs industriels) ont également été utilisées

comme variables prédictives. Des données concernant les activités d'aviation commerciale durant la période d'étude ont aussi été prises en compte. Ces données représentent l'altitude moyenne et la quantité de carburant (exprimée en kilogrammes) consommée pour les avions à essence (à hélice) et à kérosène (à réaction).

Pour les prédicteurs exprimés en tant que superficie (ex. zonage d'utilisation du territoire), neuf zones tampons ont été prises en compte dans la construction du modèle (c.-à-d. superficie totale dans un rayon de 50, 100, 150, 200, 250, 300, 500, 750 et 1 000 mètres). Pour les prédicteurs exprimés en tant que ligne ou vecteur (ex. types de routes et voies ferrées), la somme des longueurs de ces caractéristiques a été calculée pour les mêmes neuf zones tampons précédentes. Pour les sources ponctuelles, la proximité et le nombre de sources ponctuelles dans les différentes zones tampons ont été considérés comme de possibles prédicteurs. Pour certaines variables de distances, des transformations supplémentaires (racine carrée et \log_{10}) ont aussi été considérées.

Traitement des données et choix des variables pour le modèle final

Les données de polluants ont été examinées afin d'assurer l'absence de valeurs anormales. Seules les données de l'échantillonnage fixe réalisé en septembre 2019 ont été considérées pour la construction de modèles. Les données de la campagne ayant eu lieu en mars 2020 n'ont pas été considérées, étant donné l'entrée en vigueur des mesures de confinement de la COVID-19 qui a influencé les déplacements et la qualité de l'air (32). Quant aux données de l'échantillonnage mobile, les données recueillies de juin 2019 à mars 2020 ont été utilisées pour construire un seul modèle représentant les niveaux moyens annuels. Pour les modèles issus de l'échantillonnage mobile, la valeur médiane des polluants pour chaque segment de route collectée sur l'ensemble de la campagne a été utilisée. Nous avons aussi considéré les données agrégées pour différentes longueurs de segments, soit 100, 200, 300, 400 et 500 mètres. Au final, pour les $PM_{2.5}$, le meilleur modèle prédictif (c.-à-d. celui maximisant le R^2) a été obtenu en utilisant une longueur de 500 mètres.

Pour la construction des modèles finaux, les niveaux de polluants (c.-à-d. la variable dépendante) ont été log-transformés étant donné une distribution positivement asymétrique. Le modèle prédictif des polluants de l'air a été bâti à l'aide de modèles additifs généralisés (GAM). Ce type de modèle statistique permet de prendre en compte la possible non-linéarité des relations ainsi que l'autocorrélation spatiale à l'aide de fonctions de lissage.

La sélection des variables à inclure dans le modèle final a pris en compte la colinéarité entre les variables prédictives. Parmi les variables corrélées (valeurs de Pearson $> 0,7$), seul le prédicteur avec le coefficient de détermination (R^2) le plus élevé avec le polluant a été retenu. Cela a d'abord été fait pour les différentes valeurs de zone tampon d'une même variable, puis entre les variables d'une même catégorie de prédicteurs (tableau 6 p. 55) et enfin pour tous les prédicteurs restants. Ces derniers ont ensuite été classés selon leur coefficient de détermination

(R^2) avec la variable dépendante dans une régression linéaire univariée. Les 12 meilleurs prédicteurs (ayant le R^2 le plus élevé) ont été placés dans un modèle et ceux dont la valeur de VIF était supérieure à 4 (valeur indiquant une forte colinéarité entre deux variables) ont été exclus. Ce processus a été répété jusqu'à ce qu'un ensemble de 12 variables prédictives non corrélées soit sélectionné. Les modèles incluant ces 12 prédicteurs ainsi que tous les modèles potentiels comprenant de trois à neuf variables prédictives ont été exécutés, puis examinés pour les résidus normaux, les points influents (distance de Cook) et la reproductibilité sur la base d'un criblage de validation croisée sans exclusion. Le modèle maximisant la prédiction sur la base du R^2 a été retenu comme étant le meilleur modèle. La linéarité des relations entre les meilleurs ensembles de variables prédictives et les données dépendantes a été évaluée avec des nuages de points bivariés et des *splines* (fonction de lissage avec trois à cinq nœuds). La présence d'autocorrélation spatiale résiduelle a été vérifiée avec l'indice de Moran. La dépendance spatiale a été considérée en incluant les coordonnées des segments de route en tant que termes d'interaction non linéaire dans les modèles basés sur l'échantillonnage mobile.

Une analyse de validation croisée à 10 blocs (*ten fold cross-validation*), avec 10 % des sites aléatoires retenus, a été effectuée pour évaluer et comparer la précision prédictive du modèle final. Les paramètres statistiques utilisés pour évaluer la performance et la précision du modèle de prédiction comprenaient le carré de la corrélation entre les valeurs observées et prédites (R^2), la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE), l'erreur absolue moyenne (MAE) et l'erreur moyenne (ME).

Tableau 6 Variables considérées comme prédicteurs dans la construction des modèles LUR servant à prédire les niveaux ambiants de polluants atmosphériques et du bruit à partir des données des campagnes d'échantillonnage

Prédicteurs par catégorie	Type de données	Variables représentées avec des zones tampons	Variables exprimées en tant que distance
Utilisation du sol			
Hauteur moyenne des édifices (m)	raster	oui	non
Superficie de zone commerciale (m ²)	superficie	oui	oui
Élévation moyenne (m)	raster	oui	non
Zone gouvernementale ou institutionnelle (m ²)	superficie	oui	oui
Superficie de zone industrielle (m ²)	superficie	oui	oui
Espace ouvert/terrain vague	superficie	oui	oui
Superficie des parcs (m ²)	superficie	oui	oui
Superficie de zone résidentielle (m ²)	superficie	oui	oui
Nombre de restaurants	point	oui	oui
Superficie de plan d'eau (m ²)	superficie	oui	oui
Transport aérien			
Nombre d'aéroports	point	oui	oui
Nombre d'héliports	point	oui	oui
Altitude moyenne (250 m grid) des avions à essence d'aviation (avgas) (m)	raster	oui	non
Altitude moyenne (250 m grid) des avions à kérosène (m)	raster	oui	non
Essence d'aviation totale (avgas) (250 m grid) (kg)	raster	oui	non
Kérosène total (250 m grid) (kg)	raster	oui	non
Végétation			
Indice de végétation NDVI (<i>Normalized differential vegetation index</i>)	raster	oui	non
Nombre d'arbres plantés par la municipalité	point	oui	oui
Sites industriels déclarant à l'INRP			
Nombre d'industries avec rejet de cadmium	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de chrome hexavalent	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de plomb	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de manganèse	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de mercure	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de NO ₂	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de phénols	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de phosphate	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de PM ₁₀	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de PM _{2,5}	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de sélénium	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de SO ₂	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de PM total	point	oui	oui
Nombre d'industries avec rejet de zinc	point	oui	oui
Nombre total d'industries	point	oui	oui
Transport			
Longueur des routes d'autobus (m)	ligne	oui	oui
Nombre d'arrêts d'autobus	point	oui	oui
Nombre de stations d'essence	point	oui	oui
Longueur d'autoroutes (m)	ligne	oui	oui
Nombre d'intersections	point	oui	oui
Longueur des routes secondaires (m)	ligne	oui	oui
Longueur des routes principales (m)	ligne	oui	oui
Longueur de chemin de fer (m)	ligne	oui	oui

Tableau 6 Variables considérées comme prédicteurs dans la construction des modèles LUR servant à prédire les niveaux ambiants de polluants atmosphériques et du bruit à partir des données des campagnes d'échantillonnage (suite)

Prédicteurs par catégorie	Type de données	Variables représentées avec des zones tampons*	Variables exprimées en tant que distance**
Transport (suite)			
Distance à Vopak Terminals of Canada	point	non	oui
Distance à Arrimage du Saint-Laurent	point	non	oui
Distance au Port de Québec	point	non	oui
Distance au port Le Terminal	point	non	oui
Distance à la Gare Fluviale de Québec	point	non	oui
Distance au port - Quai 106	point	non	oui
Distance à la gare de triage du Port de Québec	point	non	oui
Distance à la gare de triage Limoilou	point	non	oui
Distance à la gare de triage Baie de Beauport	point	non	oui
Distance à la gare de triage Sainte-Foy	point	non	oui
Distance à la gare de triage Henri IV	point	non	oui

Description des modèles de régression ayant servi à la production des cartes

Les tableaux 7 à 10 (p. 57 à 60) décrivent les prédicteurs qui ont été retenus dans les modèles de régression sous-jacent aux cartes présentées dans le rapport pour les $PM_{2,5}$ (figure 6 p. 23), le NO_2 (figure 7 p. 26), l' O_3 (figure 8 p. 27 et 28) et le bruit (figure 9 p. 29), respectivement. Le coefficient représente l'association liant chacune des variables à la concentration moyenne de pollution de l'air, conditionnellement aux autres variables retenues dans le modèle final. Quant à elle, la valeur-p quantifie si l'association est statistiquement significative avec un seuil $\alpha = 0,05$. À noter que certaines variables ont été intégrées dans le modèle final avec un terme de lissage, ce qui implique que la relation entre cette variable et le polluant de l'air est non linéaire. Dans un tel cas, la valeur moyenne du coefficient d'association (et de son intervalle de confiance) ne peut être rapportée, puisque la valeur du coefficient n'est pas constante (c.-à-d. elle varie selon la valeur de l'exposition). Le R^2 du modèle final, quant à lui, représente la capacité du modèle à prédire les observations. Le R^2 prend une valeur entre 0 et 1, où la valeur de 1 représenterait un modèle prédisant parfaitement les données observées.

Particules fines (PM_{2,5})

Tableau 7 Description du modèle prédisant les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5}, développé à partir des données de l'échantillonnage mobile¹

Variables de prédictions	Coefficients	Intervalle de confiance à 95 %	Valeur-p
Origine	2,6964	1,0843 – 4,3086	< 0,001
Relations linéaires			
Distance à la gare de train de Sainte-Foy (m)	0,0000	-0,0001 – 0,0002	0,57
Distance au port, Quai 106 (m)	-0,0001	-0,0002 – 0,0001	0,32
Relations non linéaires			
Distance à l'autoroute la plus près (m)			< 0,001
Distance au chemin de fer le plus près (m)			0,67
(latitude x longitude)			< 0,001
Nombre d'observations	355		
R ²	0,874		
R ² - Validation croisée 10 blocs	0,857		
RMSE - Validation croisée 10 blocs	1,252		

Abréviations : m : mètres; RMSE : Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (*Root-mean-squared-error*); R² : coefficient de détermination.

¹ Le modèle considère une longueur de segment de route de 500 mètres. C'est donc dire que les données de l'échantillonnage mobile sont agrégées en une observation moyenne à chaque intervalle de 500 mètres sur les routes effectuées.

Dioxyde d'azote (NO₂)

Tableau 8 Description du modèle prédisant les concentrations moyennes de NO₂, développé à partir des données de la campagne d'échantillonnage fixe réalisée en septembre 2019

Variables de prédictions	Coefficients	Intervalle de confiance à 95 %	Valeur-p
Origine	1,4756	1,1794 – 1,7718	< 0,001
Relations linéaires			
Distance aux bâtiments gouvernementaux et institutionnels (m)	-0,0002	-0,0003 – -0,0000	0,01
Indice de végétation NDVI dans un rayon de 50 m	-3,2969	-5,5459 – -1,0479	< 0,001
Distance au chemin de fer le plus près (m)	-0,0000	-0,0001 – 0,0001	0,63
Longueur totale des trajets d'autobus dans un rayon de 50 m (m)	0,0101	0,0021 – 0,0181	0,01
Relations non linéaires			
Distance à la gare de train Sainte-Foy (m)			0,03
Élévation moyenne dans un rayon de 50 m (m)			0,15
Latitude x Longitude			< 0,001
Nombre d'observations	60		
R ²	0,844		
R ² - Validation croisée 10 blocs	0,760		
RMSE - Validation croisée 10 blocs	1,061		

Abréviations : m : mètres; NDVI : *Normalized Difference Vegetation Index*; RMSE : Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (*Root-mean-squared-error*); R² : coefficient de détermination.

Ozone (O₃)

Tableau 9 Description du modèle prédisant les concentrations moyennes de O₃, développé à partir des données de l'échantillonnage à des sites fixes réalisé en septembre 2019

Variables de prédictions	Coefficients	Intervalle de confiance à 95 %	Valeur-p
Origine	12,527	10,086 – 14,967	< 0,001
Relations linéaires			
Altitude moyenne des avions à carburant avgas ou essence d'aviation (grille de 250 m) dans un rayon de 1 000 m (m)	-0,012	-0,015 – -0,009	< 0,001
Longueur totale des trajets d'autobus dans un rayon de 50 m (m)	-0,004	-0,007 – -0,000	0,04
Élévation moyenne dans un rayon de 50 m (m)	0,001	-0,000 – 0,001	0,21
Relations non linéaires			
Altitude moyenne des avions à carburant avgas ou essence d'aviation, (grille de 250 m) dans un rayon de 750 m (m)			< 0,001
Distance à la zone résidentielle la plus près (m)			0,06
Distance à l'autoroute le plus près (m)			0,13
Nombre d'observations	59		
R ²	0,646		
R ² - Validation croisée 10 blocs	0,541		
RMSE - Validation croisée 10 blocs	6,649		

Abréviations : m : mètres; RMSE : Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (*Root-mean-squared-error*); R² : coefficient de détermination.

Bruit ambiant (LA_{eq-24h})

Tableau 10 Description du modèle prédisant les niveaux de bruit ambiant (LA_{eq-24h}), développé à partir des données de l'échantillonnage à des sites fixes recueillies en septembre 2019

Variables de prédictions	Coefficients	Intervalle de confiance à 95 %	Valeur-p
Origine	60,938	57,656 – 64,220	< 0,001
Relations linéaires			
Longueur totale des trajets d'autobus dans un rayon de 50 m (m)	0,131	-0.028 – 0.290	0,10
Distance aux bâtiments gouvernementaux et institutionnels (m)	0,042	-0.086 – 0.170	0,51
Relations non linéaires			
Indice de végétation NDVI dans un rayon de 300 m			0,50
Longueur totale des autoroutes dans un rayon de 300 m (m)			0,01
Nombre d'intersections dans un rayon de 50 m (n)			0,20
Nombre d'observations	47		
R ²	0,475		
R ² - Validation croisée 10 blocs	0,418		
RMSE - Validation croisée 10 blocs	3,740		

Abréviations : n : nombre; m : mètres; NDVI : *Normalized Difference Vegetation Index*; RMSE : Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (*Root-mean-squared-error*); R² : coefficient de détermination.

ANNEXE 5 MÉTHODE DE CALCUL DES IMPACTS SANITAIRES DE LA POLLUTION DE L'AIR ET DE L'EXPOSITION AU TABAGISME

Estimation des impacts sanitaires de la pollution de l'air

Méthode

La fraction attribuable dans la population (FAP) et le nombre de cas attribuable dans la population (NCA) sont des mesures de l'impact global d'un facteur de risque sur une mesure de santé (ou déterminant de santé) dans la population (13). La FAP et le NCA sont respectivement une mesure relative et absolue des impacts santé de la pollution de l'air dans la population. La FAP et le NCA représentent respectivement la proportion et le nombre de cas qu'il serait théoriquement possible d'éviter si l'ensemble de la population était exposé à un niveau d'exposition de référence. Cette interprétation est valable sous une hypothèse d'un lien causal et direct entre l'effet de santé étudié et la pollution de l'air. Par lien direct, il est entendu que l'exposition est à elle seule suffisante pour causer l'effet de santé, indépendamment des autres facteurs de risque. Le calcul des effets attribuables a été effectué de façon indépendante pour les deux facteurs de risque, négligeant ainsi une possible dépendance entre les expositions. Une autre prémisse sous-jacente à la validité de la FAP et du NCA est que le changement d'exposition n'engendre pas de modifications des autres facteurs de risque.

De façon simplifiée, le calcul de la FAP et du NCA nécessite, entre autres, les principaux éléments suivants : 1) l'identification des cas incidents (c.-à-d. asthme infantile et décès chez les adultes par cardiopathie ischémique) dans la population de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville; 2) les concentrations ambiantes de polluants atmosphériques auxquelles la population de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville est exposée ainsi que la détermination du niveau d'exposition de référence; 3) la relation qui décrit le risque d'incidence d'asthme infantile et de décès par cardiopathie ischémique selon le niveau d'exposition des individus aux polluants de l'air.

Identification des cas incidents

Pour identifier les nouveaux cas d'asthme, nous avons utilisé les données du Système intégré de surveillance des maladies chroniques du Québec (SISMACQ (14)). Il s'agit là de données médico-administratives couvrant l'ensemble de la population québécoise et qui inclut notamment le lieu de résidence (code postal) des individus via le Fichier d'inscription des personnes assurées (FIPA). Cette information est essentielle, d'une part, afin d'identifier les individus résidant dans les territoires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville et, d'autre part, pour assigner une exposition à la pollution de l'air qui considère la variabilité spatiale.

Les nouveaux cas d'asthme infantile sont identifiés dans le SISMACQ au moyen d'une définition validée, utilisée pour la surveillance de cette maladie chronique au Québec et au Canada (33). Quant aux décès pour cause de cardiopathie ischémique, ils sont identifiés grâce au fichier des décès du Registre des événements démographiques, issu du SISMACQ.

Exposition aux particules fines (PM_{2,5}) et choix de la concentration de référence

À titre d'indicateur de la pollution de l'air, nous avons choisi les particules fines pour l'estimation des impacts sanitaires. Les PM_{2,5} représentent le polluant de l'air le plus étudié et pour lequel un lien de causalité est reconnu avec la mortalité et la morbidité cardiovasculaire et fortement probable pour les problèmes respiratoires. Les impacts sanitaires sont calculés relativement à une concentration de référence de 2,4 µg/m³ de PM_{2,5}. Cette concentration correspond à la valeur retenue par le Global Burden of Disease (15) et approximativement au 1^{er} centile de la distribution des concentrations ambiantes de PM_{2,5} estimées au Québec.

Afin d'estimer l'exposition des résidents des territoires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, nous avons utilisé les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} dans l'air ambiant du modèle pancanadien développé à partir d'images satellitaires (tel que présenté à la figure 4 p. 15 à 18) (6). Plus précisément, ces concentrations de PM_{2,5} ont été assignées aux individus du SISMACQ résidant dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville selon leur code postal de résidence.

Fonctions de risque entre les PM_{2,5}, l'asthme infantile et les décès par cardiopathie ischémique

La relation entre le risque de développement de l'asthme infantile et l'exposition aux PM_{2,5} dans l'air ambiant est basée sur une étude réalisée à partir d'une cohorte de naissance issue du SISMACQ et incluant tous les enfants nés dans la province de Québec entre 1996 et 2011 (34). Dans cette étude, chaque augmentation de 6,5 µg/m³ (valeur correspondant à un interquartile, c.-à-d. la différence entre le 75^e et le 25^e centile de la distribution de l'exposition des individus) de l'exposition annuelle moyenne aux PM_{2,5} était associée à une augmentation du risque d'incidence de l'asthme de 33 % (intervalle de confiance [IC] à 95 % : 31-34 %).

Pour les décès par cardiopathie ischémique, la fonction de risque a aussi été estimée à partir d'une cohorte populationnelle issue du SISMACQ. L'analyse suggère une augmentation moyenne du risque de 2,3 % par augmentation de 1 µg/m³ d'exposition moyenne annuelle aux PM_{2,5}. Cette estimation est cohérente avec celles rapportées dans d'autres études de cohorte réalisées au Canada (35) et aux États-Unis (36).

Estimation des impacts sanitaires attribuables au tabagisme

Méthode

La méthode de calcul utilisée ici pour l'estimation de la fraction attribuable et du nombre de cas attribuables au tabagisme est simplifiée comparativement à celle utilisée pour la pollution de l'air. Ceci s'explique par le fait que, pour la pollution de l'air, il était possible d'attribuer une exposition aux individus de la cohorte du SISMACQ. En contrepartie, pour le tabagisme, nous ne disposons pas d'information au niveau individuel quant à la consommation de tabac et à l'exposition à la fumée secondaire des enfants. Conséquemment, le calcul est effectué à une échelle écologique et est adapté afin de tenir compte du fait que le tabagisme est traité en tant que variable discrète (alors que la pollution de l'air est une exposition de type continue). La fraction dans la population (FAP) est estimée en fonction de la prévalence d'exposition dans la population (Pe) et du risque relatif (RR) (équation 1) (11–13). Le nombre de cas attribuables (NCA) dans la population est ensuite estimé en multipliant la fraction attribuable par le nombre total de cas incidents dans la population (équation 2).

Équation 1
$$FAP = \frac{Pe \times (RR - 1)}{Pe \times (RR - 1) + 1} \times 100 \%$$

Équation 2
$$NCA = FAP \times \text{nombre total de cas incidents}$$

Proportion de fumeurs

Dans le cadre de l'estimation du fardeau attribuable pour les décès ischémiques, nous nous intéressons à une population âgée de 45 ans et plus. Le tableau 11 présente la proportion de fumeurs chez les 45 ans et plus pour les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville. Ces données ont été estimées à partir des données de 2014-2015 de l'*Enquête québécoise sur la santé de la population* (EQSP) (16,27).

Tableau 11 Proportion de fumeurs de cigarettes pour les territoires de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville chez les 45 ans et plus, selon l'Enquête québécoise sur la santé de la population, 2014-2015¹

Groupe d'âge	Proportion de fumeurs (%) selon le sexe et l'âge	
	Homme	Femme
45-64 ans	38,2	30,9
65 ans et plus	36,3	29,7

¹ Les proportions présentées représentent la moyenne pondérée selon la population des territoires de Limoilou-Vanier et de la Basse-Ville.

Exposition des jeunes enfants à la fumée secondaire de tabac

Les données concernant l'exposition des jeunes enfants à la fumée secondaire de tabac demeurent mal connues.

Selon les données de l'EQSP de 2014-2015, nous estimons que pour les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, la proportion de fumeurs parmi les ménages ayant des enfants était de 29,5 % (16,27). Toutefois, mentionnons que toujours selon la même enquête, chez les individus âgés de 12 ans et plus, la proportion de non-fumeurs exposés à la fumée secondaire à la maison serait approximativement de 4 % à l'échelle de la Capitale-Nationale. Ce pourcentage n'est pas disponible à l'échelle des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville pour des raisons de confidentialité.

Sur la base du ratio entre la proportion de fumeurs (17 %) et d'exposés à la fumée secondaire de tabac (4 %) dans la Capitale-Nationale, il est plausible d'envisager que si 30 % des parents sont fumeurs, tel que dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, la proportion de jeunes enfants exposés à la fumée secondaire de tabac à la maison pourrait être d'environ 7 %. Étant donné l'incertitude quant à la proportion de jeunes enfants exposés à la fumée secondaire, le calcul des cas d'asthme attribuables à la fumée secondaire du tabagisme a été réalisé pour les proportions suivantes : 4 %, 7 % et 30 %.

Fonctions de risque

L'information concernant le risque relatif (RR) de mortalité par cardiopathie ischémique chez les fumeurs comparativement aux non-fumeurs provient des données des cohortes de la deuxième phase de la Cancer Prevention Study par l'American Cancer Society (37,38). Ces risques relatifs sont résumés dans le tableau 12.

Tableau 12 Risques relatifs de mortalité par cardiopathie ischémique chez les fumeurs relativement aux non-fumeurs, selon les données de l'American Cancer Society Cancer Prevention Study, Phase II (ACS CPS-II) (37,38)

Groupe d'âge (années)	Risque relatif (IC à 95 %)	
	Hommes	Femmes
45-59	3,04 (2,66 - 3,48)	3,78 (3,10 - 4,62)
60-69	1,88 (1,70 - 2,08)	2,53 (2,22 - 2,87)
70-79	1,44 (1,27 - 1,63)	1,68 (1,46 - 1,93)
80 et plus	1,05 (0,78 - 1,43)	1,38 (1,08 - 1,77)

Abréviation : IC : intervalle de confiance.

En ce qui concerne le risque d'asthme infantile associé à l'exposition à la fumée secondaire de tabac, une méta-analyse groupant les résultats de 20 études suggère un rapport de cote de 1,32 (intervalle de confiance à 95 % : 1,23-1,42).

Nombres de cas incidents d'asthme infantile et de décès pour cardiopathie ischémique

Les nombres de cas incidents d'asthme et de décès pour cause de cardiopathie ischémique pour les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville sont les mêmes que pour les polluants de l'air. Toutefois, pour les décès par cardiopathie ischémique, nous avons considéré la distribution des cas incidents selon le sexe et l'âge, puisque le risque relatif diffère selon ces variables. Le tableau 13 présente la distribution des décès pour cardiopathie ischémique identifiés dans les territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, de 2000 à 2015, selon l'âge et le sexe.

Tableau 13 Nombre de cas de décès par cardiopathie ischémique chez les résidents des territoires des CLSC de Limoilou-Vanier et de Québec-Basse-Ville, 2000-2015

Groupe d'âge (années)	Nombre de cas de décès par cardiopathie ischémique		
	Homme	Femme	Total
45-59	118	45	163
60-69	277	155	432
70-79	536	338	874
80 et plus	689	1 208	1 897
Total	1 620	1 746	3 366

