

POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE ET DÉVELOPPEMENT COGNITIF DES JEUNES

CATHERINE HAECK
MARTINO PELLI
CHARLES SÉGUIN
ANA CATHERINA ISMACHOWIEZ MAMBER



Les rapports de projet sont destinés plus spécifiquement aux partenaires et à un public informé. Ils ne sont ni écrits à des fins de publication dans des revues scientifiques ni destinés à un public spécialisé, mais constituent un médium d'échange entre le monde de la recherche et le monde de la pratique.

Project Reports are specifically targeted to our partners and an informed readership. They are not destined for publication in academic journals nor aimed at a specialized readership, but are rather conceived as a medium of exchange between the research and practice worlds.

Le CIRANO est un organisme sans but lucratif constitué en vertu de la Loi des compagnies du Québec. Le financement de son infrastructure et de ses activités de recherche provient des cotisations de ses organisations-membres, d'une subvention d'infrastructure du gouvernement du Québec, de même que des subventions et mandats obtenus par ses équipes de recherche.

CIRANO is a private non-profit organization incorporated under the Quebec Companies Act. Its infrastructure and research activities are funded through fees paid by member organizations, an infrastructure grant from the government of Quebec, and grants and research mandates obtained by its research teams.

Les partenaires du CIRANO – CIRANO Partners

Partenaires Corporatifs - Corporate Partners

Autorité des marchés financiers
Banque de développement du Canada
Banque du Canada
Banque Nationale du Canada
Bell Canada
BMO Groupe financier
Caisse de dépôt et placement du Québec
Énergir
Hydro-Québec
Intact Corporation Financière
Investissements PSP
Manuvie
Mouvement Desjardins
Power Corporation du Canada
Pratt & Whitney Canada
VIA Rail Canada

Partenaires gouvernementaux - Governmental partners

Ministère des Finances du Québec
Ministère de l'Économie, de l'Innovation et de l'Énergie
Innovation, Sciences et Développement Économique Canada
Ville de Montréal

Partenaires universitaires - University Partners

École de technologie supérieure
École nationale d'administration publique
de Montréal
HEC Montreal
Institut national de la recherche scientifique
Polytechnique Montréal
Université Concordia
Université de Montréal
Université de Sherbrooke
Université du Québec
Université du Québec à Montréal
Université Laval
Université McGill

Le CIRANO collabore avec de nombreux centres et chaires de recherche universitaires dont on peut consulter la liste sur son site web.
CIRANO collaborates with many centers and university research chairs; list available on its website.

© Oct 2025. Catherine Haeck, Martino Pelli, Charles Séguin, Ana Catherina Ismachowicz Mamber. Tous droits réservés. *All rights reserved.* Reproduction partielle permise avec citation du document source, incluant la notice ©. *Short sections may be quoted without explicit permission, if full credit, including © notice, is given to the source.*

Les idées et les opinions émises dans cette publication sont sous l'unique responsabilité des auteurs et ne représentent pas les positions du CIRANO ou de ses partenaires. *The observations and viewpoints expressed in this publication are the sole responsibility of the authors; they do not represent the positions of CIRANO or its partners.*

ISSN 1499-8629 (version en ligne)

Pollution atmosphérique et développement cognitif des jeunes^{*}

*Catherine Haeck[†], Martino Pelli[‡], Charles Séguin[§], Ana Catherina Ismachowicz Mamber^{**}*

Résumé/Abstract

Les émissions et les concentrations de pollution atmosphérique au Québec et au Canada ont généralement diminué depuis le début des années 2000. Les particules fines ont toutefois enregistré un recul inférieur à ceux d'autres polluants, et l'augmentation récente des feux de forêt fait craindre un retour à la hausse, avec des impacts négatifs, notamment sur les jeunes. Nous évaluons donc les répercussions des concentrations atmosphériques de particules fines sur le développement cognitif et comportemental des enfants de 4 et 5 ans au Canada. Bien que les scores à certains tests soient négativement associés à l'exposition aux particules fines, les associations demeurent modestes et difficiles à détecter statistiquement.

Emissions and atmospheric pollution concentrations in Quebec and Canada have generally declined since the early 2000s. However, fine particulate matter has decreased less than other pollutants, and the recent rise in wildfires raises concerns about a resurgence, with negative impacts particularly on young people. We therefore assess the effects of ambient fine particulate matter concentrations on the cognitive and behavioral development of Canadian children aged 4 and 5. Although scores on certain tests are negatively associated with exposure to fine particulate matter, these associations remain modest and statistically difficult to detect.

Mots-clés/Keywords : Pollution atmosphérique ; Particules fines (PM_{2,5}) ; Développement cognitif ; Développement comportemental / Air pollution ; Fine particulate matter (PM_{2.5}) ; Cognitive development ; Behavioral development

Pour citer ce document / To quote this document

Haeck, C., Pelli, M., Séguin, C., & Ismachowicz Mamber, A. C. (2025). Pollution atmosphérique et développement cognitif des jeunes (2025RP-22, Rapports de projets, CIRANO.)
<https://doi.org/10.54932/XLIM5152>

^{*} Le présent rapport de recherche repose en partie sur un mémoire de maîtrise réalisé par Ana Catherina Ismachowicz Mamber, ainsi que sur le travail complémentaire effectué par des assistants de recherche. Nous avons ici regroupé les principaux résultats et bonifié la réflexion et l'analyse afin d'obtenir un portrait plus complet de la situation. Ce rapport a donc été coécrit avec notre étudiante, que nous remercions de sa précieuse collaboration. Afin de simplifier la lecture, nous ne citons pas son mémoire dans notre texte, car les idées des deux documents se recoupent.

[†] Chercheuse et Fellow CIRANO; Professeure titulaire, Département des sciences économiques, ESG UQAM, École des sciences de la gestion de l'Université du Québec à Montréal (ESG-UQAM)

[‡] Chercheur CIRANO et Senior Economist in the Economic Research and Development Impact Department (ERDI) of the Asian Development Bank

[§] Chercheur CIRANO; Professeur agrégé, Département des sciences économiques, ESG UQAM, Université du Québec à Montréal (UQAM)

^{**} Assistante de recherche économie à l'UQAM

Table des matières

LISTE DES FIGURES.....	3
LISTE DES TABLEAUX	4
1. Introduction	5
2. Revue de la littérature	7
2.1. Physiologie des effets des particules fines	7
2.2. Effets de la pollution de l'air sur l'activité humaine	8
2.3. Effets de la pollution de l'air sur la santé des jeunes	11
2.4. Effets de la pollution de l'air sur le développement cognitif des jeunes	12
3. La pollution de l'air au Canada	14
3.1 Inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada.....	15
3.2. Concentration de particules fines dans l'air ambiant	24
4. Données.....	32
4.1. Enquête longitudinale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ)	33
4.2. Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) ..	39
4.3. Fichier de conversion des codes postaux et croisement des données de l'ELNEJ et du RNSPA	40
5. Méthode.....	46
6. Liens entre l'exposition aux particules fines et les performances cognitives des enfants de 0 à 5 ans	49
6.1. Sélection de l'échantillon	49
6.2. Exposition à la pollution de l'air.....	53
6.3. Pollution de l'air et développement de l'enfant.....	56
6.4. Discussion.....	64
7. Conclusion	65
6. Références	67
ANNEXE.....	76

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Les cinq provinces ayant émis le plus d'oxydes de soufre de 1990 à 2021.....	16
Figure 2 : Les cinq provinces ayant émis le plus d'oxydes d'azote de 1990 à 2021	17
Figure 3 : Les cinq provinces ayant émis le plus de COV de 1990 à 2021.....	18
Figure 4 : Les cinq provinces ayant émis le plus d'ammoniac de 1990 à 2021	19
Figure 5 : Les quatre provinces ayant émis le plus de monoxyde de carbone de 1990 à 2021	20
Figure 6 : Les cinq provinces ayant émis le plus de particules fines de 1990 à 2021	21
Figure 7 : Les cinq provinces ayant émis le plus de particules fines de 1990 à 2021, à l'exclusion des émissions attribuables à la poussière, aux feux et à l'agriculture	22
Figure 8 : Les cinq provinces ayant émis le plus de carbone noir de 2013 à 2021	23
Figure 9 : Nombre de feux et superficie brûlée au Canada par année de 1970 à 2023.....	24
Figure 10 : Évolution de la concentration horaire médiane de particules fines dans l'atmosphère du Canada et du Québec de 1998 à 2020	25
Figure 11: Évolution de l'exposition aux particules fines au Québec entre 1998 et 2020 en centiles et en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	26
Figure 12 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par province pour les régions de l'Ouest, des Prairies et de l'Est du Canada.....	27
Figure 13 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par province pour les régions des Maritimes, des Territoires du Nord-Ouest, du Yukon et du Nunavut.	28
Figure 14 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par région administrative (régions affichant les plus fortes concentrations).....	29
Figure 15 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par région administrative (régions affichant les plus faibles concentrations)	29
Figure 16 : Concentration annuelle de particules fines en visualisation par satellite au Canada de 2002 à 2018	30
Figure 17 : Âge des enfants à chaque cycle de l'ELNEJ	34
Figure 18 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 1 et 2	41
Figure 19 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 3 et 4	42
Figure 20 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 5 et 6	43
Figure 21 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 7 et 8	44
Figure 22 : Exposition à la pollution des enfants entre 0 et 5 ans.....	54
Figure 23 : Niveau d'exposition aux PM _{2,5} selon l'année	56
Figure 24 : Résultats aux tests de développement cognitif selon le niveau annuel moyen de particules fines	58
Figure 25 (ANNEXE) : Pollution annuelle moyenne et déciles de revenu familial	76

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Variables de contrôle par catégorie48

Tableau 2: Cohortes sélectionnées d'enfants d'âge préscolaire50

Tableau 3 : Statistiques descriptives52

Tableau 4 : Proportion de la population qui a déménagé55

Tableau 5 : Lien entre la pollution et le développement cognitif60

Tableau 6 : Lien entre la pollution et les scores de comportement62

Tableau 7 (ANNEXE) : Statistiques descriptives complémentaires77

Tableau 8 (ANNEXE) : Fréquences des activités avec l'enfant et présence d'asthme78

1. Introduction

L'impact de la pollution de l'air sur l'être humain est étudié depuis longtemps. Déjà vers 400 av. J.-C., Hippocrate avançait que l'air vicié pouvait expliquer certaines maladies endémiques (Hippocrate, 1787). Bien plus tard, durant la révolution industrielle, des études épidémiologiques sont venues corroborer cette hypothèse en démontrant que des milieux de travail fortement pollués affectaient la santé des ouvriers (Sundell, 2004). Les études citées par Sundell (2004) montrent également que la vie dans des villes surpeuplées, comme Londres, et des métiers, par exemple ramoneur, sont aussi associés à une moins bonne santé.

De nos jours, il est admis que la pollution peut augmenter le risque de maladies cardiovasculaires, réduire l'efficacité pulmonaire et provoquer une mort prématurée (Anderson *et al.*, 2012; Kim et Kabir, 2015; Chen *et al.*, 2013). De plus, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) estime qu'en 2012, environ 3 millions de décès étaient attribuables à la pollution de l'air (OMS, 2016). Si l'effet de la pollution sur la santé est relativement bien documenté, celui de la pollution de l'air sur le comportement et la réussite scolaire des jeunes est nettement moins connu. Au cours des dernières années, l'intérêt pour cette question n'a cessé de croître avec la prise de conscience des enjeux environnementaux. Enfin, comme la santé mentale est un sujet d'actualité et un enjeu que nous tentons de mieux comprendre, il est naturel de se demander si la pollution affecte celle des jeunes.

La pollution atmosphérique entraîne des coûts pour l'ensemble de la société et des personnes qui la composent, mais elle n'est pas émise également par tous. Elle engendre donc une externalité négative, c'est-à-dire qu'elle touche un ou des agents qui ne l'ont pas eux-mêmes générée. Le fardeau de cette pollution se traduit, entre autres, par des coûts reliés au système de santé, mais aussi par des pertes de productivité (Fu *et al.*, 2021). Puisque le système de santé canadien est financé par les gouvernements fédéral et provinciaux, ces coûts sont indirectement assumés par tous les contribuables. En 2019, les dépenses liées au système de santé au Canada atteignaient 264 milliards de dollars, soit environ 7 000 \$ par habitant (Institut canadien d'information sur la santé, 2020). En matière de santé mentale, les coûts sont estimés à près de 50 milliards par année. À elle seule, l'anxiété entraîne annuellement des dépenses de 17 milliards (Commission de la santé mentale du Canada, 2017). Il est donc important d'approfondir notre compréhension des effets et associations entre la pollution atmosphérique et la santé, notamment celle des jeunes, afin d'orienter les décisions politiques.

Cette étude a pour objectif premier de cartographier l'évolution de la pollution au Canada. En deuxième lieu, elle vise à développer un ensemble de données sur la pollution extrapolées à partir des mesures prises par des bornes de captation dans

l'ensemble du pays. Ces informations permettent d'estimer la pollution même à bonne distance des bornes, et donc de mieux évaluer l'exposition à la pollution dans tout le pays. Enfin, à partir de ces données novatrices, nous établissons un lien entre l'exposition à la pollution atmosphérique durant l'enfance et le développement cognitif et comportemental des enfants de 4 et 5 ans. Nous documenterons d'abord l'exposition aux particules fines et à certains autres polluants des jeunes de 0 à 5 ans entre 1994 et 2008 au Québec et au Canada. Nous tenterons ensuite de déterminer si l'exposition aux particules fines est associée au développement cognitif et comportemental, selon l'âge et le degré d'exposition.

Les deux principales sources des données utilisées pour cette analyse sont le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) et l'Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ). Le premier est une base de données contenant notamment des informations sur les particules fines, c'est-à-dire les particules de moins de 2,5 microns ($PM_{2.5}$), recueillies à l'aide de stations de mesure sur tout le territoire canadien. La seconde est une enquête destinée à obtenir des informations sur les facteurs influençant le comportement, ainsi que le développement social, émotionnel et cognitif des jeunes Canadiens et Canadiennes. Une troisième base de données, le fichier de conversion des codes postaux (FCCP), sert à faire la jonction entre le RNSPA et l'ELNEJ.

Notre objectif est de déterminer comment le développement cognitif et comportemental des enfants est affecté par le niveau de pollution auquel ils sont exposés au cours de leurs cinq premières années de vie. Cet exercice serait très simple si nous pouvions assigner de manière aléatoire des enfants de différents âges à différents niveaux de pollution. Cependant, dans un contexte non expérimental, le niveau de pollution auquel les enfants sont exposés n'est pas aléatoire. Les données de l'ELNEJ nous permettent de contrôler un large éventail de facteurs familiaux, tels que le niveau d'éducation, les revenus, les attentes des parents quant à l'éducation de leur enfant et les pratiques parentales. Nous pouvons aussi contrôler les caractéristiques fixes du milieu de vie de l'enfant et des facteurs concernant une cohorte de naissance en incluant dans nos modèles des effets fixes de province et de cohorte. Il demeure toutefois possible que des facteurs non observés soient corrélés à la fois avec le niveau de pollution et le développement de l'enfant. Quoi qu'il en soit, les relations que nous établissons cherchent à faire ressortir le lien (la corrélation) entre l'exposition à la pollution et le développement de l'enfant.

2. Revue de la littérature

La présente section contient un survol de la littérature sur les effets de la pollution de l'air sur la santé et le développement cognitif des jeunes. Bien qu'il soit question de plusieurs types de polluants, nous nous concentrons principalement sur l'effet des particules fines, étant donné l'importance de leurs répercussions sur la santé et la grande vulnérabilité des enfants à ces dernières. Plus précisément, nous recensons des écrits traitant de l'effet de la pollution atmosphérique sur l'activité humaine, sur la santé physique et mentale, et sur les capacités cognitives des jeunes.

2.1. Physiologie des effets des particules fines

En 2015, l'exposition aux $PM_{2.5}$ était la cinquième cause de mortalité dans le monde (Lee *et al.*, 2019). Lorsqu'on inspire, les particules fines présentes dans l'atmosphère entrent dans le corps par les voies respiratoires pour atteindre les poumons et les alvéoles pulmonaires. Pendant l'échange gazeux entre le dioxyde de carbone et l'oxygène qui s'effectue dans les alvéoles, ces particules traversent les parois pulmonaires vers le sang et se propagent dans le corps par la circulation systémique (Anderson *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 2018). Les $PM_{2.5}$ peuvent aussi s'introduire dans le sang par le système respiratoire en empruntant d'autres voies (Deweirdt *et al.*, 2017).

Une fois dans le système sanguin, les particules fines peuvent altérer le fonctionnement du corps d'un point de vue physique ou cognitif et causer des problèmes de santé. Les complications physiques découlant d'une exposition de courte durée aux particules fines présentes dans l'atmosphère sont principalement associées au système respiratoire : maladies pulmonaires obstructives chroniques, bronchites chroniques, asthme et emphysème pulmonaire (Tanaka *et al.*, 2013).

Certains auteurs ont émis l'hypothèse que la présence de particules fines dans l'organisme mène à un état inflammatoire systémique chronique, c'est-à-dire à l'expression de cytokines inflammatoires chroniques dans l'organisme (Anderson *et al.*, 2012; Anisman *et al.*, 2012; Brunst *et al.*, 2019). Cet état expliquerait l'apparition de problèmes cardiovasculaires tels que des troubles de coagulation et d'activation plaquettaire, lesquels peuvent entraîner une hausse de la pression vasculaire ou une accélération du rythme cardiaque (Du *et al.*, 2018).

L'exposition de courte durée aux particules fines peut également avoir des effets sur le système nerveux central, notamment une altération de la barrière hématoencéphalique. Cette barrière a pour fonction d'acheminer les nutriments au

cerveau en restreignant l'accès d'autres composantes présentes dans le sang (Corniou, 2020). Les particules fines sont aussi susceptibles d'accroître la réponse des médiateurs chimiques de l'inflammation qui stimulent les réactions inflammatoires (Huang *et al.*, 2008). La présence de $PM_{2.5}$ dans le système nerveux se traduit, entre autres, par de la neuro-inflammation, des changements de la structure cérébrale et des déficits cognitifs (Peeples, 2020). En effet, un déséquilibre des métabolites (par exemple, du myo-inositol, du N-acétylaspartate, de la créatine ou de la choline) dans le cerveau est corrélé à l'exposition à la pollution, plus précisément à la pollution liée au trafic routier (Brunst *et al.*, 2019). Ce déséquilibre homéostatique peut causer des troubles de santé mentale comme l'anxiété (Brunst *et al.*, 2019; Anisman *et al.*, 2012) et la dépression (Anisman *et al.*, 2012).

Puisque les effets négatifs des $PM_{2.5}$ proviendraient de l'inflammation, Brunst *et al.* (2019) ont tenté de mesurer le niveau d'inflammation du cerveau d'adolescents en utilisant la résonance magnétique. Le myo-inositol, une composante neurochimique, leur servait d'indicateur de l'inflammation et de la dérégulation du cerveau. Leur étude montre qu'une exposition récente aux polluants augmente le taux de myo-inositol et, de ce fait, l'anxiété.

2.2. Effets de la pollution de l'air sur l'activité humaine

La pollution de l'air peut nuire à l'activité économique de diverses manières. En suivant un cadre conceptuel simple, proposé dans Dechezleprêtre *et al.* (2018), nous pouvons décomposer les répercussions de la pollution sur l'économie en quatre facteurs.

Prenons un modèle très simple, où la production est fonction du capital (K), du travail (L) et de la pollution (P) :

$$Y=F(K,L,P)$$

Définissons en outre le travail comme la population active (N) multipliée par la productivité de chaque travailleur (j) et par le nombre de ses heures de travail (calculé comme le temps à disposition (T) moins les heures non travaillées (s), donc $T - s$). Or, chacune de ces composantes subit les effets du niveau de pollution. Nous pouvons donc réécrire la fonction de production comme suit :

$$Y=F[K,N(P)\varphi(P)(T-s(P)),P]$$

À ce stade, nous pouvons décomposer l'effet total de la pollution sur la production de la manière suivante :

$$\frac{d\log Y}{dP} = \psi \left[\frac{\partial \log N}{\partial P} + \frac{\partial \log \varphi}{\partial P} - \theta \frac{\partial \log s}{\partial P} \right] + \frac{\partial \log Y}{\partial P}$$

On remarque que la pollution a un impact sur l'activité économique par le biais de changements dans la population (1), de changements dans la productivité de la main-d'œuvre (2), de changements dans le nombre d'heures travaillées par rapport à la taille de la population (3) et, enfin, de changements non liés à la main-d'œuvre (4), par exemple une baisse de l'efficacité de panneaux solaires due au smog. Nous nous concentrons dans cette étude sur les trois effets liés à la main-d'œuvre. Nous discuterons donc en détail de la littérature scientifique qui traite des points (1), (2) et (3).

Commençons par l'effet de la pollution sur la population (1). Une vaste littérature, notamment en économie et en épidémiologie, a montré que la pollution atmosphérique est associée à une détérioration de la santé humaine (Graff Zivin et Neidell, 2013). La pollution atmosphérique, principalement par son impact sur les maladies respiratoires et cardiovasculaires, augmente la probabilité de décès (Dockery *et al.*, 1993; Pope III *et al.*, 2002). Un lien a également été établi entre les particules totales en suspension (PTS) dans l'air et la mortalité infantile (Chay et Greenstone, 2003; Currie et Neidell, 2005; Jayachandran, 2009). De plus, Cohen *et al.* (2017) estiment qu'en 2015, 4,2 millions de décès ont été causés par les PM_{2.5}, ce qui correspond à 7,6 % de tous les décès à travers le monde cette année-là. Enfin, des données récentes suggèrent que la pollution atmosphérique pourrait aussi avoir un effet sur la migration : la pollution pousserait à déménager (Chen *et al.*, 2013).

Un deuxième volet de la littérature se penche sur l'effet de la pollution atmosphérique sur la productivité du travail (2) par le biais de son impact sur les fonctions cognitives et physiques. Plusieurs études ont montré qu'une concentration accrue de pollution atmosphérique (par différents polluants, mais principalement par les PM_{2.5}) a un effet négatif sur la productivité du travail (Graff, Zivin et Neidell, 2012 et 2018; Archsmith *et al.*, 2018; Chang *et al.*, 2019). Ces particules minuscules, lorsqu'elles sont inhalées, pénètrent dans le sang et affectent le fonctionnement du cœur et du cerveau (Ranft *et al.* 2009; Calderon-

Garciduenas *et al.*, 2014; Du *et al.*, 2018). L'effet négatif de concentrations élevées de $PM_{2.5}$ a été observé dans divers contextes.

La plupart des études dans ce domaine sont soit circonscrites géographiquement, soit axées sur un secteur donné. Ainsi, les travaux précurseurs de Graff, Zivin et Neidell (2012) ont montré que la pollution atmosphérique peut gravement nuire à la productivité des cueilleurs de poires en Californie. On y constate qu'une augmentation de 10 parties par milliard de la concentration d'ozone diminue de 5,5 % la productivité. Les auteurs se sont intéressés aux cueilleurs de poires parce qu'ils travaillent à l'extérieur et sont payés à la pièce, ce qui permet de mesurer précisément leur productivité quotidienne. Dans le même ordre d'idées, Archsmith *et al.* (2018) ont montré qu'une augmentation des niveaux de $PM_{2.5}$ et de CO_2 entraîne chez les arbitres de la Major League Baseball une augmentation des appels incorrects. Leur stratégie d'identification repose sur l'assignation quasi aléatoire des arbitres à des matchs avec une qualité de l'air variant dans le temps et en fonction du territoire. De plus, dans un contexte de pays en développement, Chang *et al.* (2019) ont constaté en Chine qu'une augmentation des émissions polluantes diminue le nombre d'appels des employés des centres d'appels, ce qui montre l'effet négatif de la pollution atmosphérique sur la productivité du travail. Enfin, Adhvaryu *et al.* (2014) et He *et al.* (2019) ont examiné la productivité des travailleurs dans des usines en Inde et en Chine, et constaté qu'elle baissait après une augmentation de la concentration de $PM_{2.5}$.

L'exposition aux $PM_{2.5}$ affecte également la santé mentale, particulièrement chez les travailleurs plus âgés. Selon Power *et al.* (2015), il existe une corrélation positive entre l'exposition aux $PM_{2.5}$ et l'anxiété des femmes de 57 à 85 ans. De plus, l'exposition aux $PM_{2.5}$ est associée de manière significative aux symptômes dépressifs pour plusieurs durées d'exposition, mais aux symptômes d'anxiété seulement pour les fenêtres d'exposition plus courtes (Pun *et al.*, 2017). Enfin, les particules fines, le carbone noir, le dioxyde d'azote et le nombre de particules en moyenne mobile sur une, deux et quatre semaines sont associés à des niveaux plus élevés de stress chez les vétérans de l'armée américaine (Mehta *et al.*, 2015).

Le troisième et dernier volet que nous abordons est l'effet de la pollution sur les heures travaillées par rapport à la taille de la population (3). Des études ont déjà montré une relation entre l'absentéisme scolaire et la concentration de PM_{10} (Ransom et Pope III, 1992; Currie *et al.*, 2009). On sait également que les alertes au smog réduisent considérablement les activités à l'extérieur (Neidell, 2009). D'autres études se sont intéressées à l'absentéisme au travail et ont montré qu'il augmente avec les concentrations de PM_{10} (Hansen et Selte, 2000; Holub *et al.*, 2020) et de SO_2 (Hanna et Oliva, 2015). En outre, des niveaux relativement faibles de particules fines peuvent engendrer de l'absentéisme au travail parmi les

parents obligés de garder à la maison des enfants touchés par cette pollution (Aragon *et al.*, 2017). Des études plus récentes montrent aussi un lien entre le niveau de particules fines dans l'air et les heures travaillées (Chan *et al.*, 2023; Hoffman et Rud, 2022).

2.3. Effets de la pollution de l'air sur la santé des jeunes

Nous aborderons d'abord la santé physique, puis la santé mentale. Plusieurs études ont examiné les effets de la pollution atmosphérique sur la santé physique des jeunes et des nouveau-nés. La création en Allemagne de zones à faibles émissions (ZFE) a permis à Gehrsitz (2017) d'exploiter une expérience naturelle crédible pour étudier le lien entre la qualité de l'air et différents marqueurs de santé au moment de la naissance. L'auteur note que les ZFE réduisent de trois le nombre de jours par an où les limites légales de pollution sont dépassées, mais ne suffit pas à entraîner une amélioration substantielle de la santé des nourrissons.

Cependant, Currie et Walker (2011) ont montré que l'introduction d'un système de télépéage sur les routes a permis de réduire la prématurité et le faible poids à la naissance de 10,8 % et 11,8 %, respectivement, pour les enfants dont la mère vivait à moins de 2 km d'un poste de péage par rapport à ceux dont la mère vivait à une distance de 2 à 10 km d'un poste de péage. Pour estimer cette relation causale, les auteurs ont exploité l'introduction d'un système de télépéage (EZ Pass) au New Jersey et en Pennsylvanie, qui a permis de réduire considérablement les embouteillages et les émissions à proximité des postes de péage.

Chez les enfants, Beatty et Shimshack (2014) ont constaté que des augmentations marginales du monoxyde de carbone et de l'ozone troposphérique sont associées à une augmentation des traitements respiratoires en Californie. En outre, l'exposition au monoxyde de carbone au cours d'une année a un effet supplémentaire encore plus important sur la santé des enfants durant les années subséquentes. Par ailleurs, en utilisant des données longitudinales des autorités locales anglaises et en incluant comme variables de contrôle les comportements d'évitement des parents en réponse aux alertes à la pollution atmosphérique, Janke (2014) a montré qu'une augmentation de 1 % des concentrations de dioxyde d'azote ou d'ozone entraînait une augmentation de 0,1 % des admissions d'enfants à l'hôpital. Janke suppose que les variations quotidiennes des niveaux de pollution sont surtout causées par des changements aléatoires des conditions atmosphériques et des émissions polluantes.

La pollution perturbe également la santé mentale des jeunes. Yoltan *et al.* (2019) estiment que l'exposition à la pollution atmosphérique liée à la circulation automobile (PACA) à la naissance et l'exposition moyenne tout au long de l'enfance sont associées à la dépression et à l'anxiété à l'âge de 12 ans, mesurées à l'aide de questionnaires psychométriques. Bien que l'exposition à la PACA ne soit pas significativement associée à la dépression ou à l'anxiété déclarée par les parents, l'exposition à la naissance est associée à une augmentation de la dépression et de l'anxiété déclarées par les enfants. En Corée du Sud, Cho *et al.* (2015) ont constaté une corrélation positive entre l'exposition de courte durée à l'ozone et le nombre de visites à l'urgence attribuables à des attaques de panique.

Enfin, on a établi des liens positifs entre la pollution de l'air et certains comportements psychopathologiques. Aux États-Unis, Bakian *et al.* (2015) ont observé un risque accru de suicide associé à l'exposition au dioxyde d'azote et aux particules fines dans des lieux aux caractéristiques météorologiques, géographiques et culturelles très différentes. En Asie du Nord-Est, Kim *et al.* (2018) ont documenté un plus grand risque de suicide lorsque les niveaux de NO₂, de SO₂ et de matières particulaires sont plus élevés. Ce lien entre suicide et pollution serait prépondérant parmi les personnes atteintes de problèmes cardiovasculaires, chez les hommes (Lee *et al.*, 2019; Lin *et al.*, 2016), ainsi que chez les enfants et les personnes âgées (Casas *et al.*, 2017). D'autre part, Liu *et al.* (2018) ont observé une corrélation positive entre certains polluants (O₃ et PM_{2.5}) et les incidents d'automutilation non suicidaire (ANS) chez des étudiants chinois.

Il semble donc y avoir un lien entre la pollution de l'air et la santé physique et mentale des jeunes dans plusieurs parties du monde.

2.4. Effets de la pollution de l'air sur le développement cognitif des jeunes

La croissance économique, le revenu individuel et la distribution des revenus sont étroitement liés aux compétences de la population (Hanushek et Woessmann, 2008). Une détérioration de la capacité cognitive causée par la pollution atmosphérique peut donc générer des coûts en réduisant notamment la productivité des travailleurs. Mais les coûts liés à la pollution et à ses effets sur les capacités cognitives ne se limitent pas au marché du travail. En effet, Bishop *et al.* (2018) ont montré qu'à long terme, une exposition aux polluants augmente la probabilité des diagnostics de démence chez les personnes âgées, ce qui accroît la pression sur le système de santé.

En ce qui concerne les jeunes, la littérature actuelle établit une relation négative entre le niveau de PM_{2.5} dans l'air et les capacités cognitives. Selon Zweig *et al.*

(2009), l'exposition aux particules fines affecte le métabolisme des enfants et peut entraîner une réduction du potentiel scolaire de différentes façons :

- l'absentéisme dû à une réaction physique aux polluants atmosphériques;
- la réduction de l'attention découlant de symptômes physiques causés par les polluants atmosphériques;
- la fatigue liée aux polluants atmosphériques au moment de faire ses devoirs;
- l'effet des polluants sur le développement du cerveau.

Concrètement, Ebenstein *et al.* (2016) ont montré que l'exposition à une forte concentration de PM_{2,5} le jour des examens est liée à une baisse notable des performances scolaires d'élèves israéliens. En outre, elle est négativement associée au niveau d'études postsecondaire et aux revenus des mêmes élèves près de 10 ans plus tard. Dans le même sens, l'exposition chronique aux PM_{2,5} entraînerait une réduction de l'indice de performance scolaire d'élèves de 12^e année en Californie (Gaffron et Niemeier, 2015).

Les difficultés en mathématiques à l'école seraient plus associées à des périodes ponctuelles de forte exposition aux PM_{2,5} qu'à une exposition chronique (Mullen *et al.*, 2020). Plus précisément, une augmentation de 1 microgramme par mètre cube de PM_{2,5} entraînerait une baisse des résultats en mathématiques d'environ 0,25 % (Lu, *et al.*, 2021). Une analyse similaire conclut qu'une réduction de 10 % des PM_{2,5} dans l'air améliore les résultats scolaires de 0,34 % (Zweig *et al.*, 2009). De plus, il existerait une relation négative entre le développement psychomoteur de l'enfant de 5 ans et l'exposition aux PM_{2,5} (Matus *et al.*, 2019). Plus encore, cette dégradation serait susceptible d'entraîner un retard dans le développement de compétences plus complexes et, par conséquent, de potentielles difficultés scolaires. Enfin, l'exposition à un niveau important de PM_{2,5} durant le premier trimestre de la grossesse entraînerait chez l'enfant des difficultés cognitives sur le plan des capacités interpersonnelles et de langage, en plus d'accroître le risque de dépression (McGuinn *et al.*, 2020).

On constate aussi des répercussions à long terme de l'exposition à la pollution de l'air durant l'enfance. En effet, Isen et Rossin-Slater (2017) ont exploité la variation induite aux États-Unis par les Clean Air Act Amendments (CAAA) de 1970 et démontré que l'exposition à un niveau de pollution plus élevé durant l'année de naissance est associée à une moindre participation au marché du travail et à des revenus inférieurs à l'âge de 30 ans. Les auteurs attribuent en partie ces résultats à des changements dans l'acquisition des compétences cognitives durant la petite enfance, et avancent ainsi que la pollution de l'air a un effet négatif à long terme sur les capacités cognitives.

Enfin, la pollution de l'air pourrait entraver l'acquisition de compétences cognitives chez les jeunes en contribuant à l'absentéisme à l'école. Currie *et al.* (2009) ont examiné l'effet de la pollution de l'air sur les absences scolaires au Texas à l'aide de la méthode des doubles différences. Ils ont constaté que des niveaux élevés de monoxyde de carbone (CO), même inférieurs aux normes fédérales de qualité de l'air, augmentent considérablement les absences.

La qualité de l'air durant l'enfance semble donc corrélée au développement de l'enfant à court et à long terme.

3. La pollution de l'air au Canada

Le suivi de l'évolution des principaux polluants atmosphériques est essentiel pour orienter les politiques en matière de qualité de l'air. Depuis 1987, l'OMS publie périodiquement des lignes directrices qui reflètent son engagement en faveur de la protection de la santé publique contre les dangers de la pollution de l'air, notamment par les particules fines. La mise à jour la plus récente de ces lignes directrices a été publiée en 2021 (OMS, 2021). Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) assure un suivi des principaux polluants avec son Inventaire des émissions de polluants atmosphériques (IEPA), une compilation exhaustive des émissions de substances polluantes dans l'atmosphère au Canada. Dans ce suivi, une attention particulière est accordée aux oxydes de soufre (SO_x), aux oxydes d'azote (NO_x), aux composés organiques volatils (COV), au monoxyde de carbone (CO), à l'ammoniac (NH₃), aux particules fines (PM_{2.5}) et au carbone noir.

Nous débuterons par un inventaire des polluants atmosphériques au Canada, en présentant l'évolution des émissions de polluants entre 1990 et 2021 dans les provinces les plus émettrices. Comme nous présentons le total des émissions, nos résultats ne tiennent pas compte de la taille de la population. Nous aborderons successivement l'oxyde de soufre, les oxydes d'azote, les composés organiques volatils, l'ammoniac, le monoxyde de carbone, les matières particulaires et, pour terminer, les particules fines. Ensuite, nous traiterons plus en détail des particules fines. En effet, Santé Canada note que les PM_{2.5} font partie des trois polluants atmosphériques principaux au Canada et qu'elles sont celui qui a le plus d'effets sanitaires négatifs (Santé Canada, 2021). En outre, tel qu'il est indiqué ci-dessous, les PM_{2.5} sont l'un des rares polluants atmosphériques n'ayant pas connu de diminution importante au cours des 30 dernières années. Nous présenterons enfin la concentration de particules fines dans l'air de chaque province entre 2000 et 2018. Cette concentration représente l'exposition potentielle moyenne dans chacune des provinces.

3.1 Inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada

L'IEPA comprend deux grandes catégories d'informations : d'une part, les données fournies par des installations industrielles, commerciales et institutionnelles de grande envergure et, d'autre part, des estimations pour les sources diffuses ou trop nombreuses pour être évaluées individuellement, comme les véhicules ou les activités agricoles et de construction. L'inventaire s'appuie sur un éventail de sources, de méthodologies et de modèles d'estimation, y compris les données soumises à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Ces données sont ensuite complétées par des méthodes scientifiques d'estimation pour donner une vue d'ensemble des émissions polluantes à l'échelle du pays. Un cadre méthodologique a été mis en place pour s'assurer de l'exactitude et de la fiabilité des données, tout en éliminant les risques de double comptabilisation et d'omission (ECCC, 2023b).

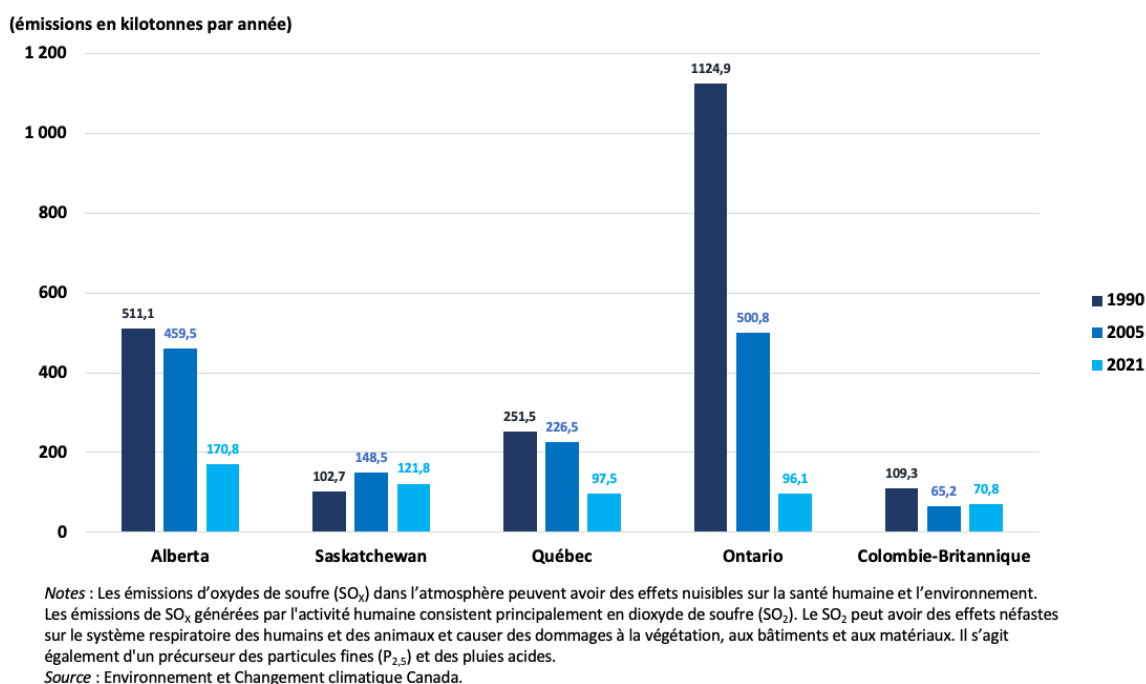
En 2021, on a enregistré au Canada une réduction significative des émissions des principaux polluants atmosphériques par rapport à 1990. Plus précisément, les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) ont chuté de 79 %, celles d'oxydes d'azote (NO_x) de 41 %, celles de composés organiques volatils (COV) de 39 %, celles de monoxyde de carbone (CO) de 65 %, et celles de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) de 12 %. Cependant, les émissions d'ammoniac (NH_3) ont augmenté de 25 % durant la même période, signe qu'il reste des défis de taille à relever en matière de gestion globale de la qualité de l'air (ECCC, 2023b). Le Québec, l'Ontario, l'Alberta et la Colombie-Britannique se classent au premier rang pour leur activité économique et, de ce fait, figurent aussi toujours parmi les provinces les plus polluées.

Oxydes de soufre est un terme générique qui englobe plusieurs types de composés gazeux contenant du soufre et de l'oxygène, tels que le dioxyde de soufre (SO_2) et le trioxyde de soufre (SO_3). Ces composés sont principalement produits par la combustion de combustibles fossiles comme le charbon et le pétrole, ainsi que par certains processus industriels tels que la production de métaux et la raffinerie de pétrole. Le SO_2 peut avoir des effets néfastes sur le système respiratoire des humains et des animaux, et causer des dommages à la végétation, aux bâtiments et aux matériaux. Il s'agit également d'un précurseur dans la formation des particules fines et des pluies acides (ECCC, 2023a).

La **Figure 1** montre l'évolution des émissions annuelles de SO_x des cinq provinces où elles étaient les plus importantes. On note une diminution marquée en Ontario, notamment après la fermeture progressive de ses centrales au charbon entre 2003 et 2014. Le Québec a également vu ses émissions de SO_x baisser, surtout après

2005. Si, au Canada, les émissions de SO_x émanent avant tout de l'industrie pétrolière et gazière, au Québec elles sont surtout produites par l'industrie minière, notamment les fonderies (ECCC, 2024).

Figure 1: Les cinq provinces ayant émis le plus d'oxydes de soufre de 1990 à 2021



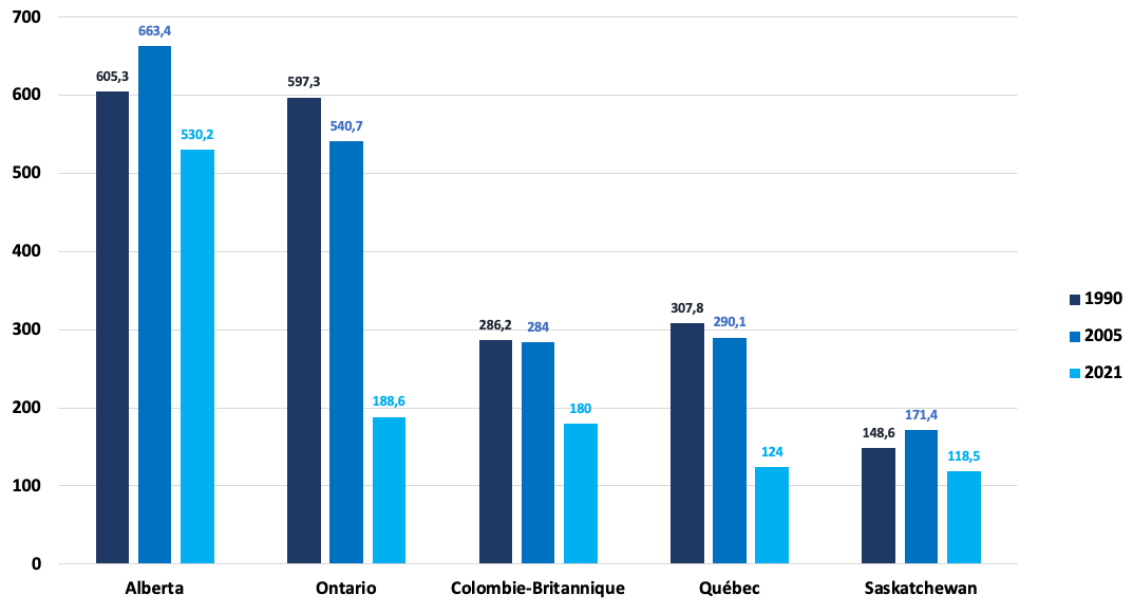
Les **oxydes d'azote** englobent une variété de gaz formés par la combinaison d'azote et d'oxygène, dont les plus répandus sont le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). Ces gaz se forment surtout lors de la combustion de carburants fossiles dans les véhicules à moteur et les installations de production d'énergie. Le NO₂ est particulièrement préjudiciable à la santé humaine et à l'environnement. Ces composés contribuent aux pluies acides et à l'acidification des milieux terrestres et aquatiques. Ils jouent également un rôle dans l'eutrophisation des plans d'eau, la création d'ozone au niveau du sol et la formation de particules fines dans l'atmosphère (ECCC, 2023a).

La **Figure 2** montre l'évolution des émissions annuelles de NO_x dans les cinq provinces où elles étaient les plus importantes. Ce sont les secteurs pétroliers et gaziers ainsi que celui des transports qui contribuent le plus à ces émissions au Canada. On note des diminutions marquées en Ontario et au Québec, en particulier depuis 2005. Les émissions du Québec sont devenues inférieures à celles de la Colombie-Britannique et s'approchent même du niveau de celles de la

Saskatchewan. Dans toutes les provinces, les diminutions ont essentiellement eu lieu dans le secteur des transports, grâce à l'utilisation de carburants et de technologies plus propres (ECCC, 2024).

Figure 2 : Les cinq provinces ayant émis le plus d'oxydes d'azote de 1990 à 2021

(émissions en kilotonnes par année)



Notes : Les oxydes d'azote (NO_x) comprennent les émissions de monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2). Le dioxyde d'azote peut avoir des effets nocifs sur la santé humaine et l'environnement. Les oxydes d'azote contribuent aux pluies acides, qui peuvent mener à l'acidification des écosystèmes terrestres et aquatiques. Ils contribuent également à l'eutrophisation des lacs et à la formation d'ozone troposphérique (O_3) et de particules fines ($\text{P}_{2,5}$).

Source : Environnement et Changement climatique Canada.

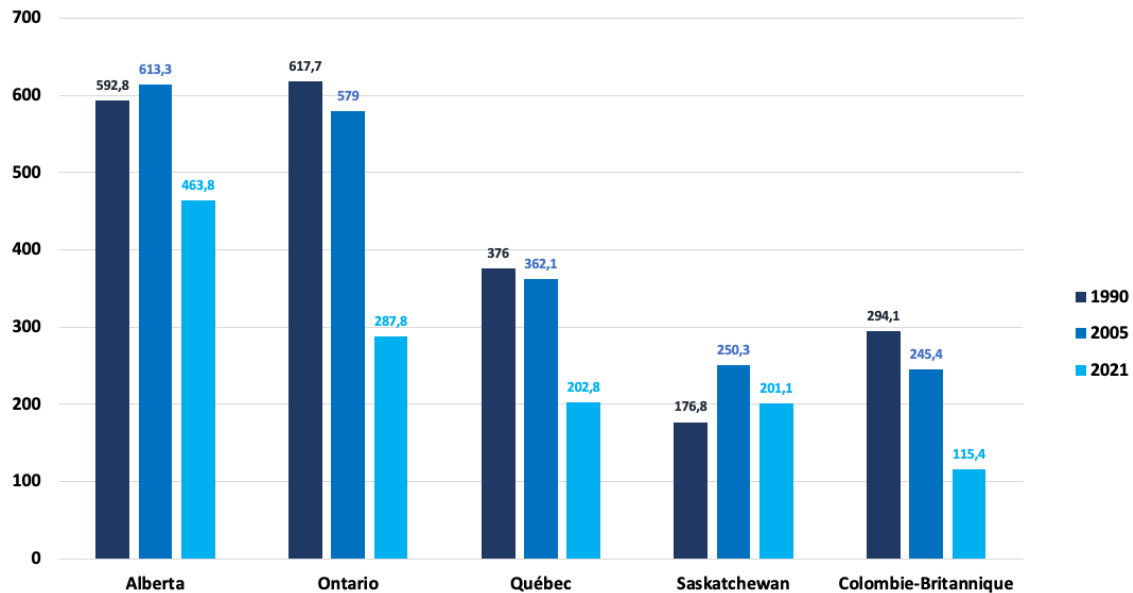
Les **composés organiques volatils** (COV) comprennent une vaste gamme de gaz et de vapeurs riches en carbone, émanant à la fois de sources naturelles et anthropiques. Ces composés sont nocifs non seulement pour la santé humaine, mais pour l'environnement. De plus, les COV agissent comme précurseurs majeurs dans la formation d'ozone au niveau du sol et de particules fines dans l'atmosphère, deux constituants clés du smog (ECCC, 2023a).

La **Figure 3** montre l'évolution des émissions annuelles de COV dans les cinq provinces où elles étaient les plus importantes. Les émissions reculent ici aussi dans toutes les provinces, surtout depuis 2005, et enregistrent des baisses particulièrement marquées en Ontario, au Québec et en Colombie-Britannique. Il n'y a qu'en Saskatchewan que les émissions de 2021 dépassent celles de 1990. Ces régressions sont principalement attribuables au secteur industriel et aux

transports. Alors qu'au Canada, la principale source d'émissions de COV est maintenant le secteur pétrolier et gazier, au Québec, les grands émetteurs sont les peintures et solvants ainsi que le bois de chauffage (ECCC, 2024).

Figure 3 : Les cinq provinces ayant émis le plus de COV de 1990 à 2021

(émissions en kilotonnes par année)



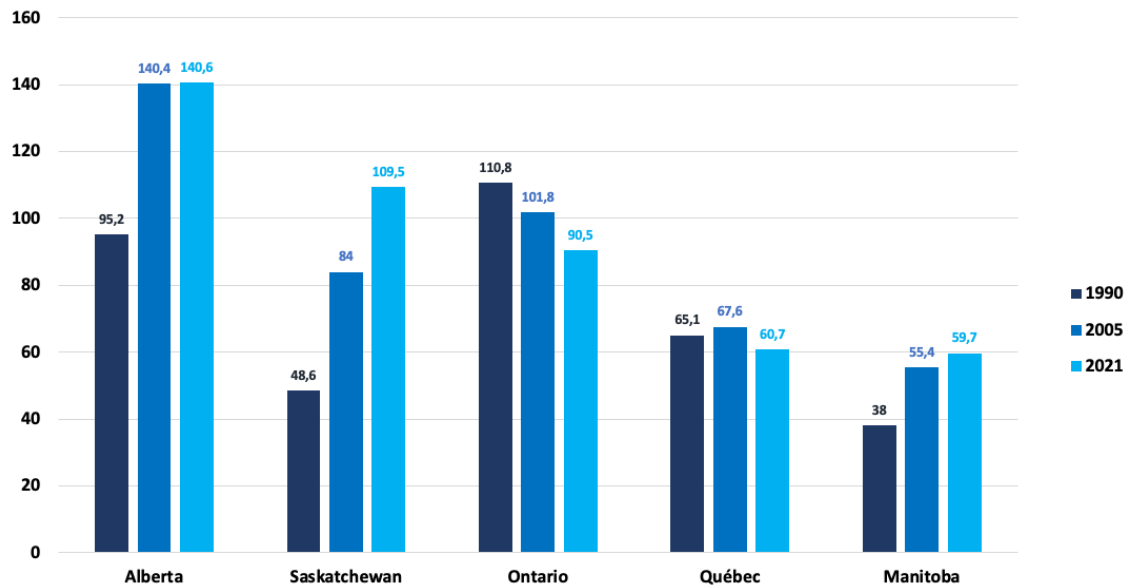
Notes : Les composés organiques volatils (COV) sont des gaz et des vapeurs contenant du carbone, émis dans l'air par des sources naturelles et par l'activité humaine en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone, le méthane et les chlorofluorocarbones ne sont pas considérés comme des composés organiques volatils. Les COV sont des précurseurs primaires de la formation d'ozone troposphérique et de particules, qui représentent les principaux polluants contribuant à la formation de smog.
Source : Environnement et Changement climatique Canada.

L'**ammoniac** est un gaz incolore qui, en forte concentration, dégage une odeur reconnaissable. L'inhalation de ce gaz en grande quantité peut être toxique et provoquer une irritation des yeux, du nez et de la gorge. Il joue également un rôle dans la nitrification et l'eutrophisation des milieux aquatiques, processus qui peuvent déséquilibrer ces écosystèmes. En outre, dans l'atmosphère, l'ammoniac se lie aux sulfates et aux nitrates pour former des particules fines secondaires (ECCC, 2023a).

La **Figure 4** montre l'évolution des émissions annuelles de NH_3 dans les cinq provinces où elles étaient les plus importantes. Cette évolution est très contrastée entre les provinces des Prairies et du centre du Canada. Dans les Prairies, les émissions ont connu une augmentation importante, surtout entre 1990 et 2005. Le secteur agricole, en particulier l'épandage de fertilisants et l'élevage, est à l'origine de cette tendance, car il est la principale source d'émissions d'ammoniac au Canada. À l'inverse, l'Ontario et le Québec ont vu leurs émissions d'ammoniac diminuer légèrement, surtout depuis 2005 (ECCC, 2024).

Figure 4 : Les cinq provinces ayant émis le plus d'ammoniac de 1990 à 2021

(émissions en kilotonnes par année)



Notes : L'ammoniac (NH_3) est un gaz incolore dont l'odeur est perceptible à hautes concentrations. Il peut être toxique lorsqu'il est inhalé en grande quantité et est irritant pour les yeux, le nez et la gorge. Il peut aussi contribuer à la nitrification et à l'eutrophisation des systèmes aquatiques. Dans l'air, le gaz se combine à des sulfates et des nitrates pour former des particules fines secondaires ($\text{P}_{2,5}$).

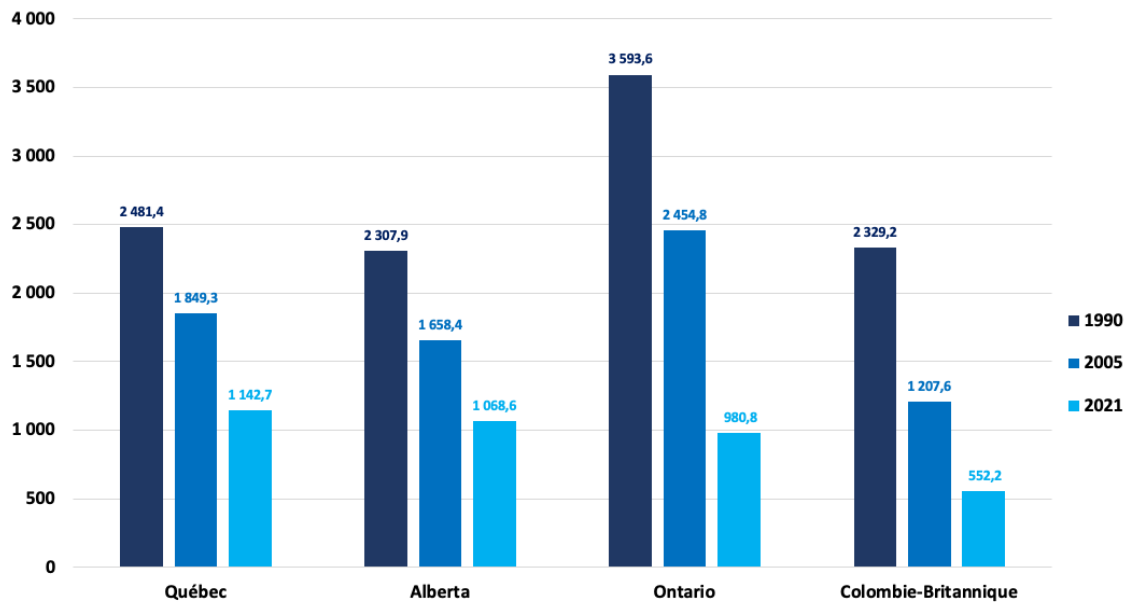
Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Le **monoxyde de carbone** (CO) est un gaz incolore, inodore et insipide, ce qui le rend difficile à détecter sans l'aide d'instruments spécifiques, et donc particulièrement dangereux. Il est surtout produit par la combustion incomplète de matières contenant du carbone, telles que les combustibles fossiles. Les sources courantes de monoxyde de carbone comprennent les moteurs à combustion interne, comme ceux des automobiles, ainsi que certains appareils de chauffage domestique et processus industriels. Le monoxyde de carbone est toxique pour les êtres humains et les animaux lorsqu'il est inhalé, car il se lie à l'hémoglobine dans le sang plus efficacement que l'oxygène, réduisant ainsi la capacité du sang à transporter de l'oxygène aux tissus et aux organes (ECCC, 2023a).

La **Figure 5** montre l'évolution des émissions annuelles de CO dans les quatre provinces où elles étaient les plus importantes. La tendance est très similaire parmi ces provinces, avec une diminution constante des émissions entre 1990 et 2021. Notons toutefois que la diminution a été moins prononcée au Québec et en Alberta qu'en Ontario et en Colombie-Britannique. Le Québec était donc, en 2021, le plus grand émetteur de CO au Canada, alors que l'Ontario occupait cette position en 1990 et en 2005. Dans l'ensemble du Canada, c'est le secteur des transports qui a le plus contribué à la diminution de ces émissions. Au Québec, le secteur de l'aluminium émet la quasi-totalité du CO (ECCC, 2024).

Figure 5 : Les quatre provinces ayant émis le plus de monoxyde de carbone de 1990 à 2021

(émissions en kilotonnes par année)



Notes : Le monoxyde de carbone (CO) est un gaz incolore, inodore, insipide et toxique. Lorsqu'il est inhalé et pénètre dans le système sanguin, il empêche le sang de transporter l'oxygène aux organes et aux tissus, nuisant ainsi à la santé humaine. Les quatre provinces les plus productives sont déterminées en fonction de leur PIB réel en 2021.

Source : Environnement et Changement climatique Canada.

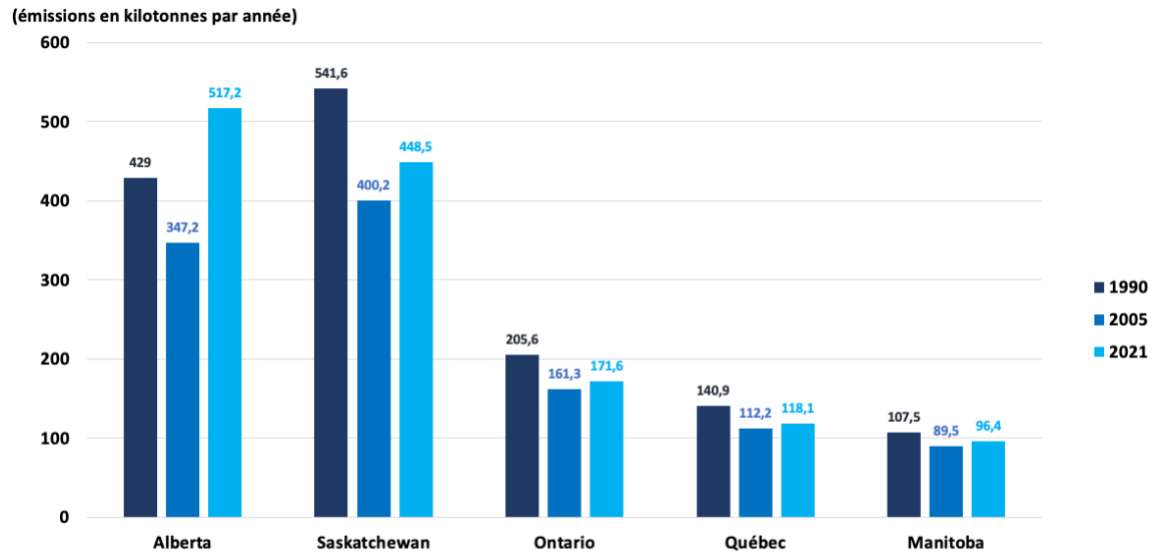
Les **matières particulaires** (PM) se composent de particules solides et liquides en suspension dans l'air. On les classe en PM primaires et secondaires en fonction du processus responsable de leur formation. Les PM primaires sont directement émises dans l'air depuis une source, par exemple une cheminée ou la circulation automobile sur route non pavée. Les PM secondaires, quant à elles, résultent d'une série de réactions physicochimiques impliquant des gaz comme les oxydes de soufre (SO_x) et les oxydes d'azote (NO_x). La composition des PM dépend de la zone géographique, de la saison et des conditions atmosphériques.

Il existe différentes tailles de matières particulaires, les PM_{2,5} et les PM₁₀ étant les plus connues. Les chiffres en indice indiquent la taille de leur diamètre inférieur en micromètres (ou microns). De nos jours, il est reconnu que ces particules sont l'un des principaux polluants atmosphériques et qu'elles peuvent contenir des produits toxiques comme des métaux ou des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les PM qui présentent le plus de risques pour la santé humaine sont les **particules fines** (PM_{2,5}), qui ont un diamètre inférieur ou égal à 2,5 micromètres. Récemment, l'intérêt s'est porté sur les effets des particules ultrafines (PM_{0,1}), également considérées comme nocives pour la santé humaine (Schraufnagel, 2020).

La Figure 6 et Figure 7 montrent l'évolution des émissions de $PM_{2.5}$ dans les cinq provinces où elles étaient les plus importantes de 1990 à 2021. En ce qui concerne les émissions totales (**Figure 6**), toutes les provinces suivent la même tendance : une légère diminution de 1990 à 2005, puis une hausse entre 2005 et 2021. Les émissions restent beaucoup plus élevées en Alberta et en Saskatchewan que dans les trois autres provinces. En excluant la contribution de la poussière, des feux et de l'agriculture (Figure 7), c'est-à-dire en se concentrant sur les émissions du bois de chauffage et de diverses industries, on note plutôt une tendance à la baisse dans les cinq provinces. On remarque également que ces émissions représentent moins de la moitié des émissions totales de particules fines. En revanche, comme celles-ci surviennent en plus grande proportion dans les zones peuplées, elles ont un impact plus direct sur la santé. C'est dans cette catégorie que les émissions du Québec étaient les plus élevées en 2005 et en 2021. Soulignons que les données de la

Figure 7 n'incluent que les émissions résultant directement des activités humaines, ce qui exclut notamment les feux de forêt (ECCC, 2024).

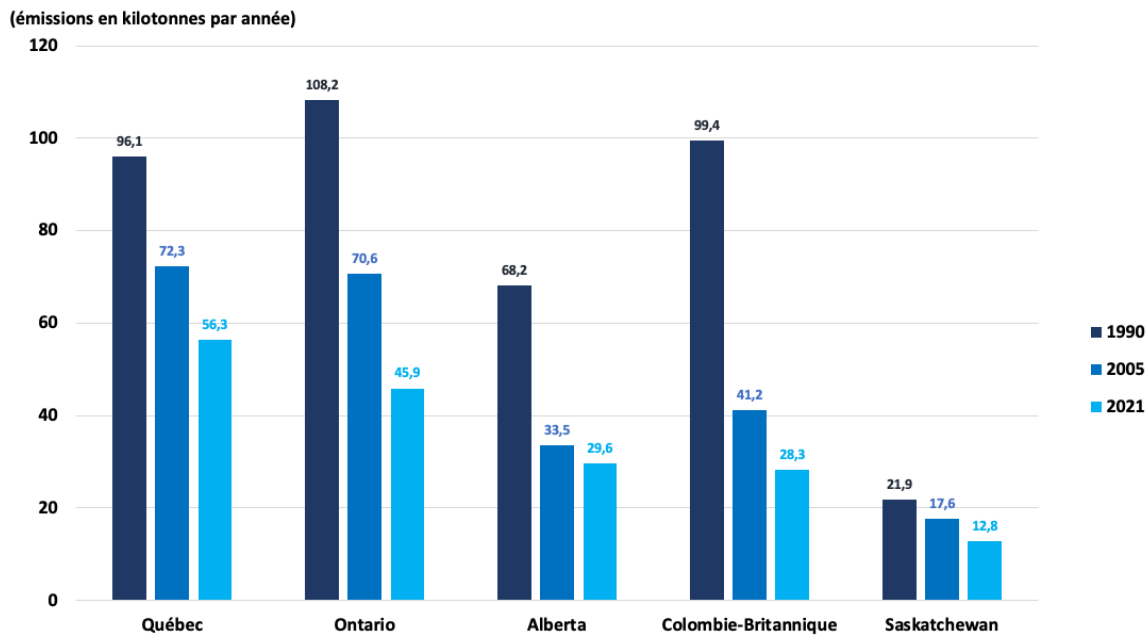
Figure 6 : Les cinq provinces ayant émis le plus de particules fines de 1990 à 2021



Notes : Émissions d'origine humaine qui n'incluent pas les émissions des sources naturelles comme les feux de forêt et la végétation. Les particules fines (PM_{2,5}) désignent des particules d'une taille de moins de 2,5 micromètres. Elles représentent l'une des principales composantes du smog. Lorsqu'elles sont inhalées et pénètrent dans les poumons, même en petite quantité, elles peuvent causer de graves problèmes de santé. Elles peuvent également endommager la végétation et les structures, causer de la brume et réduire la visibilité.

Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Figure 7 : Les cinq provinces ayant émis le plus de particules fines de 1990 à 2021, à l'exclusion des émissions attribuables à la poussière, aux feux et à l'agriculture



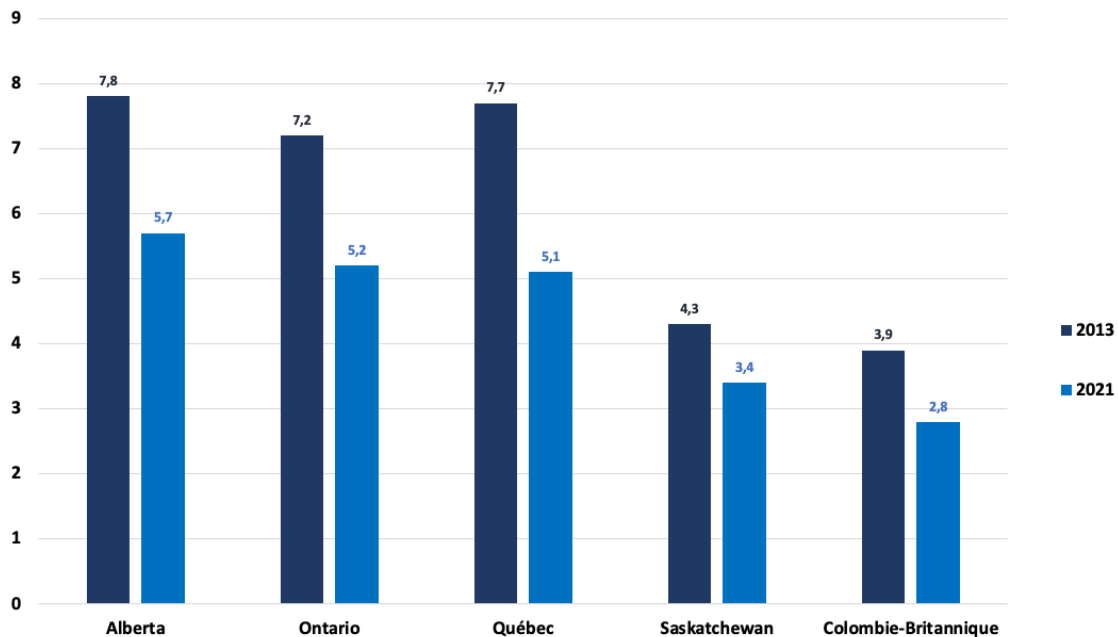
Notes : Émissions d'origine humaine qui n'incluent pas les émissions des sources naturelles comme les feux de forêt et la végétation. Sont ici exclus les feux plus directement liés à l'activité humaine, comme le brûlage forestier contrôlé et les incendies de structure. Les particules fines ($P_{2,5}$) désignent des particules d'une taille de moins de 2,5 micromètres. Lorsqu'elles sont inhalées et pénètrent dans les poumons, même en petite quantité, elles peuvent causer de graves problèmes de santé.
Source : Environnement et Changement climatique Canada.

Également appelé suie, le **carbone noir** est un élément clé des $PM_{2,5}$. Il s'agit d'une variété de particules carbonées extrêmement fines émises lors de la combustion incomplète de sources telles que les combustibles fossiles, la biomasse et les bioénergies. Les particules de carbone noir ne sont pas toutes ultrafines. Elles présentent des risques pour la santé publique en raison de leur capacité à s'infiltrer profondément dans le système respiratoire. Par ailleurs, le carbone noir est un facteur climatique à court terme qui réduit l'albédo de surfaces comme la neige et la glace, accélérant ainsi leur fonte et contribuant au changement climatique.

La **Figure 8** illustre l'évolution des émissions annuelles de carbone noir dans les cinq provinces où elles étaient les plus élevées. Elles ont diminué dans toutes les provinces, principalement à cause d'une réduction dans le secteur des transports. C'est au Québec que la diminution a été la plus importante. Notons encore une fois que les émissions prises en compte sont celles qui proviennent directement de l'activité humaine, ce qui exclut les feux de forêt (ECCC, 2024).

Figure 8 : Les cinq provinces ayant émis le plus de carbone noir de 2013 à 2021

(émissions en kilotonnes par année)



Notes : Le carbone noir est une composante des PM_{2,5} et est produit par la combustion incomplète de combustibles fossiles et de biomasse. Il s'agit d'un polluant climatique de courte durée de vie ayant des effets nuisibles sur la santé humaine. La réduction des émissions de carbone noir a des effets bénéfiques locaux et quasi immédiats sur le climat et la qualité de l'air.
Source : Environnement et Changement climatique Canada.

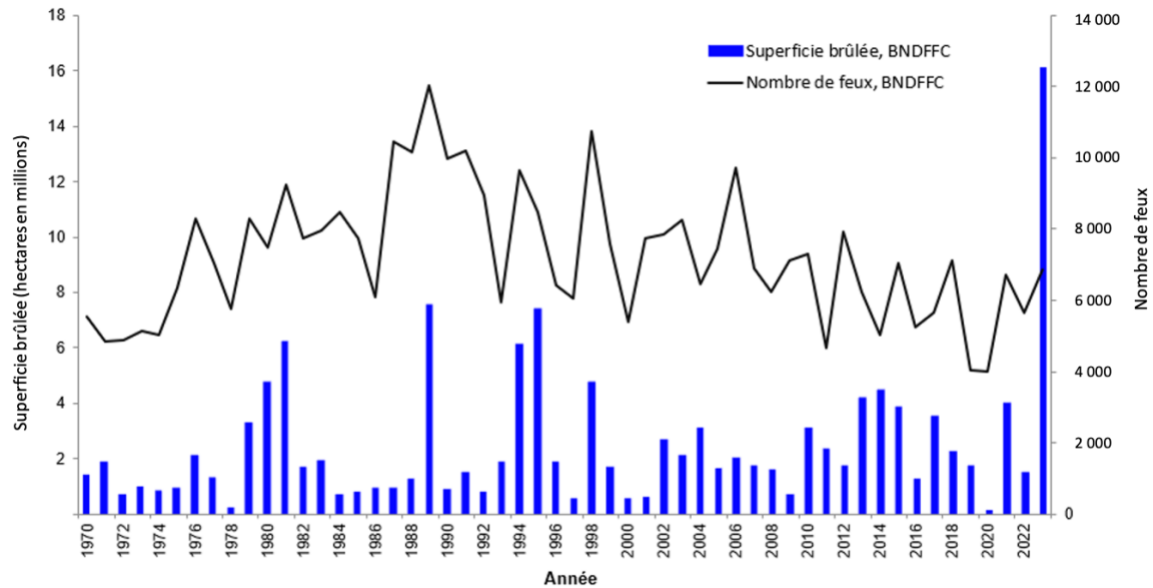
Le portrait global des émissions de polluants atmosphériques au Canada indique une amélioration depuis 1990 (depuis 2 013 pour le carbone noir) pour tous les polluants abordés sauf l'ammoniac. En ce qui concerne les particules fines, les diminutions d'émissions ont principalement eu lieu entre 1990 et 2005, et connu un léger rebond depuis 2005. Néanmoins, pour les sources d'émissions de particules fines les plus proches des centres de population, la tendance à la baisse s'est poursuivie.

Notons que, pour les données d'émissions de PM_{2,5}, le portrait de l'exposition de la population à ce polluant n'est que partiel. En effet, les particules fines peuvent aussi se former directement dans l'air à partir de précurseurs, dont la plupart des polluants évoqués dans cette section (SO_x, NO_x, COV et NH₃). En outre, les feux de forêt sont une source naturelle importante de PM_{2,5} qui n'est pas comprise dans les données présentées.

La **Figure 9** présente le nombre de feux de forêt et la superficie brûlée annuellement au Canada. On y observe que bien que le nombre de feux soit en légère diminution depuis le début des années 1980, la superficie brûlée se maintient jusqu'en 2023, année où elle a dépassé du double le maximum des

50 dernières années. C'est pour prendre en compte ces différentes sources d'émissions que nous présentons un portrait de l'évolution des concentrations de $PM_{2.5}$ au Canada.

Figure 9 : Nombre de feux et superficie brûlée au Canada par année de 1970 à 2023



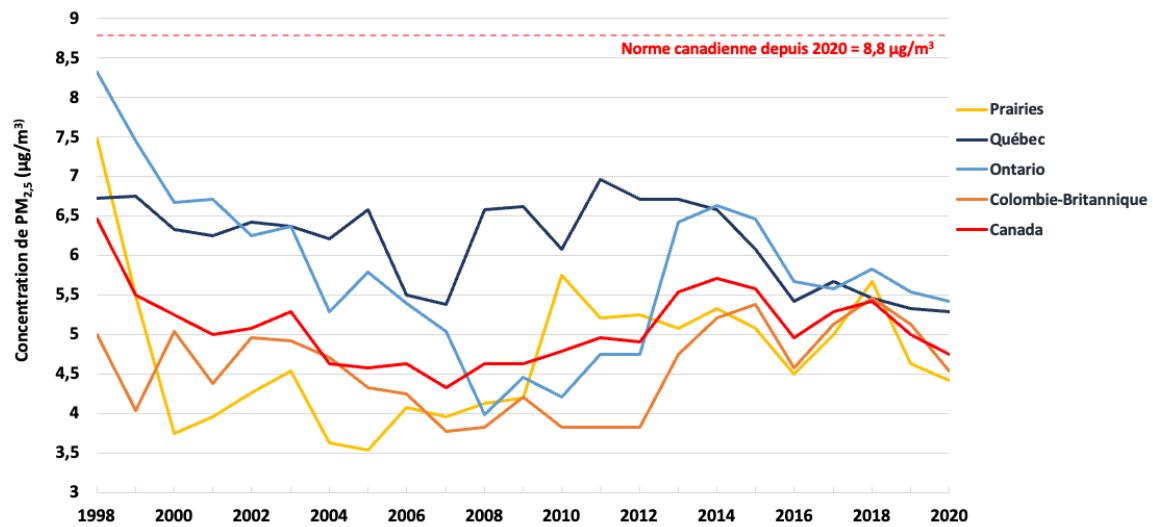
Source : Base nationale de données sur les feux de forêts du Canada (BNDFFC)

3.2. Concentration de particules fines dans l'air ambiant

Au Québec, la qualité de l'air s'est améliorée ces 20 dernières années en ce qui concerne la concentration de $PM_{2.5}$ dans l'air ambiant. La

Figure 10 Figure 10 montre l'évolution de la concentration horaire médiane de particules fines entre 1998 et 2020. On observe à l'échelle nationale une phase de diminution entre 1998 et 2005, suivie d'une stabilisation entrecoupée de quelques hausses dans certaines régions entre 2007 et 2015. Depuis, la tendance canadienne est de nouveau à la baisse. Il est à noter que durant toute cette période, aucune des régions n'a vu sa concentration horaire médiane dépasser la norme canadienne abaissée à $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2020.

Figure 10 : Évolution de la concentration horaire médiane de particules fines dans l'atmosphère du Canada et du Québec de 1998 à 2020



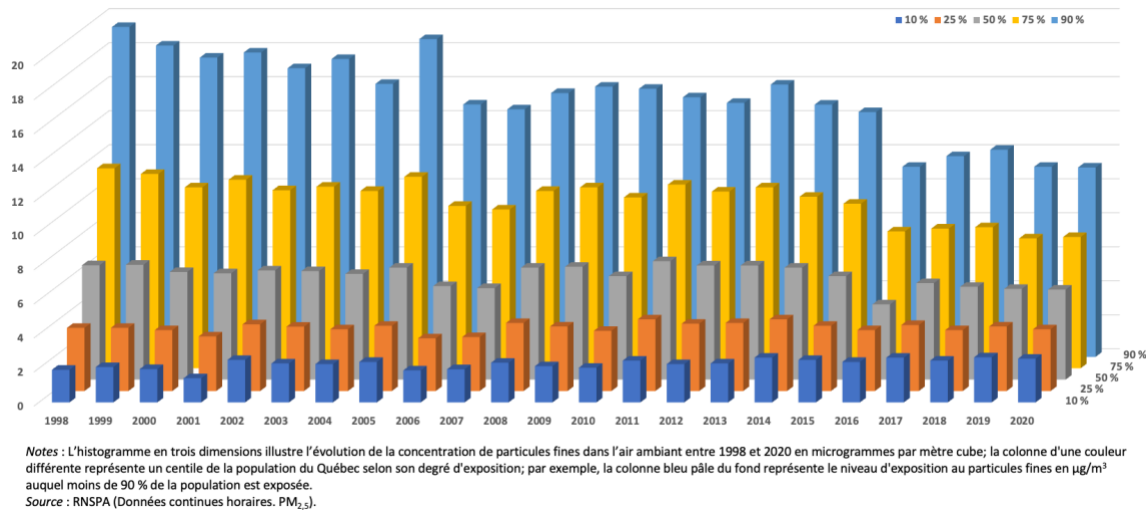
Notes : Données continues horaires agrégées de concentration de particules fines. La région des Prairies comprend l'Alberta, la Saskatchewan et le Manitoba.

Source : RNSPA (Données continues horaires. $PM_{2,5}$).

La

Figure 11 Figure 11 montre quant à elle l'évolution de l'exposition aux particules fines de différents centiles de la population québécoise. Alors que la figure précédente montre que les concentrations médianes ont diminué au Québec de 6,7 à 5,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 1998 et 2020, on observe aussi que la distribution de ces concentrations s'est resserrée. En effet, le 90^e centile le plus élevé de concentration est passé de plus de 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à seulement 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Similairement, le 75^e centile est passé de près de 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à moins de 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. À l'inverse, le 10^e centile a augmenté de moins de 1,9 à 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que le 25^e centile est resté stable, passant de 3,7 à 3,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure 11: Évolution de l'exposition aux particules fines au Québec entre 1998 et 2020 en centiles et en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Nous complétons la présentation des données de concentration de $\text{PM}_{2.5}$ issues des stations de mesure au sol du RNSPA par des données satellitaires. Soulignons que ces données ne sont pas directement comparables avec celles des stations au sol. D'une part, les données satellitaires couvrent l'ensemble du territoire et ne privilégient pas les zones peuplées, comme les stations au sol. D'autre part, elles ne mesurent pas directement les concentrations, mais les estiment en croisant les observations des satellites avec des mesures au sol et en utilisant une modélisation de la chimie atmosphérique.

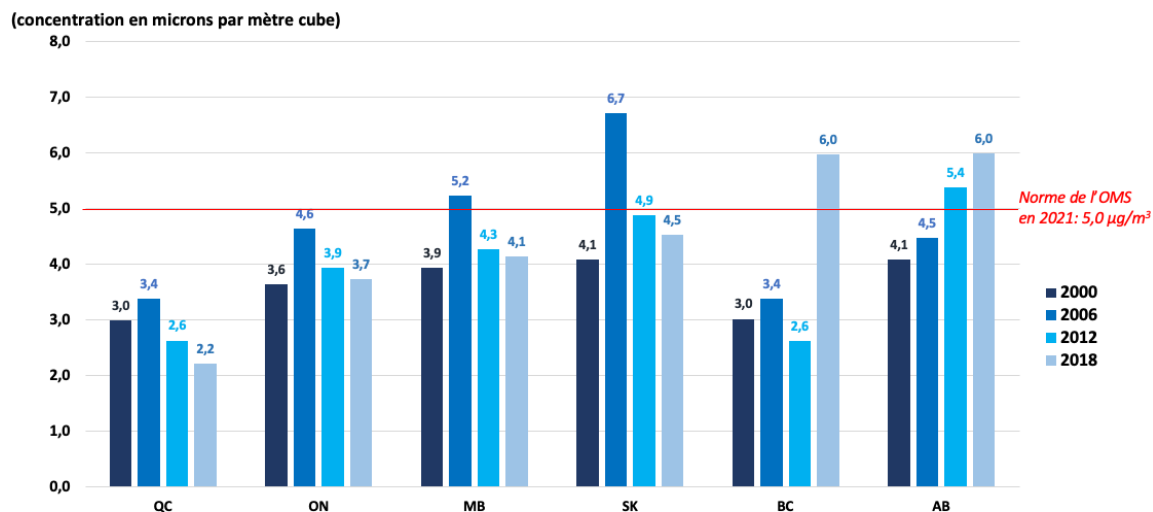
Pour calculer les niveaux de concentration en $\text{PM}_{2.5}$ au Québec et au Canada, nous utilisons la base de données V4.NA.03, développée par l'Atmospheric Composition Analysis Group de l'Université Washington de Saint-Louis, qui mesure au niveau du sol les concentrations en particules fines en Amérique du Nord. Sa résolution très élevée peut détailler la concentration ambiante jusqu'à $0,01^\circ \times 0,01$, ce qui permet d'estimer les niveaux de particules fines par province et par région administrative. Elle contient aussi les concentrations des principaux composants des particules fines. Les données sont disponibles pour les années 2000 à 2018, sur une base mensuelle ou annuelle. Les estimations de cette base de données sont effectuées pour les concentrations de masse totale et de masse de composition des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) au niveau du sol en Amérique du Nord en combinant les mesures de la profondeur optique des aérosols (AOD) par les instruments MODIS, MISR et SeaWiFS de la NASA avec le modèle de transport chimique GEOS-Chem, puis en les calibrant sur les observations régionales au sol de la masse totale et de la masse de composition à l'aide de la régression pondérée géographiquement (GWR) (Hammer *et al.*, 2020;

Van Donkelaar *et al.*, 2019). Ces données ont l'avantage d'offrir une couverture spatiale complète et uniforme dans le temps.

Les Figure 12 et Figure 13 présentent les concentrations de $PM_{2.5}$ pour toutes les provinces et tous les territoires canadiens. Les concentrations fournies par les données satellitaires agrégées sont souvent plus faibles que celles des stations au sol, car elles englobent des territoires peu peuplés où les concentrations sont faibles. Mais l'inverse peut également être observé lorsque des régions sont touchées par d'importants feux de forêt.

La concentration à cette échelle dépasse rarement la norme de l'OMS de 2021, qui est de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aucune tendance claire ne se dégage pour l'ensemble des provinces. Le Québec fait particulièrement bonne figure dans ces données, avec des concentrations annuelles moyennes parmi les plus faibles. Les seules régions ayant des concentrations inférieures sont Terre-Neuve-et-Labrador, ainsi que les trois territoires. Cette bonne performance doit toutefois être relativisée puisque le Québec est la plus grande province canadienne et qu'une part importante de son territoire est situé à des latitudes très septentrionales.

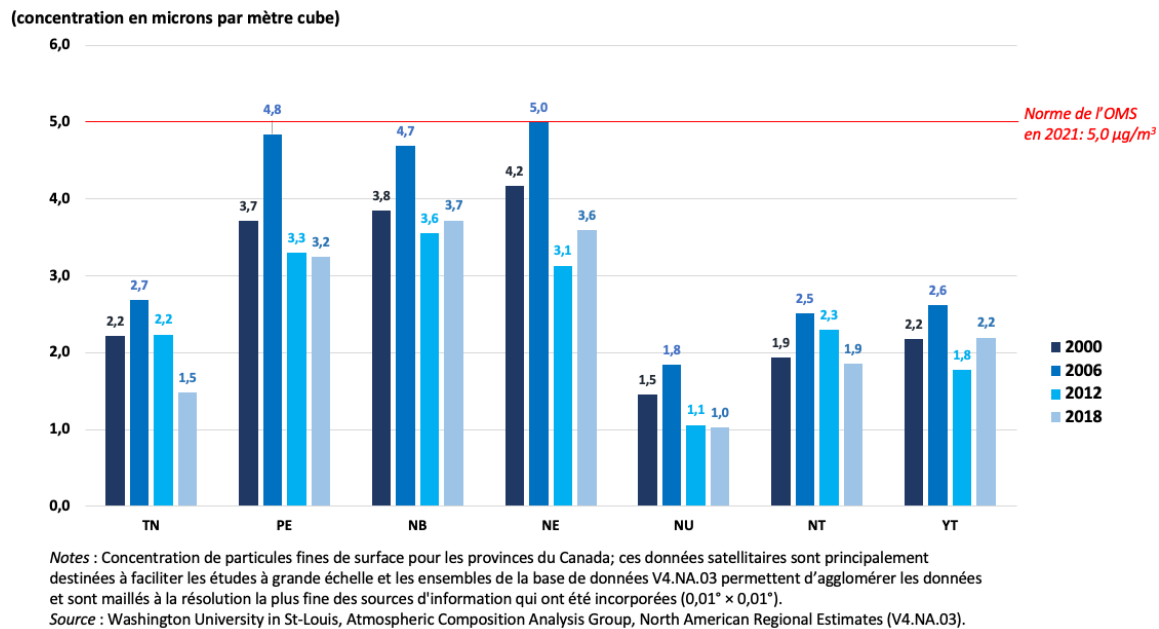
Figure 12 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par province pour les régions de l'Ouest, des Prairies et de l'Est du Canada



Notes : Concentration de particules fines de surface pour les provinces du Canada; ces données satellitaires sont principalement destinées à faciliter les études à grande échelle et les ensembles de la base de données V4.NA.03 permettent d'agglomérer les données et sont maillées à la résolution la plus fine des sources d'information qui ont été incorporées ($0,01^\circ \times 0,01^\circ$).

Source : Washington University in St-Louis, Atmospheric Composition Analysis Group, North American Regional Estimates (V4.NA.03).

Figure 13 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par province pour les régions des Maritimes, des Territoires du Nord-Ouest, du Yukon et du Nunavut



Un portrait plus juste peut être obtenu en étudiant les concentrations par région administrative. Les **Figure 14** et **Figure 15** montrent les niveaux moyens de concentration annuelle de particules fines pour les différentes régions administratives du Québec en 2000, 2006, 2012 et 2018. On note que les trois régions administratives les plus densément peuplées, Montréal, Laval et la Montérégie, affichent les plus fortes concentrations moyennes. À l'inverse, les régions les moins densément peuplées, soit la Côte-Nord et le Nord-du-Québec, affichent les plus faibles concentrations moyennes.

Les tendances sont généralement à la baisse dans la plupart des régions. C'est particulièrement le cas pour 2018, où toutes les régions sauf deux, Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine et Bas-Saint-Laurent, ont vu leurs émissions diminuer par rapport à 2012. En 2018, toutes les régions se situaient sous la norme canadienne de 2020. Néanmoins, quatre d'entre elles (Montréal, Laval, la Montérégie et le Centre-du-Québec) dépassaient toujours la norme de l'OMS de 2021.

Figure 14 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par région administrative (régions affichant les plus fortes concentrations)

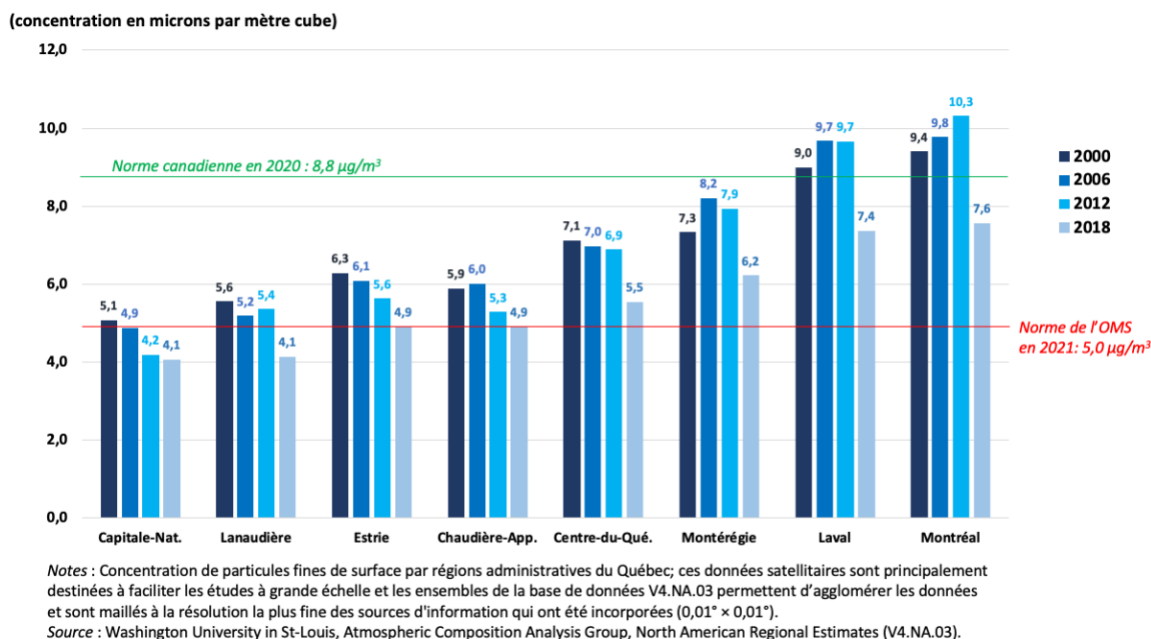
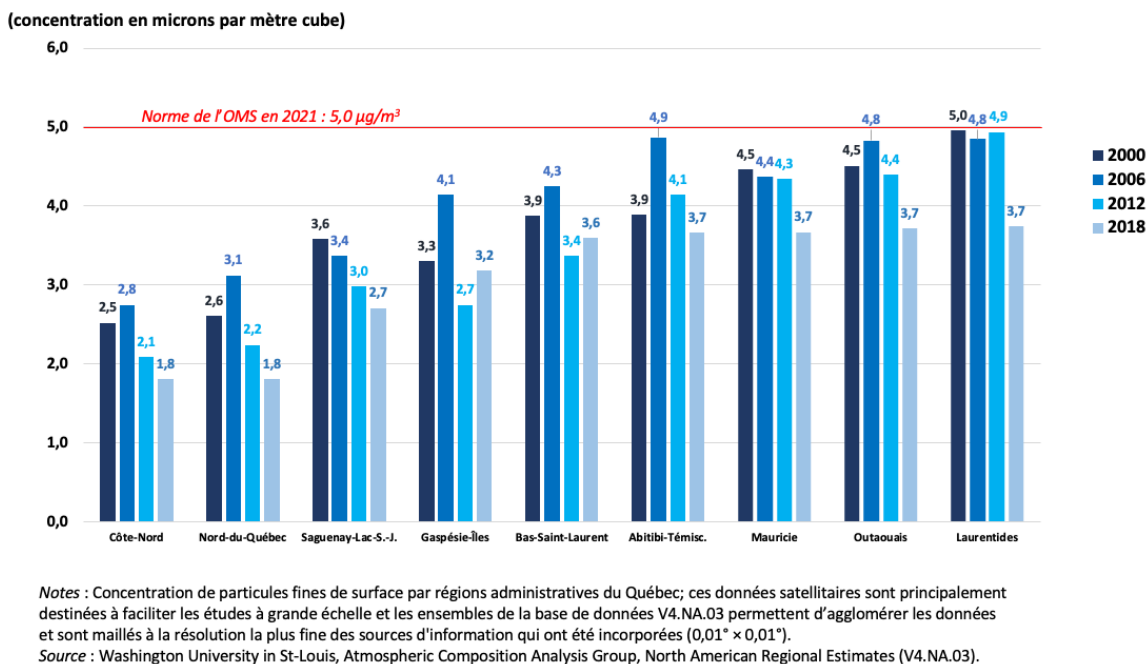


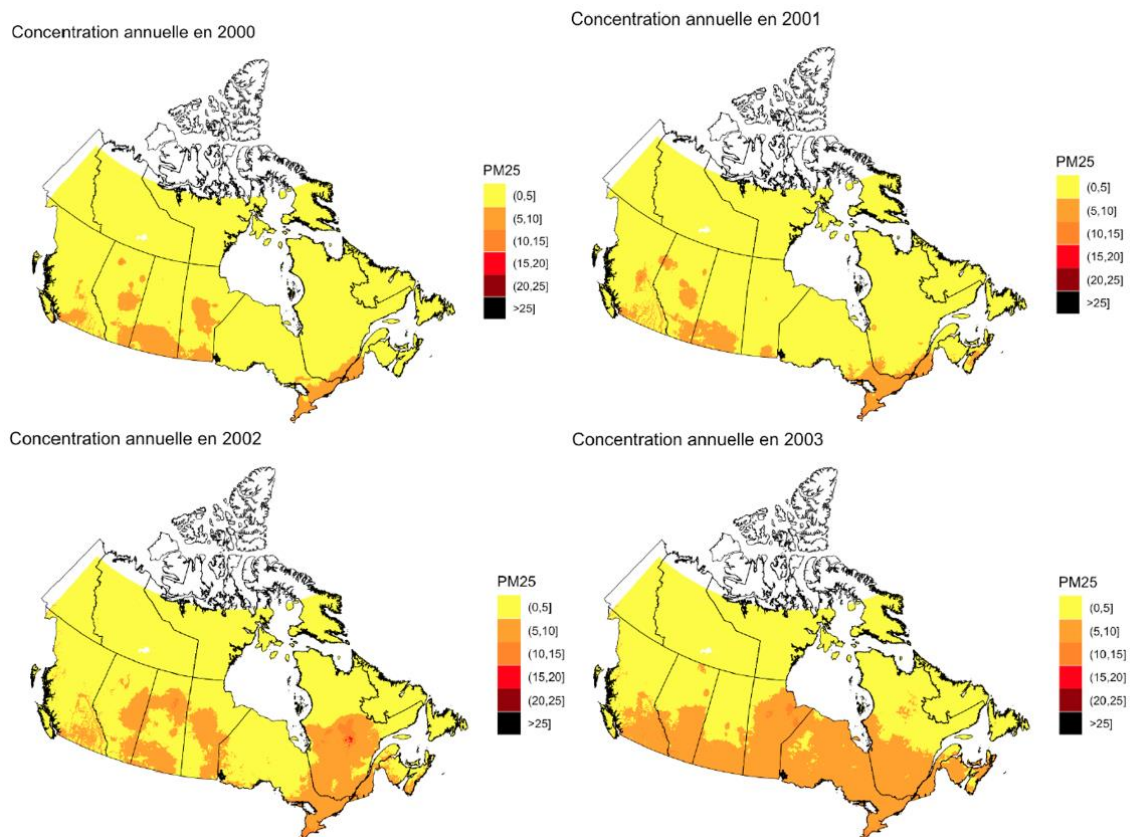
Figure 15 : Concentration annuelle moyenne de particules fines dans l'air par région administrative (régions affichant les plus faibles concentrations)



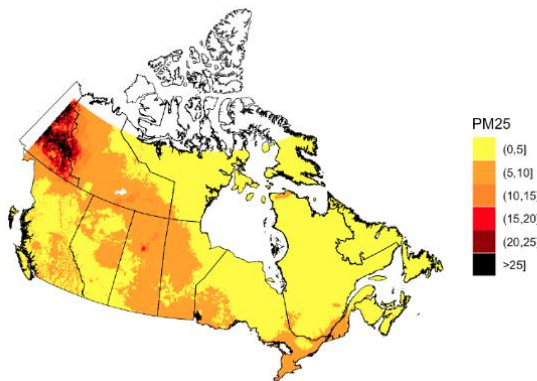
Enfin, l'avantage le plus important des données satellitaires est de permettre une représentation cartographique de la pollution sur l'ensemble du territoire canadien. La **Figure 16** montre les concentrations annuelles moyennes de particules fines au Canada de 2002 à 2018. On y observe que la majorité du territoire canadien connaît habituellement des concentrations de moins de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que les zones plus densément habitées du sud du Québec et du sud-est de l'Ontario affichent plus souvent des concentrations annuelles moyennes entre 5 et $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La représentation cartographique met aussi en évidence le rôle ponctuel, mais très important, des feux de forêt. Que ce soit au Yukon en 2004, dans le Nord du Québec en 2013, dans les Territoires du Nord-Ouest en 2014 et en 2017, en Saskatchewan en 2015, en Alberta en 2016 ou en Colombie-Britannique en 2017 et en 2018, les concentrations annuelles moyennes peuvent dépasser le seuil canadien d'exposition pour une période de 24 heures.

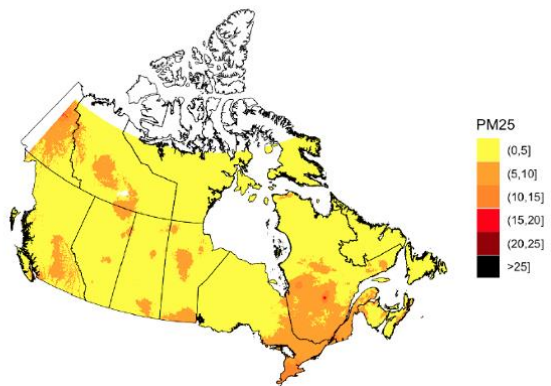
Figure 16 : Concentration annuelle de particules fines en visualisation par satellite au Canada de 2002 à 2018



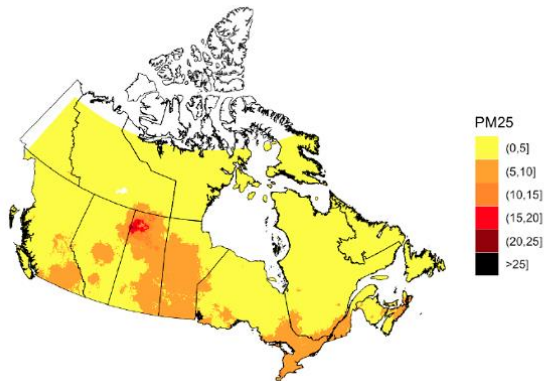
Concentration annuelle en 2004



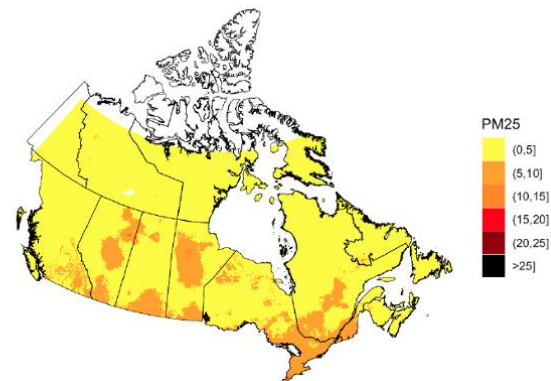
Concentration annuelle en 2005



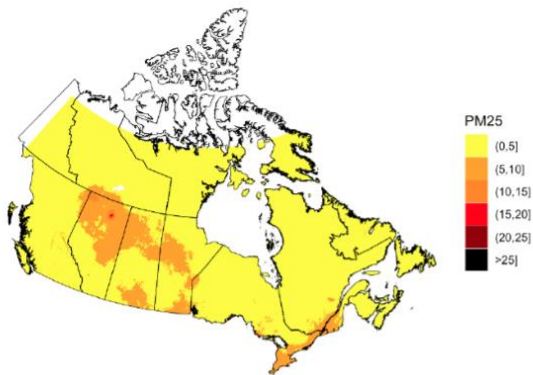
Concentration annuelle en 2006



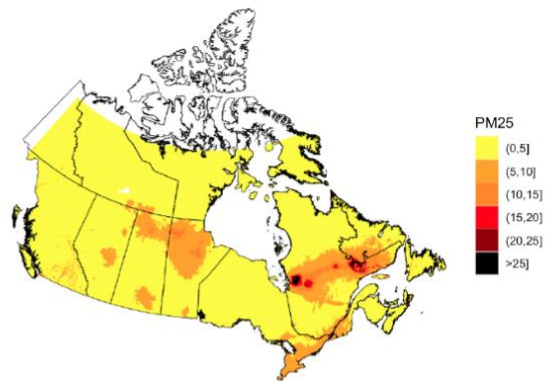
Concentration annuelle en 2007



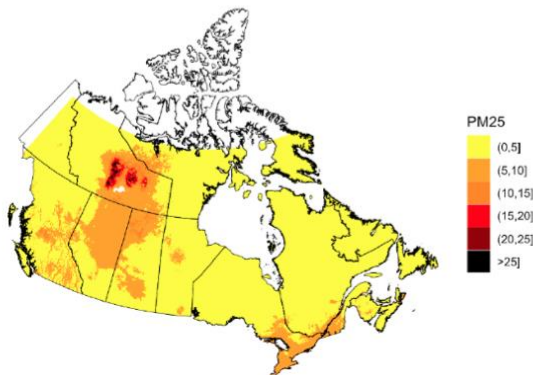
Concentration annuelle en 2012



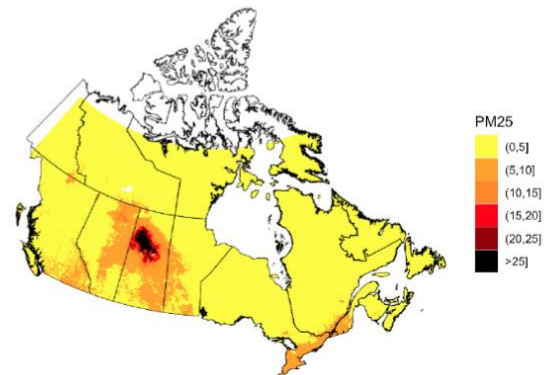
Concentration annuelle en 2013



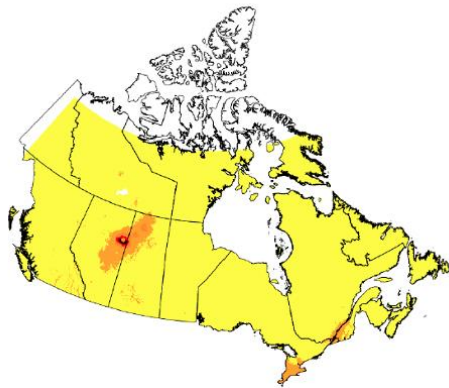
Concentration annuelle en 2014



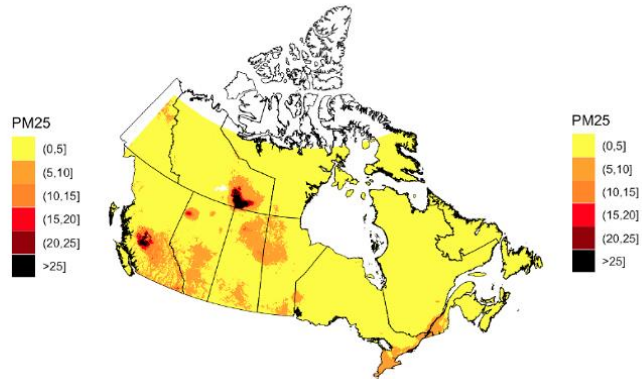
Concentration annuelle en 2015



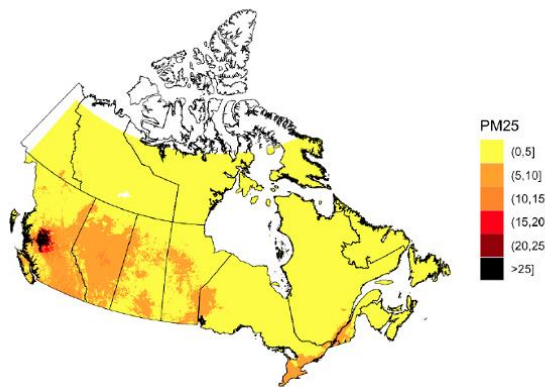
Concentration annuelle en 2016



Concentration annuelle en 2017



Concentration annuelle en 2018



4. Données

Bien que notre intérêt soit concentré sur le Québec, nous avons choisi d'élargir la population étudiée et d'inclure l'ensemble du Canada, car l'utilisation de données pancanadiennes fournit un plus grand échantillon sur une plus longue période. De cette manière, la variation de la pollution augmente, ce qui permet de mieux déterminer son effet. Il est raisonnable de penser que d'un point de vue purement biologique, les enfants du Québec sont comparables à ceux du reste du Canada. On peut ainsi s'attendre à ce que les effets documentés sur l'ensemble des enfants soient applicables au Québec.

Concrètement, afin de déterminer l'impact des particules fines sur le développement cognitif des jeunes, nous exploitons deux sources de données principales, complétées par une troisième :

- les microdonnées confidentielles de l'Enquête longitudinale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ) de Statistique Canada;
- les données sur la pollution du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) d'ECCC;
- le fichier de conversion des codes postaux (FCCP) de Postes Canada pour croiser les données de l'ELNEJ et du RNSPA.

Nous décrivons chacune de ces sources de données dans les sections suivantes.

4.1. Enquête longitudinale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ)

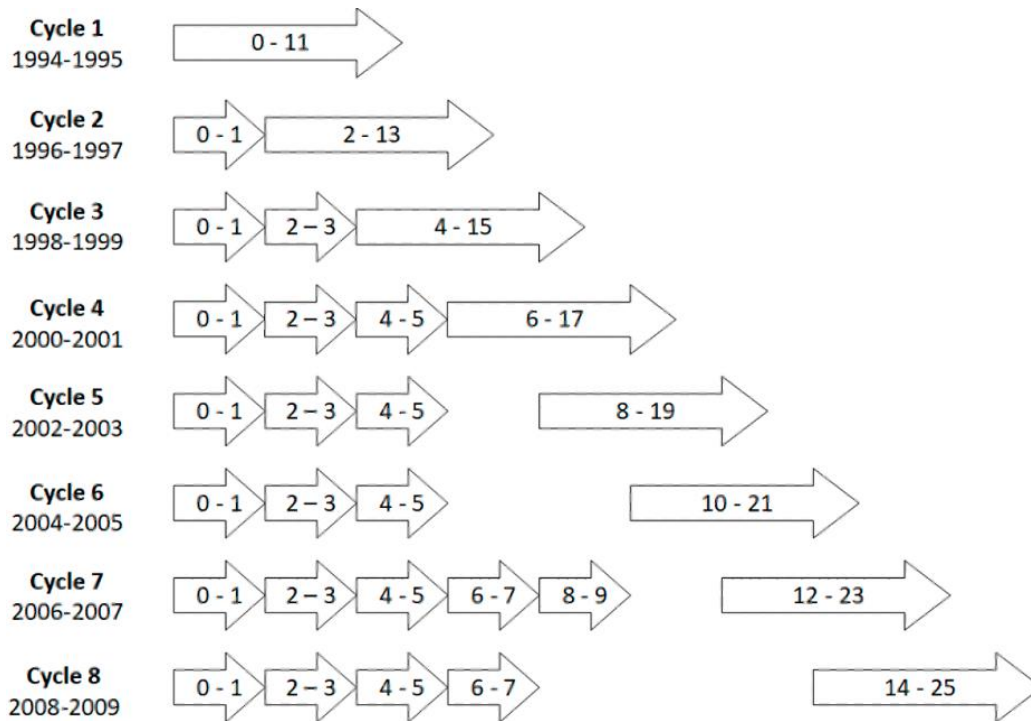
L'ELNEJ est une enquête biennale longitudinale de Statistique Canada. Elle a été menée de 1994 à 2009 pour étudier le développement et le bien-être des enfants et des jeunes, ainsi que leur milieu de vie. Les données couvrent tant le bien-être et le développement de l'enfant que ceux des parents (notamment la participation au marché du travail, le revenu et la santé physique et mentale). Elles contiennent également un nombre impressionnant d'informations sur le milieu de vie de l'enfant, comme sa maison, son école, son quartier et ses amis. Son code postal de résidence est également disponible à chaque cycle de l'enquête. Or, puisque ce dernier est une variable qui regroupe en moyenne 19 ménages au Canada¹, il permet de géolocaliser le lieu de résidence de l'enfant. Grâce au code postal, nous pouvons donc savoir avec précision où l'enfant a vécu durant les années couvertes. En croisant ces données avec celles de la pollution, nous pouvons offrir un portrait détaillé de l'exposition des enfants aux polluants atmosphériques à travers le temps.

L'échantillon de l'ELNEJ est construit à partir des répondants de l'Enquête sur la population active (EPA) de Statistique Canada. L'EPA est menée sur une base mensuelle auprès de 52 000 répondants d'un océan à l'autre et elle collige de l'information sur le marché du travail. L'échantillon est représentatif des enfants canadiens présents au Canada à ce moment-là. En 1994, des enfants de 0 à 11 ans ont été échantillonnés et suivis jusqu'en 2008, lors de la dernière vague de l'ELNEJ. En 1996, d'autres enfants de 0 à 1 an ont été ajoutés à la cohorte de départ pour élargir sa portée. Le but était de s'intéresser davantage au développement de la petite enfance (DPE) en collectant des informations sur les jeunes enfants et en créant des indicateurs spécifiques liés à leur développement.

¹ <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2006/ref/dict/geo035a-fra>.

Notons aussi que de nouvelles cohortes d'enfants âgés de 0 à 1 an ont été ajoutées lors de chacune des vagues d'enquête subséquentes. La **Figure 17** présente l'intégration de ces nouvelles cohortes ainsi que l'évolution de chacune d'elles à travers les huit cycles d'enquête de l'ELNEJ.

Figure 17 : Âge des enfants à chaque cycle de l'ELNEJ



Notes : Les longues flèches représentent les cohortes et l'âge des participants pour chacun des cycles est indiqué à l'intérieur de ces flèches; les petites flèches représentent des cohortes additionnelles qui ne sont pas considérées dans cette analyse.

On remarque que la cohorte d'origine a été suivie durant les 8 cycles d'enquête, de sorte que les jeunes âgés de 0 à 11 ans en 1994 avaient de 14 à 25 ans lors du dernier cycle. On constate de plus que toutes les cohortes de 0 à 1 an ont été suivies jusqu'à 4 et 5 ans. De plus, certaines d'entre elles ont été suivies jusqu'à 6 et 7 ans, et une jusqu'à 8 et 9 ans. Ces irrégularités dans le suivi des enfants imposent certaines limites aux analyses pouvant être réalisées avec cette enquête.

Concernant le nombre d'observations, il varie bien entendu au fil des cycles d'enquête et selon les cohortes. Pour le premier cycle, le nombre total de répondants était de 22 831. Comme nous l'avons mentionné, à partir du deuxième cycle, une nouvelle cohorte d'enfants âgés de 0 à 1 an s'est ajoutée à l'échantillon, mais le nombre maximal d'enfants admissibles par ménage est passé de quatre à

deux, ce qui a fait baisser le nombre total de répondants à 16 903. Pour chacun des cycles suivants, ce nombre oscillait autour de 18 000. Enfin, les répondants qui ne participaient pas à au moins deux cycles, ne résidaient plus au pays ou étaient décédés ont été écartés. Ainsi, au cycle 8, on comptait au total 26 266 répondants, et le taux de réponse cumulatif de la cohorte initiale s'établissait à 52,7 %. Certains enfants et jeunes ont été écartés de l'étude pour des raisons comme un déménagement hors du pays ou l'absence de réponse au cours de trois cycles consécutifs.

Concrètement, l'ELNEJ comprend quatre composantes (Ménage, Enfant, Adulte et Jeune) qui incluent des questionnaires détaillés adressés principalement à la personne connaissant le mieux l'enfant, mais aussi parfois au jeune. Le questionnaire Ménage sert à recueillir de l'information sur la composition du ménage, les liens de parenté et plusieurs autres caractéristiques démographiques. Il sert aussi à identifier la personne la mieux renseignée (PMR) sur l'enfant, qui sera responsable de remplir une partie du questionnaire à son sujet. Le questionnaire Enfant contient des questions portant spécifiquement sur les enfants et les jeunes de 0 à 17 ans, à l'exception de celles et ceux qui vivent de façon autonome. C'est la PMR qui répond aux questions de cette composante. Le questionnaire Adulte concerne uniquement la PMR. Enfin, le questionnaire Jeune s'adresse aux sujets de 16 ans et plus, qui y répondent directement par téléphone ou en personne avec un agent de Statistique Canada, afin que seules leur soient posées les questions qui correspondent à leur situation. Dans les deux cas, les réponses sont immédiatement saisies à l'ordinateur pour éviter les erreurs.

Concernant l'attrition, des différences notables existent entre les caractéristiques des ménages ayant abandonné l'étude et ceux de l'échantillon final. Les non-répondants étaient plus susceptibles d'avoir un statut socioéconomique moins élevé. Les mères étaient généralement plus jeunes ou adolescentes, élevaient leurs enfants seules (famille monoparentale) et étaient titulaires d'un diplôme de niveau secondaire ou inférieur. De plus, une proportion plus élevée des mères ayant abandonné l'enquête avait fumé durant leur grossesse. Selon Statistique Canada, ces différences entre les sujets ayant abandonné à cause de l'attrition et ceux de l'échantillon final ne constituent pas un biais, car les poids longitudinaux fournis par l'enquête tiennent compte de ces non-réponses.

Deux types d'erreurs guettent les données de l'ELNEJ : les erreurs d'échantillonnage et les autres. Les erreurs d'échantillonnage sont estimées et prises en compte par Statistique Canada, qui pondère les observations afin d'avoir une bonne représentativité de la population canadienne. Quant aux autres types d'erreurs, elles peuvent être de différentes natures, comme l'autocensure, une

mémoire défaillante, une compréhension erronée d'une question ou une saisie incorrecte de la réponse.

Afin d'évaluer le développement cognitif et comportemental des enfants et des jeunes, Statistique Canada utilise deux types de mesures : directes et indirectes. Les mesures directes prennent pour la plupart la forme de tests standardisés et validés. Quant aux mesures indirectes, qui ciblent surtout les répondants de 14 à 17 ans, ce sont principalement des questionnaires autoadministrés ou remplis par les parents pour les plus jeunes. Ainsi, compte tenu des données recueillies, nous avons choisi de nous concentrer sur le développement cognitif et comportemental des enfants de 4 et 5 ans, car ces mesures sont particulièrement fiables.

Pour mesurer le développement cognitif de l'enfant à 4 ou 5 ans, trois tests sont utilisés : l'Échelle du vocabulaire en images de Peabody (EVIP), mieux connue dans la littérature sous le nom de Peabody Picture Vocabulary Test™, Connaissance des nombres (Number Knowledge, NK) et Qui suis-je? (Who am I?, WAI).

L'EVIP est largement utilisée dans la littérature scientifique pour mesurer le développement langagier des enfants. La personne qui mène le test énumère à voix haute des mots que l'enfant doit associer à des images présentées sur un tableau. Ce test est adapté à l'âge de l'enfant, qui détermine le choix de la question de départ avant que la difficulté n'augmente progressivement. En pratique, les questions sont organisées en ordre croissant de difficulté et réparties uniformément sur une échelle de difficulté. Le test se termine lorsque l'enfant a donné au moins six réponses erronées à huit questions consécutives. Il présente le grand avantage d'évaluer le niveau de compétence sans qu'il soit nécessaire de poser toutes les questions. Le score est calculé en fonction du rang de la dernière question posée et du nombre d'erreurs commises. Le score brut est ensuite normalisé selon l'âge de l'enfant, ce qui permet des comparaisons entre groupes d'âge, puisqu'il est attendu qu'un enfant de 5 ans obtienne de meilleurs résultats qu'un enfant de 4 ans. En effet, nous observons dans les données brutes une forte corrélation entre l'âge en mois et le résultat obtenu, ce qui est pris en compte dans nos modèles.

Le test Connaissance des nombres (NK) est conçu pour mesurer la compréhension des nombres. Il a été adapté au contexte de l'ELNEJ par Statistique Canada, qui l'a transformé en une évaluation à trois niveaux. Le test est automatisé et s'interrompt après un certain nombre de réponses erronées. Il est composé de 22 items, dont certains comportent deux parties. L'enfant doit répondre correctement aux deux parties pour obtenir le point, ce qui garantit une véritable compréhension du sujet. Ainsi, bien que le test contienne 22 items, il compte en réalité 30 questions, en raison des questions à deux volets. Le score

brut correspond au total des réponses correctes. Il est ensuite normalisé en fonction de l'âge pour permettre des comparaisons entre enfants de différents âges.

Enfin, le test Qui suis-je? (WAI) évalue le développement global des jeunes enfants à travers des tâches de reproduction et d'écriture. Dans le cadre de l'ELNEJ, il est appliqué aux enfants de 4 à 5 ans, puis évalué manuellement par des employés formés par Statistique Canada. Les réponses sont notées sur une échelle de 1 à 4, les réponses « pas d'essai » étant comptabilisées comme des griffonnages et recevant un score de 1. Le score total est la somme des scores des différentes échelles. Ici également, nous utilisons le score total normalisé, qui permet de comparer les résultats des enfants de différents groupes d'âge.

Pour mesurer le comportement de l'enfant à 4 ou 5 ans, quatre mesures sont utilisées : (1) trouble émotif – anxiété, (2) hyperactivité – inattention, (3) agressivité physique et (4) agressivité indirecte. C'est la personne qui connaît le mieux l'enfant, souvent la mère, qui répond aux questions permettant de construire ces mesures.

Le score du **trouble émotif** repose sur les questions suivantes :

À quelle fréquence diriez-vous que cet enfant...

- 1 paraît malheureux, triste ou déprimé?
- 2 n'est pas aussi heureux que les autres enfants?
- 3 est trop craintif ou anxieux?
- 4 est inquiet?
- 5 est nerveux ou tendu?
- 6 a du mal à s'amuser?
- 7 pleure beaucoup?

Le score total varie entre 0 et 14. Plus il est élevé, plus l'enfant présente un comportement associé à un trouble émotif et anxieux.

Le score d'**hyperactivité** repose sur les questions suivantes :

À quelle fréquence diriez-vous que cet enfant...

- 1 ne peut rester en place ou est agité?
- 2 est facilement distrait, a de la difficulté à poursuivre une activité quelconque?
- 3 est incapable de se concentrer, ne peut maintenir son attention pour une longue période?
- 4 est impulsif, agit sans réfléchir?
- 5 a de la difficulté à attendre son tour dans un jeu ou en groupe?
- 6 est inattentif?
- 7 a de la difficulté à rester tranquille pour faire quelque chose plus de quelques instants?

Le score total varie entre 0 et 16. Plus il est élevé, plus l'enfant présente un comportement hyperactif et inattentif.

Le score d'**agressivité physique** repose sur les questions suivantes :

À quelle fréquence diriez-vous que cet enfant...

- 1 se bagarre souvent?
- 2 lorsque quelqu'un lui fait mal accidentellement, il se fâche et commence une bagarre?
- 3 attaque physiquement les autres?
- 4 menace les autres?
- 5 brutalise les autres ou fait preuve de méchanceté?
- 6 frappe, mord ou donne des coups de pied à d'autres enfants?

Le score total varie entre 0 et 12. Plus il est élevé, plus l'enfant présente un comportement associé à des problèmes de conduite et de comportements agressifs au niveau physique.

Le score d'**agressivité indirecte** repose sur les questions suivantes :

À quelle fréquence diriez-vous que cet enfant, lorsqu'il est fâché contre quelqu'un...

- 1 essaie d'entraîner les autres à détester cette personne?
- 2 devient ami avec quelqu'un d'autre pour se venger?
- 3 de vilaines choses dans le dos de l'autre personne?
- 4 dit aux autres : ne restons pas avec lui/elle?
- 5 raconte les secrets de cette personne à quelqu'un d'autre?

Le score total varie entre 0 et 10. Plus il est élevé, plus l'enfant présente un comportement associé à l'agression indirecte.

En résumé, pour l'ensemble des scores de comportement, **un score plus élevé traduit un moins bon comportement** voire un trouble du comportement.

La validité des échelles pour ces mesures de comportement a été testée grâce au coefficient alpha de Cronbach, un indice qui indique à quel point un ensemble d'items mesure de manière cohérente une compétence ou un concept. Normalement, un coefficient supérieur à 0,7 indique que le questionnaire est acceptable. Par exemple, pour l'échelle « Trouble émotif – anxiété », le coefficient est supérieur à 0,7. L'échelle utilisée est donc considérée comme étant cohérente.

4.2. Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA)

Le RNSPA a été mis en place en 1969 pour mesurer la qualité de l'air au Canada. Doté initialement de 36 stations de mesure au pays, il en compte maintenant 368, qui couvrent toutes les provinces et tous les territoires. Il est issu d'une collaboration entre le gouvernement fédéral, les provinces, les territoires et certaines municipalités. Il inclut notamment les données des stations du Réseau de surveillance de la qualité de l'air du Québec.

Les stations peuvent mesurer la présence dans l'air d'une cinquantaine d'éléments différents. Nous nous attarderons aux particules fines (d'un diamètre inférieur à 2,5 micromètres), qui sont les principaux polluants atmosphériques dont les effets sur la santé sont déjà documentés. Les données sur les $PM_{2.5}$ sont collectées à chaque heure, chaque jour de l'année. Les stations recueillent donc annuellement 8 760 observations. Cette grande précision temporelle permet de prendre en compte l'exposition ponctuelle à des concentrations aiguës de polluants et pas seulement la concentration annuelle moyenne.

Pour les particules fines, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) fixe la norme nationale de qualité de l'air à une concentration quotidienne moyenne maximale de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et à une concentration annuelle moyenne maximale de $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ECCC, 2020). En plus de l'exposition aux concentrations annuelles moyennes, les données détaillées du RNSPA nous permettent de mesurer l'exposition cumulée ainsi que l'exposition aiguë.

La mission du réseau est de colliger des données sur la pollution atmosphérique dans les zones habitées du Canada. Les stations sont donc dispersées en fonction de la densité de la population dans les régions métropolitaines de recensement. Ces régions peuvent être subdivisées en sous-régions lorsque la population est supérieure à 500 000 habitants. Une station est installée dans chaque région ou sous-région de 250 000 habitants. Ainsi, la distance relative entre les stations dépend de la densité démographique. Néanmoins, l'installation d'une station est laissée à la discrétion des collaborateurs du RNSPA, c'est-à-dire aux ministères de l'Environnement et aux gouvernements provinciaux. Les stations servant à contrôler le niveau d'émissions de polluants de sources spécifiques sont situées à proximité de celles-ci. Les stations en milieu rural sont généralement positionnées entre la communauté et la source ciblée.

Le choix de l'emplacement d'une station de mesure s'inspire des travaux de Michael Brauer, de l'Université de la Colombie-Britannique (Brauer, 2012), qui a élaboré un système de classification hiérarchique fondé sur des variables clés, telles que l'urbanisation, la population, l'exploitation du sol et des caractéristiques

propres à chaque emplacement. La première variable d'analyse est le degré d'urbanisation. La deuxième reflète le nombre de résidences dans un rayon de quatre kilomètres autour d'une station. La troisième identifie le type d'exploitation du sol dans un rayon de 400 mètres autour d'une station en zone urbaine. Enfin, la quatrième définit la source d'émissions à évaluer (pollution atmosphérique générale, concentration de fond, pollution découlant du transport et pollution provenant de sources fixes).

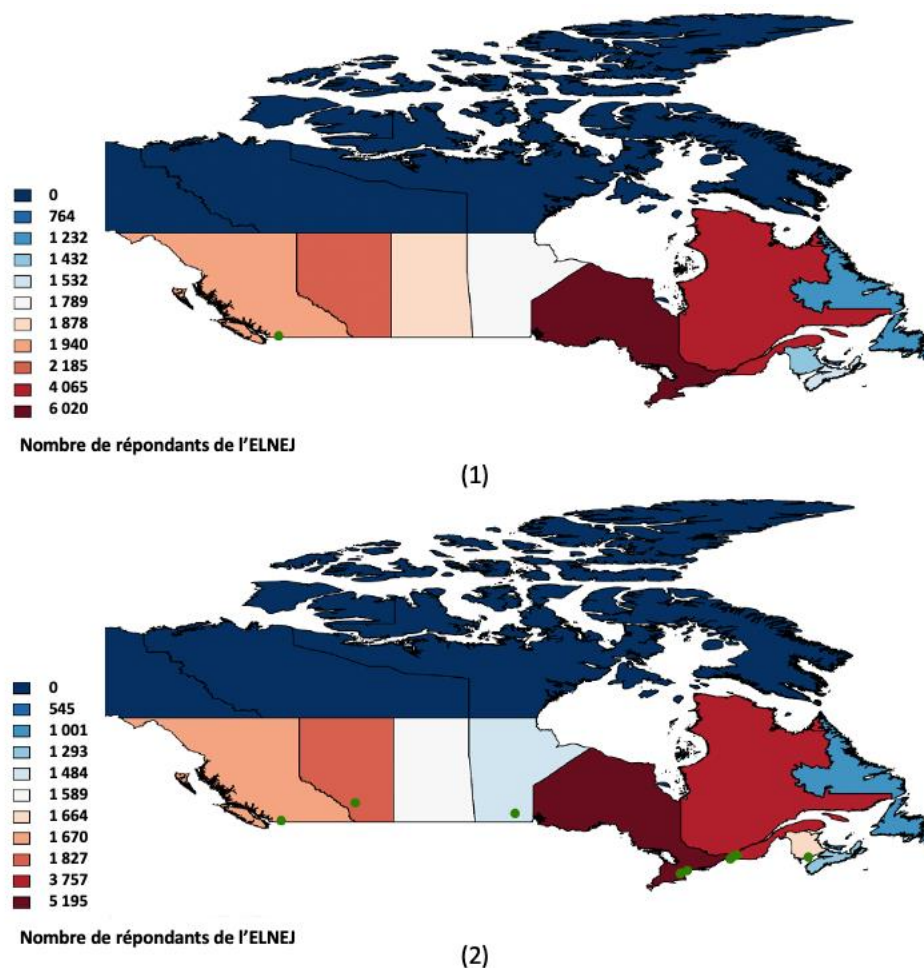
Dans ce travail, les données du RNSPA sont utilisées pour estimer les effets sur le développement cognitif des enfants.

4.3. Fichier de conversion des codes postaux et croisement des données de l'ELNEJ et du RNSPA

Dans l'ELNEJ, on établit l'emplacement des enfants selon leur code postal, alors que dans le RNSPA, on attribue des coordonnées géographiques aux stations. Le Fichier de conversion des codes postaux (FCCP) permet de lier les données de l'ELNEJ et du RNSPA. Il fournit une correspondance entre le code postal et les zones géographiques normalisées de Statistique Canada ainsi que les centroïdes de ces zones. Les codes postaux peuvent donc être convertis en points géographiques (longitude, latitude) à partir des centroïdes, et ensuite être liés aux coordonnées des stations de mesure du RNSPA. C'est cet arrimage entre l'ELNEJ et les données du RNSPA via le FCCP qui nous permet d'estimer le niveau de pollution auquel les jeunes ont été exposés durant leur enfance.

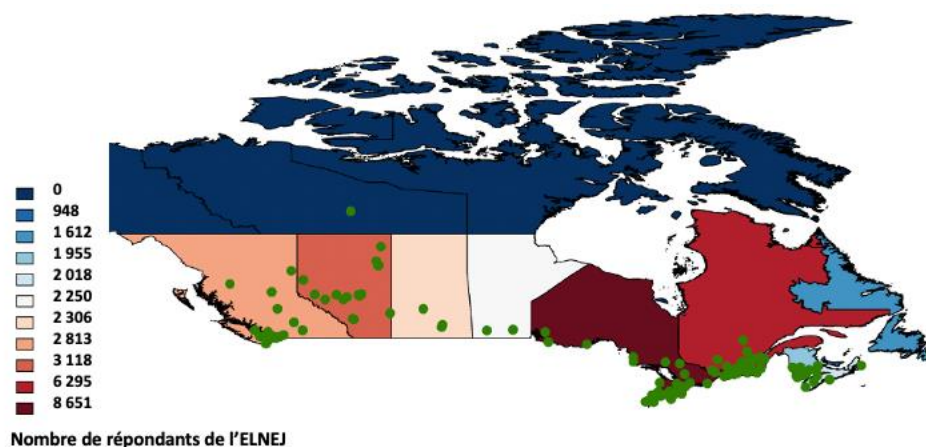
Pour chacun des huit cycles de l'enquête, nous avons cartographié les stations de mesure (points) ainsi que le nombre de répondants par province et territoire. Par souci de confidentialité et dans le but de visualiser l'échantillon le plus représentatif de la population, nous avons généré des cartes pour tous les cycles, sur lesquelles les répondants de l'ELNEJ sont représentés en fonction de leur densité. En clair, le nombre de répondants est symbolisé sur la carte par un système de couleurs. Les cartes 1 à 8 des **Figure 18** à **Figure 21** représentent l'ensemble des répondants par provinces et territoires pour chacun des cycles, en plus de situer les stations du RNSPA pour les PM_{2,5}.

Figure 18 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 1 et 2

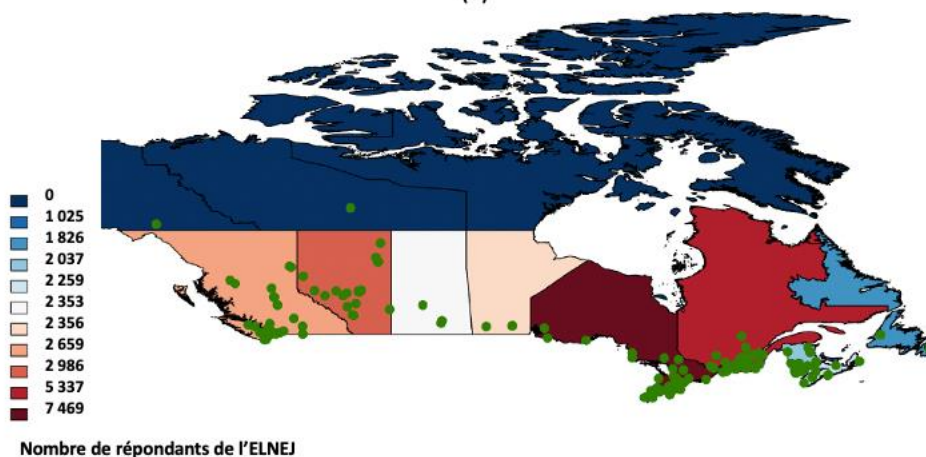


Notes : Le bleu foncé représente la région le moins de répondants à l'ELNEJ; le rouge foncé indique la région comptant le plus grand nombre de répondants; la légende indique le nombre de répondants en fonction de la couleur; chaque point vert représente une station du RNSPA qui mesure l'exposition aux particules fines; le nombre de stations augmente et leur distribution géographique s'élargit à l'extérieur des grands centres urbains au fil des cycles.

Figure 19 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 3 et 4



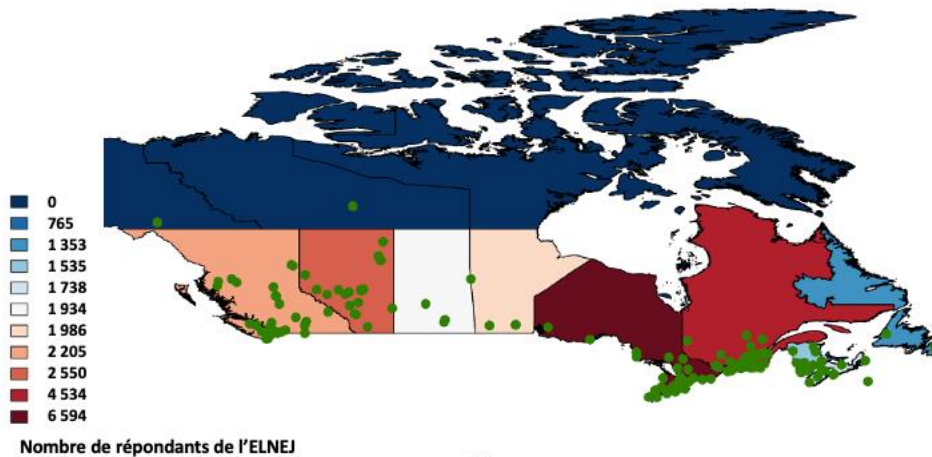
(3)



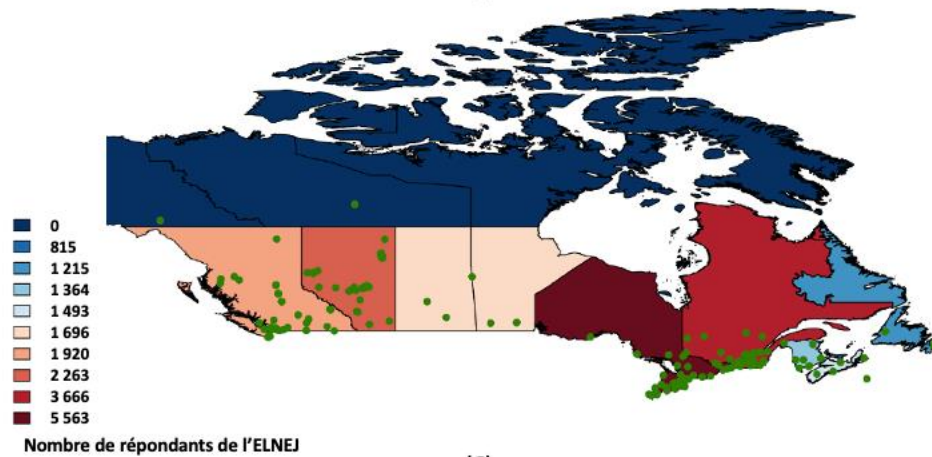
(4)

Notes : Le bleu foncé représente la région le moins de répondants à l'ELNEJ; le rouge foncé indique la région comptant le plus grand nombre de répondants; la légende indique le nombre de répondants en fonction de la couleur; chaque point vert représente une station du RNSPA qui mesure l'exposition aux particules fines; le nombre de stations augmente et leur distribution géographique s'élargit à l'extérieur des grands centres urbains au fil des cycles.

Figure 20 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 5 et 6



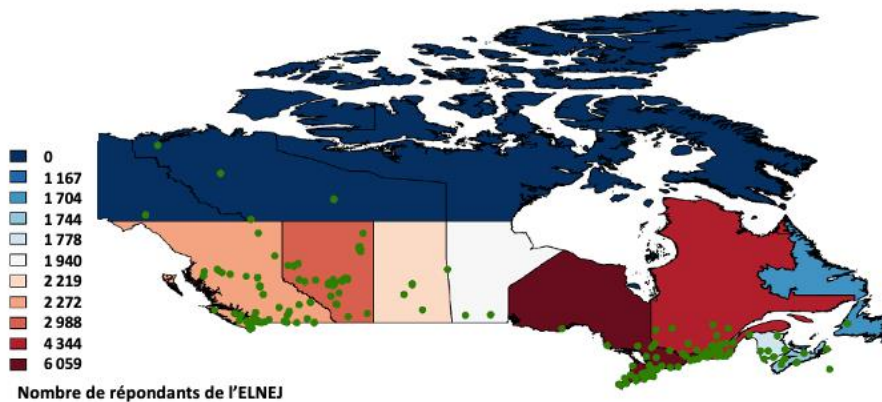
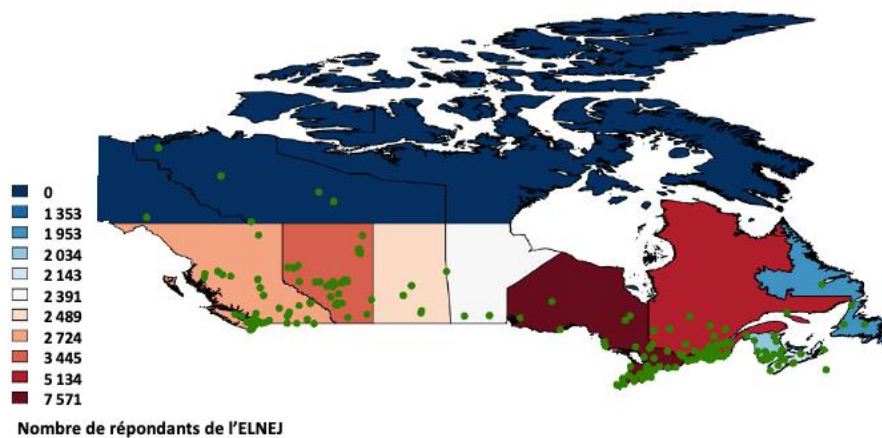
(5)



(6)

Notes : Le bleu foncé représente la région le moins de répondants à l'ELNEJ; le rouge foncé indique la région comptant le plus grand nombre de répondants; la légende indique le nombre de répondants en fonction de la couleur; chaque point vert représente une station du RNSPA qui mesure l'exposition aux particules fines; le nombre de stations augmente et leur distribution géographique s'élargit à l'extérieur des grands centres urbains au fil des cycles.

Figure 21 : Données jointes ELNEJ-RNSPA aux cycles 7 et 8



Notes : Le bleu foncé représente la région le moins de répondants à l'ELNEJ; le rouge foncé indique la région comptant le plus grand nombre de répondants; la légende indique le nombre de répondants en fonction de la couleur; chaque point vert représente une station du RNSPA qui mesure l'exposition aux particules fines; le nombre de stations augmente et leur distribution géographique s'élargit à l'extérieur des grands centres urbains au fil des cycles.

On constate ainsi que, faute de stations de mesure, les premiers cycles ne peuvent pas être utilisés. À partir du cycle 3, en 1998-1999, le nombre de stations est suffisant pour mesurer la pollution à laquelle sont exposés les enfants. Cependant, leur répartition laisse à désirer sur le plan statistique, dans la mesure où la majorité des stations sont regroupées dans quatre provinces : l'Ontario, le Québec, la Colombie-Britannique et l'Alberta. Par conséquent, les figures ci-dessus font ressortir que les données sur la pollution ne représentent pas toujours la réalité des enfants vivant à une certaine distance des stations de mesure.

Pour remédier à ce problème et conserver un maximum de répondants, nous avons dû interpoler la pollution à travers le Canada à partir des données enregistrées par les stations afin d'estimer l'exposition réelle des enfants qui ne vivent pas à proximité d'une station. Toutefois, en raison du petit nombre de stations en fonction entre 1994 et 1998 (cycles 1 et 2 de l'ELNEJ), l'interpolation spatiale des $PM_{2.5}$ n'est possible qu'à partir de 1998 (cycle 3). Plus précisément, les premières stations destinées à la collecte de données sur les $PM_{2.5}$ ont été mises en place en 1995. Durant la période couverte par l'ELNEJ, le nombre de ces stations a augmenté, passant de 2 à 61 entre 1996 et 2000, pour atteindre 192 en 2008. Dans l'ELNEJ, étant donné la répartition géographique de la population (et par conséquent, des stations de mesure, comme nous l'avons vu), la majorité de nos observations sont issues de l'Ontario, du Québec, de la Colombie-Britannique et de l'Alberta.

Concrètement, nous interpolons les données géographiques du RNSPA à l'aide de l'algorithme k-Nearest Neighbors (kNN) et générons trois indicateurs d'interpolation spatiale pour fournir une estimation plus précise du niveau d'exposition aux $PM_{2.5}$ des enfants en fonction de leur localisation géographique. Ces trois indicateurs sont :

1. la pollution annuelle moyenne;
2. la moyenne de la pollution quotidienne maximale;
3. le nombre de jours excédant la norme quotidienne.

La méthode kNN est une technique non paramétrique utilisée pour la classification et la régression. Elle estime la valeur d'un point non observé en prenant en compte les valeurs des points « k » les plus proches selon les différentes caractéristiques incluses dans l'estimateur (Song *et al.*, 2017)².

Les données sur la pollution à estimer en fonction de leur localisation géographique sont approximées, selon une mesure de distance, par la moyenne des points « k » les plus proches pour lesquels des données de station au sol existent. L'algorithme traite un ensemble test pour déterminer le nombre de voisins à utiliser et éliminer les sources de données aberrantes pouvant biaiser l'estimation, qui sont retirées de l'ensemble d'interpolation. Le nombre de voisins déterminé dans nos données est de cinq.

Le choix de la mesure de distance est crucial pour assurer l'intégrité des poids employés dans la pondération de l'algorithme kNN. Étant donné l'étendue du territoire canadien et la distribution sur sa surface des données sur les $PM_{2.5}$, la

² Les détails des équations de la méthode utilisée sont disponibles dans Song *et al.* (2017) ainsi que Ismachowiez Mamber (2024).

mesure de distance doit prendre en compte la courbure de la Terre. Dans notre interpolation spatiale, nous avons opté pour la projection planaire comme mesure de distance. Cette méthode d'approximation consiste à convertir la surface de la Terre en deux dimensions plutôt qu'en trois. Plus précisément, nous avons utilisé la projection conique conforme de Lambert, adaptée pour les pays avec une longue étendue frontalière, comme c'est le cas du Canada (Dennis, 2016). Nous avons observé que la majorité des données sont réparties selon un axe est-ouest plutôt que nord-sud, c'est-à-dire qu'elles sont localisées le long de la frontière canadienne ou à proximité. En somme, ce type de projection planaire limite le biais associé à la distribution des données le long de la frontière canadienne.

Des modèles alternatifs d'interpolation spatiale ont été testés, dont le krigeage universel et les forêts aléatoires. Mais ils n'ont pas permis d'obtenir de meilleures estimations avec l'ensemble test et n'ont donc pas été retenus.

5. Méthode

Pour estimer le lien entre l'exposition aux particules fines et le développement cognitif, nous utilisons principalement un modèle linéaire où la variable dépendante est le résultat du test, et les variables indépendantes incluent non seulement l'exposition à la pollution, mais également des indices sur le statut socioéconomique de la famille de l'enfant ainsi que des effets fixes de cohorte. Le modèle général prend donc la forme suivante :

$$Y_i = \gamma + \beta \text{pollution}_i + \sum_n \delta_n X_{ni} + \alpha + \rho + \varepsilon_i,$$

où Y_i est la variable de résultat de l'enfant i . Selon les sections de ce rapport, cette variable pourra être une mesure de développement cognitif ou un indice de trouble émotif en lien avec l'anxiété. La variable de pollution est spécifique à l'enfant i , et peut également prendre plusieurs formes. Dans cette formule générale, la pollution est indiquée par une seule variable (pollution_i), et le coefficient β mesure la relation entre la pollution et le résultat Y conditionnellement aux variables de contrôle (X_{ni}), et aux effets fixes de cohorte (α) et de province (ρ). Les effets fixes de cohorte expriment, pour toute la période d'observation, ce qui est commun aux enfants d'une même cohorte et les effets fixes de province, ce qui est commun à ceux d'une même province. Enfin, les variables de contrôle spécifiques à l'enfant permettent d'affiner la relation entre la pollution et son développement. La littérature portant sur le développement de l'enfant est vaste et démontre clairement que plusieurs facteurs influencent le développement, que les premières

années de vie sont les plus importantes, incluant les années in utero (Currie et Almond, 2011, Haeck, 2019). Nos données ne permettent pas de savoir où était la mère durant la grossesse, mais plusieurs mesures rétrospectives nous permettent de capter certains de ses comportements ayant pu affecter le développement de l'enfant. Ainsi, selon les modèles, ces variables peuvent inclure des caractéristiques qui lui sont propres, comme l'âge en mois, le sexe, la fratrie, la fréquence à laquelle les parents lisent ou regardent (deux variables distinctes) un livre avec l'enfant, la fréquence à laquelle l'enfant joue avec des crayons, la langue maternelle, la langue du test, le poids à la naissance, la santé au moment de la naissance, l'asthme. Elles prennent aussi en compte des caractéristiques propres aux parents de l'enfant, telles que le niveau d'éducation de la mère et du père, leur statut d'immigration, l'âge de la mère au moment de la naissance (adolescente ou pas), l'usage du tabac par la mère durant la grossesse ainsi que par la mère et le père au moment des enquêtes, la dépression postpartum, la prise de médicaments en vente libre durant la grossesse et la structure familiale. Le **Tableau 1** résume cette information.

De plus, nous savons que le quartier de résidence peut également avoir une influence sur le développement de l'enfant (Chetty et Hendren, 2018). Dans notre contexte, nous contrôlons un nombre important de variables corrélées avec le milieu de vie de l'enfant, mais comme la pollution ne varie pas beaucoup au sein d'un quartier, nous ne pouvons pas inclure des effets fixes de quartier pour préciser l'analyse. Si les caractéristiques non observées du quartier demeurent corrélées avec le résiduel dans notre modèle (ce qui ne peut être le cas que si nos variables de contrôle n'ont pas pu agir en tant que variable substitut du milieu de vie), alors nos coefficients seront biaisés. Ils seront surestimés si les quartiers moins favorables au développement de l'enfant sont également les plus pollués et que les variables de contrôle n'ont pas su capter les différences dans le milieu de vie de l'enfant.

Tableau 1 : Variables de contrôle par catégorie

Variables de contrôle
<i>Variables de base</i>
Âge de l'enfant en mois
Cycle de l'enquête
Langue du test
<i>Caractéristiques des enfants</i>
Asthme
Fratrerie 0-1 an, 2-3 ans et 4-5 ans
Fréquence à laquelle les enfants regardent des livres
Fréquence à laquelle les parents lisent des livres à l'enfant
Langue maternelle
Poids à la naissance
Province de résidence
Santé à la naissance
Sexe de l'enfant
Structure familiale 0-1 an, 2-3 ans et 4-5 ans
<i>Caractéristiques des parents</i>
Consommation de médicaments en vente libre pendant la grossesse
Dépression postpartum
Usage du tabac par la mère pendant la grossesse
Logarithme du revenu familial 0-1 an, 2-3 ans et 4-5 ans
Niveau d'éducation du père et de la mère
Parents adolescents
Statut d'immigration du père et de la mère
Usage du tabac chez le père et la mère

Comme nous l'avons mentionné dans la littérature, il est possible que les familles ayant un revenu plus élevé choisissent de s'établir dans des zones moins polluées que les familles ayant des revenus plus faibles. L'exposition à la pollution serait alors corrélée avec le revenu familial et le coefficient estimé sur le niveau de pollution ne permettrait pas de capter précisément le lien entre la pollution et le développement de l'enfant si cette corrélation était très forte et induisait un problème de quasi-multicollinéarité lorsqu'on l'introduit dans le modèle. Par contre, dans notre contexte, la relation entre le revenu et la pollution est en fait pratiquement inexistante, quel que soit l'âge de l'enfant, comme le démontre la Figure 25 en annexe.

Dans certains modèles, la pollution sera représentée par une variable catégorielle permettant d'appréhender une relation non linéaire entre pollution et développement. Nous y reviendrons plus en détail sous peu, mais, en pratique, nous utilisons principalement six mesures de pollution différentes :

1. la concentration annuelle moyenne de particules $PM_{2.5}$ à laquelle est exposé l'enfant durant les trois temps de mesure, soit à 0, 2 et 4 ans, soit à 1, 3 et 5 ans;
2. la concentration annuelle moyenne de particules $PM_{2.5}$ pour chacune des tranches d'âge, donc une variable à l'âge de 0 ou 1 an, une autre à 2 ou 3 ans et enfin une troisième à 4 ou 5 ans;
3. une variable catégorielle à trois niveaux : faible ($[0, 6,2] \mu g/m^3$), moyen ($[6,2, 8] \mu g/m^3$) et élevé ($[8, maximum] \mu g/m^3$), où « faible » est la catégorie de référence;
4. une variable dichotomique qui prend la valeur de 1 lorsque la concentration annuelle moyenne de $PM_{2.5}$ dépasse la norme annuelle de $8,8 \mu g/m^3$;
5. la moyenne des maximums quotidiens pour chaque groupe d'âge;
6. le nombre de jours excédant la norme canadienne quotidienne de $27 \mu g/m^3$ pour chaque groupe d'âge.

Nous faisons aussi différents modèles avec différentes variables de contrôle afin d'observer la sensibilité de nos résultats à leur inclusion. Dans tous les cas, nous tenons compte des poids bootstrap fournis par Statistique Canada. Ces poids accentuent largement nos intervalles de confiance, mais permettent de refléter le caractère aléatoire de notre échantillon de population.

Ce type de modèle a bien entendu des limites. Il ne permet pas d'établir avec certitude une relation de causalité entre l'exposition à la pollution et le développement de l'enfant, mais grâce au grand nombre de variables de contrôle, il nous en rapproche.

6. Liens entre l'exposition aux particules fines et les performances cognitives des enfants de 0 à 5 ans

6.1. Sélection de l'échantillon

Trois contraintes guident la sélection de notre échantillon de référence. Premièrement, les mesures de pollution ne sont disponibles qu'à partir de 1998

(cycle 3). Deuxièmement, comme nous l'avons mentionné, les mesures de développement cognitif ne sont disponibles que pour les 4 et 5 ans. Troisièmement, puisque nous souhaitons observer les enfants avant le test et mesurer leur exposition cumulée à la pollution, nous avons choisi de conserver ceux qui sont âgés de 0 à 5 ans, suivis sur trois périodes consécutives à partir du cycle 3. Cette dernière contrainte est ajoutée pour examiner l'impact de l'exposition aux PM_{2.5} sur les enfants d'âge préscolaire.

En pratique, nous suivons donc 4 cohortes sur une durée de 10 ans, entre 1998 et 2008. Le **Tableau 2** présente ces cohortes ainsi que l'âge des enfants aux différents cycles de l'enquête.

Tableau 2: Cohortes sélectionnées d'enfants d'âge préscolaire

Cycle 1 (1994)	Cycle 2 (1996)	Cycle 3 (1998)	Cycle 4 (2000)	Cycle 5 (2002)	Cycle 6 (2004)	Cycle 7 (2006)	Cycle 8 (2008)
ND	ND	0 – 1 an	2 – 3 ans	4 – 5 ans			
ND	ND		0 – 1 an	2 – 3 ans	4 – 5 ans		
ND	ND			0 – 1 an	2 – 3 ans	4 – 5 ans	
ND	ND				0 – 1 an	2 – 3 ans	4 – 5 ans

Notes : « ND » signifie non disponible.

Source : Tableau 2.1 d'Ismachowiez Mamber (2024).

Les principales caractéristiques des enfants de notre échantillon sont présentées dans le **Tableau 3** (un complément d'information sur l'ensemble de leurs caractéristiques est également fourni en annexe). On remarque que la majorité des enfants est en bonne ou en excellente santé (bonne : 18 %, excellente : 64 %). Puisqu'ils proviennent des 10 provinces canadiennes, la langue maternelle de la majorité est l'anglais (68 %), suivi du français (20 %). On note que 58 % des mères et 54,7 % des pères ont au moins un diplôme d'études collégiales.

Tableau 3 : Statistiques descriptives

Variable	Proportion (en %)
Sexe	
Garçons	51,0
Fille	49,0
Santé à la naissance	
Excellente	63,7
Bonne	17,9
Normale	8,4
Mauvaise	3,3
ND	6,7
Langue maternelle	
Anglais	67,7
Français	20,1
Anglais et français	0,8
Allophone	10,0
ND	1,4
Langue du test	
Français	31,9
Anglais	68,1
Niveau d'éducation de la mère	
Primaire	9,8
Secondaire	31,6
Collégial	28,8
Universitaire	29,2
ND	0,6
Niveau d'éducation du père	
Primaire	11,7
Secondaire	32,3
Collégial	28,5
Universitaire	26,2
ND	1,3
Nombre d'observations	14 446

Source : Adaptation du tableau 3.2 d'Ismachowicz Mamber (2024) à partir des données de l'ELNEJ.

6.2. Exposition à la pollution de l'air

Pour étudier l'association entre l'exposition aux particules fines $PM_{2.5}$ et le développement cognitif des enfants, quatre indicateurs d'exposition ont été utilisés. Les deux premiers proviennent de l'interpolation spatiale de la moyenne annuelle, et les deux autres de l'interpolation du maximum quotidien de $PM_{2.5}$.

Le premier indicateur généré est une variable catégorielle représentant la pollution annuelle moyenne, divisée en trois classes : faible ($[0, 6,2] \mu\text{g}/\text{m}^3$), moyen ($[6,2, 8] \mu\text{g}/\text{m}^3$) et élevé ($[8, \text{maximum}] \mu\text{g}/\text{m}^3$). Le deuxième indicateur est une variable dichotomique qui prend la valeur de 1 lorsque la pollution annuelle moyenne dépasse la norme de $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le troisième est basé sur la moyenne des pics quotidiens de $PM_{2.5}$ durant l'année. Enfin, le quatrième indicateur compte le nombre de jours où la concentration de $PM_{2.5}$ dépasse la limite quotidienne établie par les normes canadiennes, fixée à $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

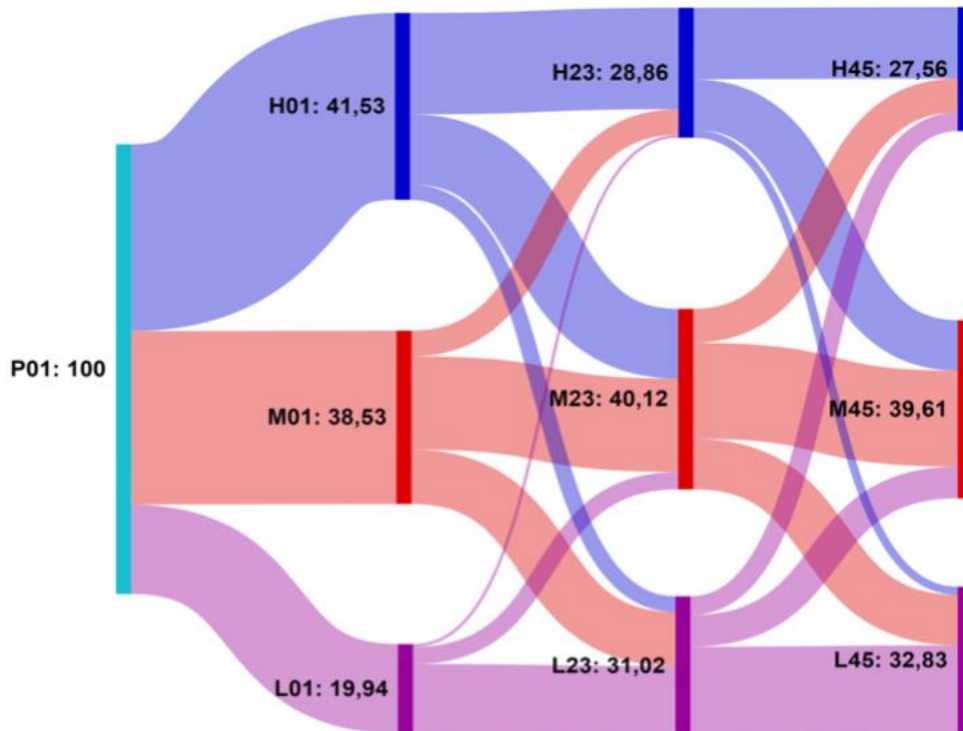
La **Figure 22** illustre le degré d'exposition aux particules fines des enfants de notre échantillon. Dans la tranche d'âge de 0 à 1 an, 41,5 % des enfants habitaient des régions à forte concentration annuelle moyenne de $PM_{2.5}$, 38,5 % étaient exposés à des niveaux modérés, tandis que 19,9 % vivaient dans des zones à faible concentration. Lorsqu'ils atteignent l'âge de 2 à 3 ans, on observe une baisse de la proportion des enfants exposés à des concentrations élevées, qui passe de 41,5 % à 28,9 %. Ainsi, en moyenne, l'exposition à la pollution a diminué entre l'âge de 0-1 an et 2-3 ans. Parmi les enfants qui vivaient dans une zone à exposition élevée à 0-1 an, environ 20 % se trouvaient dans le même contexte à 2-3 ans, ce qui implique que près de 20 % des enfants initialement en zone élevée ont transitionné vers des zones moins polluées.

Parmi les enfants exposés à un niveau moyen de pollution à 0-1 an, on remarque que seulement 11 % (4/38) d'entre eux ont transitionné vers des zones à concentrations plus élevées, alors que pratiquement aucun enfant en zone faible à 0-1 an ne s'est retrouvé en zone élevée à 2-3 ans. Au total, 0,6 % seulement des enfants ont fait une transition de ce type. En revanche, 3,5 % ont fait la transition inverse, d'une exposition élevée à une exposition faible. Globalement, à 2-3 ans, 40,1 % des enfants de l'échantillon ont été exposés à des niveaux moyens de pollution, et 31 % à des niveaux faibles.

Enfin, à l'âge de 4-5 ans, 27,56 % des enfants vivaient dans des zones à concentrations élevées, contre 39,61 % pour le niveau moyen et 32,83 % pour le niveau faible. Le recul du niveau élevé entre 0-1 ans et 2-3 ans s'est donc poursuivi entre 2-3 ans et 4-5 ans. Cette diminution de l'exposition à la pollution est attribuable en partie aux mesures mises en place pour améliorer la qualité de

l'air au Canada durant cette période, notamment la réduction des émissions industrielles, les normes plus sévères pour les automobiles et la transition vers des énergies moins polluantes (ECCC, 2018).

Figure 22 : Exposition à la pollution des enfants entre 0 et 5 ans



Notes : H01 désigne la catégorie élevée de pollution pour les enfants âgés de 0 à 1 an, M23 la catégorie moyenne de pollution pour les enfants âgés de 2 à 3 ans et H45 la catégorie faible de pollution pour les enfants âgés de 4 à 5 ans. Dans ce diagramme de Sankey, la pollution est divisée en trois classes : « L » pour faible ($[0, 6,2] \mu\text{g}/\text{m}^3$), « M » pour moyen ($[6,2, 8] \mu\text{g}/\text{m}^3$), et « H » pour élevé ($[8, \text{maximum}] \mu\text{g}/\text{m}^3$). Par exemple, pour les enfants âgés de 0 à 1 an, H01 réfère à la catégorie élevée de pollution, M01, à la catégorie moyenne et P01, à la catégorie faible. Les autres groupes d'âge sont désignés par les nombres 23, pour les enfants de 2 à 3 ans et 45 pour ceux de 4 à 5 ans.

Source : Figure 3.2 d'Ismachowiez Mamber (2024).

Outre le renforcement des normes en matière de pollution, il est possible que des familles se soient d'elles-mêmes déplacées vers des zones moins polluées. Le **Tableau 4** indique que le taux de mobilité résidentielle pourrait également avoir joué un rôle dans la diminution de l'exposition. Selon les données de l'ELNEJ, 35,5 % des enfants de l'échantillon ont déménagé une fois, et 10 % deux fois. Une recherche réalisée par Banzhaf et Walsh en 2008 a mis en évidence un lien entre

les variations de la qualité de l'air et les changements démographiques dans les communautés, montrant que les familles à revenu plus élevé ont tendance à quitter les zones fortement polluées, alors que les ménages à revenu plus faible ont plus de chances de s'y installer.

Tableau 4 : Proportion de la population qui a déménagé

Nombre de déménagements	0	1	2
Proportion des enfants	54,5 %	35,5 %	10 %

Source : Tableau 3.1 d'Ismachowiez Mamber (2024).

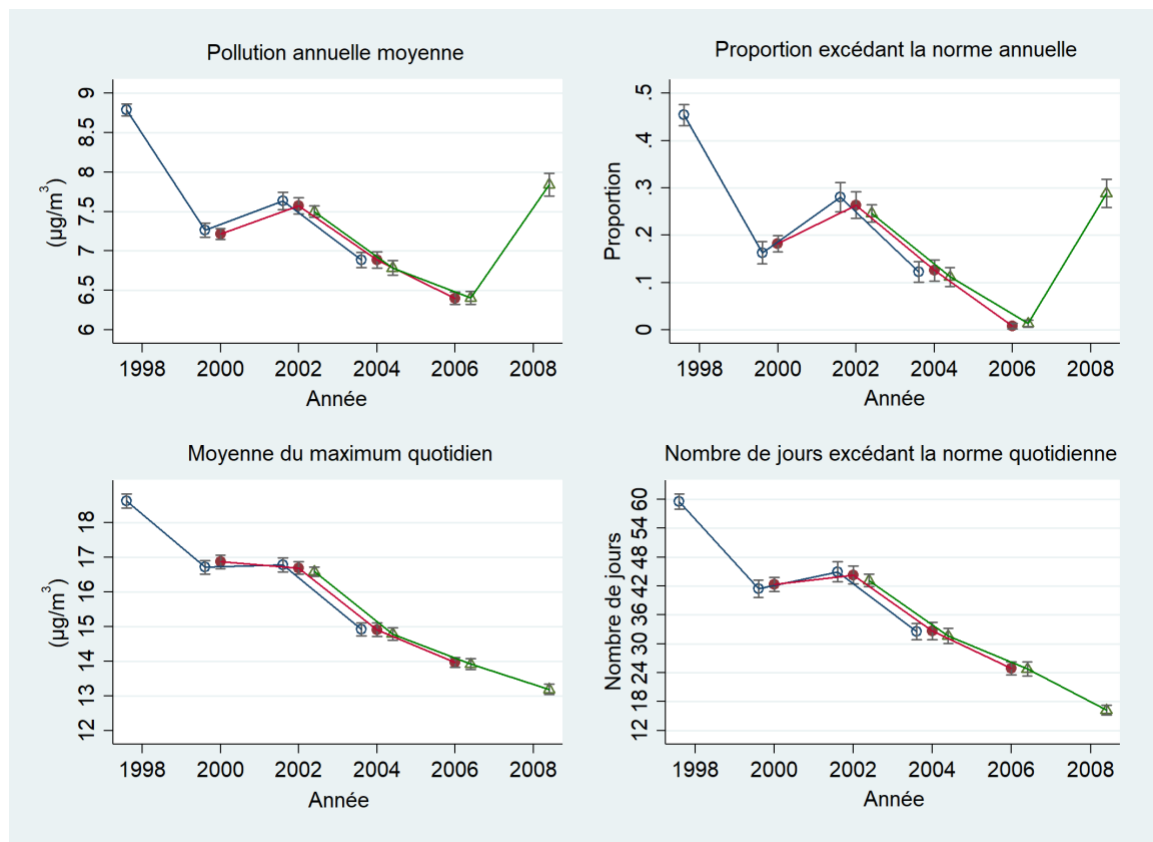
Toujours dans la **Figure 22**, si on se concentre sur les cas extrêmes de transition (directement entre niveaux faible et élevé), on remarque que seuls 4,2 % des enfants sont passés d'un niveau d'exposition faible entre 2 et 3 ans à un niveau élevé entre 4 et 5 ans. En sens inverse, seulement 1,8 % ont fait la transition d'un niveau élevé à un niveau faible dans le même temps. Ainsi, les variations extrêmes en ce qui touche l'exposition à la pollution annuelle moyenne sont assez rares parmi les enfants inclus dans l'étude.

Maintenant, si l'on observe l'évolution de l'exposition des différentes cohortes d'enfants, on remarque également une baisse générale. Dans la **Figure 23**, les cercles bleus vides représentent l'exposition des enfants de 0 à 1 an, les cercles rouges pleins celle des enfants de 2 à 3 ans, et les triangles verts celle des enfants de 4 à 5 ans. La figure comprend quatre quadrants, soit un pour chacune des mesures de pollution utilisées dans cette section.

L'examen des premier et deuxième quadrants (en haut à gauche et en haut à droite respectivement) montre une baisse de la pollution annuelle moyenne et de la proportion des enfants dont l'exposition annuelle excédait la norme entre 1998 et 2006, avec cependant un rebond en 2008. Pour la moyenne quotidienne du maximum de la journée (en bas à gauche) et le nombre de jours excédant la norme quotidienne (en bas à droite), la baisse se poursuit en 2008.

Le deuxième quadrant indique qu'en 1998, environ 45,4 % des enfants de la première cohorte étaient exposés à des niveaux de $PM_{2.5}$ excédant la norme annuelle de $8,8 \mu g/m^3$. En 2006, ils n'étaient plus que 0,8 % parmi la quatrième cohorte. Cette réduction est également attribuable aux efforts déployés pour améliorer la qualité de l'air au Canada mentionnés plus haut.

Figure 23 : Niveau d'exposition aux PM_{2,5} selon l'année



Source : Tableau 2.1 d'Ismachowicz Mamber (2024).

En 2008, par contre, une forte hausse de l'exposition aux PM_{2,5} est observée, près de 28,9 % des enfants de la quatrième cohorte subissant des niveaux de pollution annuels supérieurs à la norme de 8,8 µg/m³. Cette augmentation demeure partiellement inexpliquée. Néanmoins, deux facteurs clés en sont probablement responsables : les feux de forêt et le remplacement graduel, entre 2000 et 2013, des appareils de surveillance par balance microélectronique (TEOM) par des dispositifs de mesure plus précis, selon un rapport d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC, 2018).

6.3. Pollution de l'air et développement de l'enfant

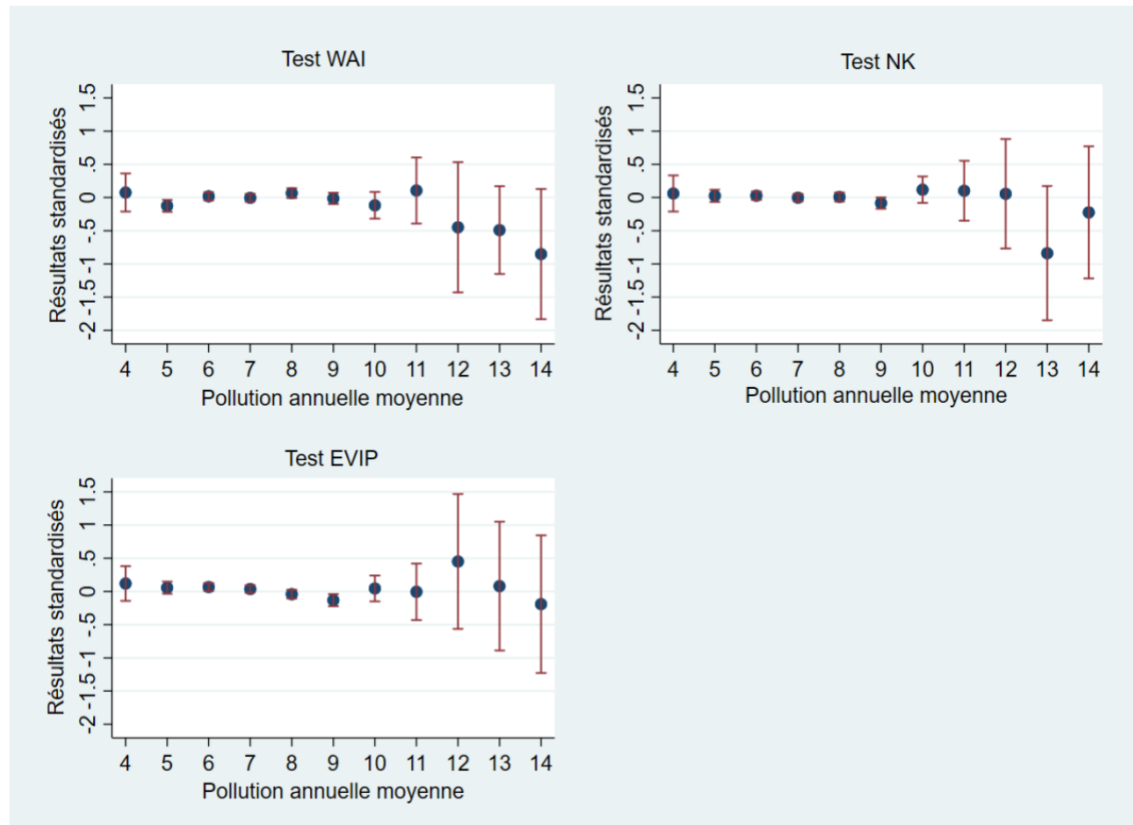
Nous utilisons les résultats à trois tests standardisés pour mesurer le développement cognitif des enfants de 4 à 5 ans : l'Échelle du vocabulaire en images de Peabody (EVIP), Connaissance des nombres (NK) et Qui suis-je? (WAI). Pour le comportement, nous utilisons les quatre scores de comportements

détaillés précédemment : (1) trouble émotif – anxiété, (2) hyperactivité – inattention, (3) agressivité physique et (4) agressivité indirecte.

Nous débutons par le développement cognitif. La **Figure 24** présente les résultats des enfants de notre échantillon en fonction de leur niveau d'exposition moyenne à la pollution de l'air ($PM_{2.5}$). Les résultats des enfants sont standardisés pour avoir une moyenne de 0 et un écart-type de 1, et ainsi faciliter la comparaison des résultats des trois tests. Cette approche permet aussi de quantifier les résultats en fonction d'un écart-type, ce qui facilite la comparaison avec d'autres études.

Puisque les scores des trois tests sont standardisés, les résultats des enfants gravitent nécessairement autour de 0, mais on remarque qu'à des niveaux de pollution élevés (au-delà de la norme fédérale de $8,8 \mu g/m^3$), le score diminue aux tests WAI et KN. Cependant, lorsqu'on tient compte de l'écart-type à 95 %, ces moyennes ne sont en réalité pas différentes de 0. On constate également que les intervalles de confiance sont plus larges lorsque la pollution cumulée est plus élevée parce que le nombre d'enfants vivant dans ces zones est moindre. La diminution des scores à des concentrations plus fortes est cohérente avec les études antérieures sur le sujet, comme celle de Sunyer *et al.* (2015). Ces auteurs constatent que l'exposition à des niveaux de pollution plus élevés à l'école est associée avec un développement cognitif moindre.

Figure 24 : Résultats aux tests de développement cognitif selon le niveau annuel moyen de particules fines



Notes : Les valeurs représentées par les points bleus sont standardisées, de sorte que la moyenne se situe près de 0 et l'écart-type près de 1. Les fourchettes rouges représentent les intervalles de confiance. Les données utilisées sont celles de l'ELNEJ et du RNSPA.

Source : Figure 3.1 d'Ismachowicz Mamber (2024).

Le **Tableau 5** présente les principaux résultats. La variable dépendante est le résultat au test Qui suis-je? dans la première colonne, au test Connaissance des nombres dans la deuxième colonne, et au test EVIP dans la dernière. Pour chaque test, quatre modèles sont estimés, chacun utilisant une mesure de pollution différente. Dans le panel A, nous présentons le lien entre la pollution annuelle moyenne à différents âges et le développement. Dans le panel B, nous utilisons plutôt une variable binaire qui indique si la pollution annuelle moyenne excède la norme canadienne annuelle de $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à différents âges. Dans le panel C, nous avons recours à la moyenne du maximum quotidien durant les 365 jours de l'année. Enfin, le panel D présente les résultats lorsque la pollution est appréhendée par le nombre de jours dans l'année où la norme journalière est dépassée. Les 12 modèles estimés incluent l'ensemble de nos variables de contrôle, à savoir les contrôles de base (âge de l'enfant, cycle de l'enquête et

langue du test) ainsi que les caractéristiques des enfants et des parents énumérées dans la présentation du modèle (section 5).

Dans le panel A, on note que les coefficients associés à la variable catégorielle de pollution ($PM_{2.5}$) annuelle moyenne sont généralement non statistiquement significatifs pour les trois mesures de développement. Ils ne peuvent donc pas être considérés comme étant différents de zéro. Ainsi, de manière générale, un niveau de pollution moyen ou élevé, par contraste avec un niveau faible, ne semble pas influencer sur le développement cognitif des enfants de 4 et 5 ans inclus dans notre analyse. On note cependant trois exceptions. Tout d'abord, les coefficients à l'âge de 4 à 5 ans sont négatifs et statistiquement significatifs pour le test Qui suis-je? (seuil de 1 % pour la catégorie moyenne et de 5 % pour la catégorie élevée). Ces résultats impliquent qu'un enfant exposé à des niveaux moyens de particules fines enregistre des scores au test WAI inférieurs de 0,082 écart-type à la moyenne du groupe, par rapport à un enfant exposé à un niveau faible. De manière similaire, un enfant exposé à un niveau élevé de particules fines obtient 0,089 écart-type en dessous de la moyenne du groupe, par rapport à la catégorie de référence. Pour les tests NK et EVIP, on ne note aucun lien entre la pollution à l'âge de 4 à 5 ans et le résultat.

En ce qui concerne l'exposition de courte durée, mais à de fortes concentrations sur une année (panel B), on constate que seule l'exposition excédant la norme canadienne de $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 2-3 ans influe négativement sur le résultat au test Qui suis-je? et que la relation est fortement significative (seuil de 1 %). Concrètement, ce résultat porte à croire que si les concentrations annuelles de $PM_{2.5}$ dépassent la norme canadienne de $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le score standardisé au test WAI diminue de 0,114 écart-type par rapport à la moyenne, comparé au groupe dont l'exposition est dans la norme. Il est probable que cette relation négative soit le résultat des effets cumulés sur une période prolongée. Enfin, on constate que l'exposition excédant la norme à 0-1 an est associée positivement au score EVIP, mais que, par contre, la relation est faiblement significative (seuil 10 %).

Tableau 5 : Lien entre la pollution et le développement cognitif

	WAI	NK	EVIP
PANEL A :			
Pollution annuelle moyenne (catégorielle)			
<i>À 0-1 an</i>			
Moyenne vs faible	0,033 (0,034)	0,019 (0,037)	-0,021 (0,034)
Élevée vs faible	0,024 (0,042)	-0,016 (0,041)	-0,035 (0,040)
<i>À 2-3 ans</i>			
Moyenne vs faible	0,046 (0,031)	-0,046 (0,033)	-0,057* (0,030)
Élevée vs faible	0,056 (0,045)	-0,019 (0,047)	-0,069 (0,044)
<i>À 4-5 ans</i>			
Moyenne vs faible	-0,082*** (0,029)	0,007 (0,032)	0,035 (0,029)
Élevée vs faible	-0,089** (0,038)	0,024 (0,041)	0,034 (0,038)
Nombre d'observations :	12 276	12 973	12 962
PANEL B :			
Excède la norme annuelle (binaire)			
<i>À 0-1 an</i>			
	0,027 (0,033)	0,008 (0,032)	0,055* (0,030)
<i>À 2-3 ans</i>			
	-0,114*** (0,040)	0,001 (0,039)	-0,055 (0,038)
<i>À 4-5 ans</i>			
	0,019 (0,038)	0,056 (0,038)	0,013 (0,039)
Nombre d'observations :	12 276	12 973	12 962
PANEL C :			
Moyenne du maximum quotidien			
<i>À 0-1 an</i>			
	0,010** (0,005)	0,004 (0,005)	0,002 (0,004)
<i>À 2-3 ans</i>			
	-0,008 (0,006)	0,000 (0,005)	-0,002 (0,005)
<i>À 4-5 ans</i>			
	-0,014** (0,006)	-0,002 (0,006)	-0,001 (0,006)
Nombre d'observations :	12 178	12 870	12 859
PANEL D :			
Nombre de jours excédant la norme journalière			
<i>À 0-1 an</i>			
	0,001 (0,001)	0,000 (0,001)	0,000 (0,001)
<i>À 2-3 ans</i>			
	0,000 (0,001)	0,000 (0,001)	-0,001 (0,001)
<i>À 4-5 ans</i>			
	-0,002*** (0,001)	-0,001 (0,001)	0,000 (0,001)
Nombre d'observations :	12 178	12 870	12 859

Notes : * p < 0,10. ** p < 0,05. *** p < 0,01. Écart-type bootstrap entre parenthèses. Toutes les variables de contrôle présentées dans le **Tableau 1** sont incluses dans tous les modèles. « Faible » est la catégorie de référence pour la pollution annuelle moyenne. Les observations des panels A et B correspondent aux observations obtenues à partir du modèle linéaire utilisant les concentrations annuelles de PM_{2,5}, tandis que les observations des panels C et D sont basées sur les concentrations quotidiennes de PM_{2,5}. *Source* : Adaptation du tableau 4.1 d'Ismachowicz Mamber (2024) à partir des données de l'ELNEJ et du RNSPA.

Dans le même ordre d'idées, on observe que la moyenne du maximum d'exposition quotidienne n'est pas associée aux résultats NK et EVIP, mais qu'elle influe sur le résultat WAI. Le coefficient implique qu'une augmentation de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la moyenne du maximum par jour à 0-1 an est associée à une hausse de 0,01 écart-type, mais à une baisse de 0,01 écart-type à 4-5 ans. Puisque la moyenne de la concentration de pointe (le maximum par jour) était de $19,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2016, une augmentation de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ représente une augmentation de 5 % relativement à la moyenne. On peut donc conclure que le lien entre l'exposition maximale et le développement est relativement faible.

Enfin, les résultats exploitant le nombre de jours excédant la norme journalière de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont très similaires. Seul le coefficient d'exposition à 4-5 ans pour le score WAI est significatif et négatif. La taille du coefficient est minime, mais dans ce cas, l'interprétation implique que si le nombre de jours augmente de 1, le score diminue de 0,002. En extrapolant, une semaine supplémentaire d'exposition aura donc un impact de -0,014. De plus, comme le nombre de jours excédant la norme était de 18 en 2008, une augmentation d'une journée représente une variation de + 5 % relativement à la moyenne. On peut donc conclure que cette association demeure somme toute modeste.

Sur le plan du comportement, des résultats similaires émergent. Le **Tableau 6** présente les résultats pour nos quatre mesures de comportement. Ce tableau suit la même structure que celle du tableau 5. On remarque rapidement que le niveau de pollution ne semble pas associé au comportement dans la majorité des cas. Pratiquement tous les coefficients sont positifs, ce qui laisse croire qu'une hausse de la pollution nuit au développement de comportements appropriés; par contre, ces coefficients sont presque tous statistiquement non différents de zéro. La seule exception se situe au niveau du trouble émotif et de l'anxiété. En effet, dans les panels C et D, on remarque que lorsque la pollution à l'âge de 4 et 5 ans est plus importante, l'enfant semble plus enclin à manifester un trouble émotif et de l'anxiété. La taille des coefficients peut sembler modeste à première vue. Dans le panel C, on constate que si la pollution maximale quotidienne augmente en moyenne de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le comportement se détériore de 0,09 écart-type. Dans notre échantillon, entre 1998 et 2008, l'exposition moyenne aux concentrations maximales quotidiennes a diminué de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Parallèlement, si le nombre de jours excédant la norme journalière augmente de 1 à 4 et 5 ans, le comportement se détériore de 0,1. Bien que ces associations puissent sembler petites, quelques jours d'augmentation seraient donc associés à une augmentation relativement importante des troubles anxieux. Dans notre échantillon, entre 1998 et 2008, le nombre de jours moyens où un enfant a été exposé à une concentration excédant la norme a diminué de 40. Enfin, la relation contemporaine donne à penser que dans des travaux ultérieurs, il pourrait être pertinent de regarder la pollution à

différents âges en concomitance avec le niveau d'anxiété (mesures prises à la même période).

Tableau 6 : Lien entre la pollution et les scores de comportement

	Trouble émotif	Hyperactivité	Agression physique	Agression indirecte
PANEL A :				
Pollution annuelle moyenne (catégorielle)				
<i>À 0-1 an</i>				
Moyenne vs faible	-0.014 (0.032)	0.016 (0.034)	-0.038 (0.033)	-0.001 (0.031)
Élevée vs faible	0.015 (0.043)	0.023 (0.043)	-0.016 (0.040)	0.034 (0.041)
<i>À 2-3 ans</i>				
Moyenne vs faible	0.016 (0.030)	-0.006 (0.031)	0.009 (0.031)	-0.013 (0.029)
Élevée vs faible	-0.063 (0.045)	-0.055 (0.042)	0.014 (0.044)	0.032 (0.046)
<i>À 4-5 ans</i>				
Moyenne vs faible	-0.045 (0.031)	-0.022 (0.030)	0.013 (0.030)	0.009 (0.029)
Élevée vs faible	0.045 (0.040)	0.030 (0.038)	-0.018 (0.039)	0.033 (0.041)
Nombre d'observations :	14 412	14 390	14 423	14 099
PANEL B :				
Excède la norme annuelle (binaire)				
<i>À 0-1 an</i>				
	-0.000 (0.001)	0.000 (0.001)	-0.000 (0.001)	0.000 (0.001)
<i>À 2-3 ans</i>				
	-0.000 (0.001)	-0.001 (0.001)	0.001 (0.001)	0.000 (0.001)
<i>À 4-5 ans</i>				
	0.001 (0.001)	0.001 (0.001)	0.000 (0.001)	0.001 (0.001)
Nombre d'observations :	14 293	14 270	14 303	13 984
PANEL C :				
Moyenne du maximum quotidien				
<i>À 0-1 an</i>				
	0.022 (0.036)	-0.004 (0.034)	0.054 (0.033)	0.058 (0.040)
<i>À 2-3 ans</i>				
	-0.038 (0.042)	-0.023 (0.038)	0.018 (0.040)	0.073 (0.049)
<i>À 4-5 ans</i>				
	0.093** (0.038)	0.019 (0.037)	-0.007 (0.038)	0.007 (0.040)
Nombre d'observations :	14 412	14 390	14 423	14 099
PANEL D :				
Nombre de jours excédant la norme journalière				
<i>À 0-1 an</i>				
	0.002 (0.005)	0.001 (0.005)	-0.002 (0.005)	-0.002 (0.005)
<i>À 2-3 ans</i>				
	-0.004 (0.006)	-0.005 (0.005)	0.007 (0.006)	0.006 (0.006)
<i>À 4-5 ans</i>				
	0.011* (0.006)	0.005 (0.006)	0.001 (0.006)	0.005 (0.006)
Nombre d'observations :	14 293	14 270	14 303	13 984

Notes : * $p < 0,10$. ** $p < 0,05$. *** $p < 0,01$. Écart-type bootstrap entre parenthèses. Toutes les variables de contrôle présentées dans le tableau 1 sont incluses dans tous les modèles. « Faible » est la catégorie de référence pour la pollution annuelle moyenne. Les observations des panels A et B correspondent aux observations obtenues à partir du modèle linéaire utilisant les concentrations annuelles de $PM_{2,5}$, tandis que les observations des panels C et D sont basées sur les concentrations quotidiennes de $PM_{2,5}$. Source : Calculs des auteurs.

Il existe une vaste littérature qui se penche sur les effets de la pollution in utero. Par exemple, une plus grande exposition à la pollution de l'air durant la grossesse augmente les risques de prématurité, de malformations congénitales et de mortalité infantile (Mitku *et al.*, 2023; Veras *et al.*, 2022). Si la pollution affecte principalement le développement de l'enfant avant sa naissance, alors le fait que nous contrôlons pour le poids à la naissance et la santé de l'enfant à la naissance impliquent que nos estimations captent les associations supplémentaires entre la pollution et le développement, soit après l'exposition in utero. Cependant, nous avons réestimé les modèles sans ces variables et les résultats demeurent sensiblement les mêmes. Exclure l'asthme, qui pourrait être aussi perçu comme un médiateur, ne change pas non plus nos conclusions. En réalité, les résultats sont extrêmement robustes à l'exclusion de la vaste majorité des variables. Ainsi, exclure en bloc les variables de fratrie, poids à la naissance, langue maternelle, santé à la naissance, comportements parentaux, ou exclure en bloc l'ensemble des variables de contrôle socioéconomiques telles que le niveau d'éducation du père et de la mère, les revenus aux différents âges de l'enfant, les comportements de la mère durant la grossesse, et ainsi de suite, ne change pratiquement pas les résultats. Si l'ensemble des variables de contrôle sont exclues, sauf la langue au moment du test et l'âge en mois de l'enfant au moment du test (qui se doivent d'être inclus étant donné le développement progressif des enfants et la spécificité des tests selon la langue), alors l'association entre la pollution et le développement est généralement non différente de zéro.

En résumé, nos résultats tendent à indiquer une faible association négative entre l'exposition à la pollution entre 0 et 5 ans et le développement des enfants de 4 à 5 ans. Ces résultats peuvent surprendre, mais il faut se rappeler que durant la période à l'étude, soit entre 1998 et 2008, les expositions à des niveaux très élevés de pollution étaient rares. Par conséquent, il devient en moyenne très difficile d'appréhender ces effets potentiellement néfastes. Néanmoins, il est à prévoir que les événements d'exposition aiguë se multiplieront en raison des changements climatiques. Wang *et al.* (2017) prédisent ainsi une hausse de 50 % des journées favorables à la sécheresse et aux vents forts dans l'Ouest canadien, des conditions qui augmentent le risque de feux de forêt. Les auteurs prévoient une hausse encore plus notable dans l'Est canadien, avec des taux de 200 % à 300 %.

6.4. Discussion

Les données indiquent que le modèle linéaire qui utilise les concentrations annuelles de $PM_{2.5}$ est plus performant. En étudiant la variable catégorielle liée aux deux premiers groupes d'âge, une corrélation négative a été dégagée entre l'exposition aux $PM_{2.5}$ et les scores obtenus aux tests NK et EVIP, ce qui indique qu'une exposition prolongée pourrait avoir des effets néfastes sur le développement cognitif. Néanmoins, pour le test WAI, les scores ne tombent sous la moyenne qu'à l'âge de 4-5 ans, ce qui laisse penser que ce sont les expositions récentes aux $PM_{2.5}$ qui affectent négativement les résultats. Concernant la variable binaire, on observe qu'une exposition à court terme aux particules fines à l'âge de 2-3 ans nuit au développement cognitif à long terme, ce qui est corroboré par les scores des tests WAI et EVIP. Enfin, on note que nos variables de pollutions sont rarement associées au développement comportemental, sauf pour le trouble émotif et anxieux. Dans ce cas, il semble y avoir une association contemporaine entre une hausse de la pollution et une hausse du trouble émotif chez les enfants de 4 et 5 ans.

En outre, lorsque les concentrations journalières de $PM_{2.5}$ sont prises en compte, nos analyses révèlent soit une absence de corrélation linéaire, soit des associations faiblement négatives pour les trois tranches d'âge. Il semble donc que les modèles basés sur des concentrations journalières n'arrivent pas à appréhender les associations en lien avec des expositions extrêmes aux particules fines. Comme elles sont relativement peu fréquentes au Canada, une stratégie gouvernementale axée sur la réduction des concentrations annuelles moyennes de $PM_{2.5}$ pourrait être plus efficace, ces dernières ayant un impact plus prononcé sur le développement cognitif des enfants de 0 à 5 ans. Néanmoins, comme nous venons de le signaler, la fréquence des événements d'exposition aiguë pourrait augmenter avec les changements climatiques (Wang *et al.*, 2017).

Au Canada, le mois d'août 2023 a été le plus destructeur à ce jour en ce qui concerne les feux de forêt, 5 709 incendies ayant dévasté quelque 13 189 644 hectares, selon le Centre interservices des feux de forêt du Canada inc. (2023). Les incendies de forêt sont des événements ponctuels qui aggravent la pollution atmosphérique et il serait judicieux de les prendre en compte dans des modèles prévisionnels par le biais d'une nouvelle variable exogène.

7. Conclusion

De manière générale, nous observons dans certains cas une association négative entre l'exposition aux $PM_{2.5}$ et le développement cognitif et comportemental des enfants de 4 à 5 ans au Canada. Ces associations sont modestes et rarement statistiquement significatives. Parmi les trois tests analysés (EVIP, NK et WAI), seuls les résultats de celui sur la connaissance de soi (WAI) sont négativement associés de manière statistiquement significative. Sur le plan du comportement, seuls les troubles émotifs et anxieux semblent exacerbés par une hausse de la pollution. Nous attribuons ces résultats au niveau relativement faible d'exposition des enfants aux particules fines dans la période étudiée et à la difficulté de l'associer aux mesures des stations au sol du RNSPA.

L'exposition des enfants aux $PM_{2.5}$ dans la période étudiée a en effet été plutôt faible. La majorité n'a pas connu d'exposition supérieure à la norme annuelle canadienne. L'exposition aiguë a également diminué rapidement dans l'échantillon analysé. Alors qu'en 1998, les enfants échantillonnés ont vécu en moyenne 59 jours avec une concentration au-dessus de la norme quotidienne, ce nombre a diminué tous les deux ans pour atteindre seulement 17 jours en 2008. Ces faibles niveaux d'exposition ont pu entraver la détection de l'impact des $PM_{2.5}$ sur le développement cognitif des jeunes.

Un autre facteur limitatif concerne la mesure de la pollution. Le réseau de stations de mesure au sol du RNSPA a connu un développement important, mais demeure lacunaire pour un pays aussi vaste que le Canada. Même avec l'exercice d'interpolation spatiale que nous avons effectué, de nombreux enfants ont dû être exclus de l'analyse, faute de mesures adéquates de la pollution à proximité. Une avenue prometteuse pour corriger cette lacune est l'utilisation de données satellitaires issues de modèles de réanalyse. Même assorties de leurs propres limites, ces données offrent une couverture temporelle et spatiale complète.

La temporalité des mesures cognitives est un dernier élément important à prendre en considération. Notre analyse est limitée par le caractère exclusivement annuel des mesures de développement cognitif. Des mesures plus fréquentes (mensuelles, hebdomadaires, quotidiennes ou même horaires) permettraient de mieux distinguer les effets de l'exposition au moment de la mesure cognitive des effets cumulés à plus long terme.

Enfin, sur le plan méthodologique, il serait possible de bonifier les analyses. Étant donné les données disponibles, nous avons centré notre analyse sur les enfants de 4 à 5 ans. Cependant, dans le futur, nous espérons que la création de nouvelles données au Québec nous permettra d'évaluer l'effet de la pollution sur les enfants à plusieurs étapes de leur vie, et de quantifier l'effet de l'exposition prolongée

durant la vie. De plus, il serait pertinent d'explorer les associations entre le milieu de vie de l'enfant et la pollution (p. ex. le niveau de criminalité, la qualité du logement, la composition du voisinage, etc.). Enfin, avec des données administratives longitudinales portant sur un plus grand nombre d'enfants, il devrait être possible d'utiliser d'autres méthodes d'analyse afin d'évaluer l'impact causal de la pollution plutôt que de se limiter à l'association entre la pollution et le développement de l'enfant.

En terminant, nous voulons teinter notre conclusion d'un optimisme prudent. L'exposition à la pollution atmosphérique, dont les particules fines $PM_{2.5}$, est relativement faible et en diminution au Québec et au Canada. Bien que quelques associations négatives avec le développement cognitif des enfants de 4 et 5 ans aient été détectées, elles demeurent de faible magnitude et statistiquement peu significatives. Ces observations pourraient être affinées en exploitant des données satellitaires offrant une meilleure couverture spatiale et des données de développement cognitif plus précises dans le temps. L'accès à des données administratives sur le développement et la santé des enfants permettrait aussi de mieux cerner la relation entre pollution et développement puisqu'il serait alors possible d'observer des groupes restreints, mais potentiellement exposés à des niveaux de pollution plus élevés que la population générale.

6. Références

- Adhvaryu, A., Kala, N. et Nyshadham, A. (2014). Management and shocks to worker productivity: evidence from air pollution exposure in an Indian garment factory. Unpublished working paper, University of Michigan.
- Anderson, J. O., Thundiyil, J. G. et Stolbach, A. (2012). Clearing the air: a review of the effects of particulate matter air pollution on human health. *Journal of medical toxicology*, 8, 166-175.
- Anisman, H. et Hayley, S. (2012). Inflammatory factors contribute to depression and its comorbid conditions. *Science Signaling*, 5(244), pe45.
- Archsmith, J., Heyes, A. et Saberian, S. (2018). Air quality and error quantity: Pollution and performance in a high-skilled, quality-focused occupation. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 5(4), 827-863.
- Aragon, F. M., Miranda, J. J. et Oliva, P. (2017). Particulate matter and labor supply: The role of caregiving and non-linearities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 86, 295-309.
- Bakian, A. V., Huber, R. S., Coon, H., Gray, D., Wilson, P., McMahon, W. M. et Renshaw, P. F. (2015). Acute air pollution exposure and risk of suicide completion. *American journal of epidemiology*, 181(5), 295-303.
- Beatty, T. K. et Shimshack, J. P. (2014). Air pollution and children's respiratory health: A cohort analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 67(1), 39-57.
- Bishop, K. C., Ketcham, J. D. et Kuminoff, N. V. (2018). *Hazed and confused: the effect of air pollution on dementia* (n° w24970). National Bureau of Economic Research.
- BNDFFC (2024). Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada. <https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/ah/nfdb#:~:text=D'après%20les%20données%20compilées,de%20la%20superficie%20brûlée%20annuellement>
- Brauer, M. et Hystad, P. (2012). Developing a Monitor Classification System for the National Air Pollution Surveillance System. <https://open.library.ubc.ca/media/stream/pdf/52383/1.0380963/5>
- Brunst, K. J., Ryan, P. H., Altaye, M., Yolton, K., Maloney, T., Beckwith, T.,... et Cecil, K. M. (2019). Myo-inositol mediates the effects of traffic-related air

- pollution on generalized anxiety symptoms at age 12 years. *Environmental research*, 175, 71-78.
- Casas, L., Cox, B., Bauwelinck, M., Nemery, B., Deboosere, P. et Nawrot, T. S. (2017). Does air pollution trigger suicide? A case-crossover analysis of suicide deaths over the life span. *European journal of epidemiology*, 32, 973-981.
- Calderón-Garcidueñas, L., Torres-Jardón, R., Kulesza, R. J., Park, S. B. et D'Angiulli, A. (2014). Air pollution and detrimental effects on children's brain. The need for a multidisciplinary approach to the issue complexity and challenges. *Frontiers in human neuroscience*, 8, 613.
- Chan, H. R., Pelli, M. et Vienne, V. (2023). Air Pollution, Smoky Days and Hours Worked. Smoky Days and Hours Worked. <https://www.cirano.qc.ca/files/publications/2023s-15.pdf>
- Chang, T. Y., Graff Zivin, J., Gross, T. et Neidell, M. (2019). The effect of pollution on worker productivity: evidence from call center workers in China. *American Economic Journal: Applied Economics*, 11(1), 151-172.
- Chen, Y., Ebenstein, A., Greenstone, M. et Li, H. (2013). Evidence on the impact of sustained exposure to air pollution on life expectancy from China's Huai River policy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(32), 12936-12941.
- Chetty, R. et Hendren, N. (2018). The Impacts of Neighborhoods on Intergenerational Mobility I: Childhood Exposure Effects, *The Quarterly Journal of Economics*, 133(3), 1107-1162.
- Cho, J., Choi, Y. J., Sohn, J., Suh, M., Cho, S. K., Ha, K. H.,... et Shin, D. C. (2015). Ambient ozone concentration and emergency department visits for panic attacks. *Journal of Psychiatric Research*, 62, 130-135.
- Chetty, R. et Hendren, N. (2018). The Impacts of Neighborhoods on Intergenerational Mobility I: Childhood Exposure Effects, *The Quarterly Journal of Economics*, 133(3), 1107-1162.
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., ... & Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907-1918.
- Commission de la santé mentale du Canada. (2017). Faire valoir les arguments en faveur des investissements dans le système de santé mentale du Canada à l'aide de considérations économiques.

- https://commissionsantementale.ca/wp-content/uploads/2020/12/case_for_investment_fr.pdf
- Corniou, M. (2020). L'infranchissable barrière hémato-encéphalique. *Québec Science*. <https://www.quebecscience.qc.ca/sante/infranchissable-barriere-hemato-encephalique/>
- Currie, J. et Almond, D. (2011). Human capital development before age five, in: *Handbook of Labor Economics*. Elsevier, 1315–1486. [https://doi.org/10.1016/S0169-7218\(11\)02413-0](https://doi.org/10.1016/S0169-7218(11)02413-0)
- Currie, J. et Walker, R. (2011). Traffic congestion and infant health: Evidence from E-ZPass. *American Economic Journal: Applied Economics*, 3(1), 65-90.
- Currie, J., Hanushek, E. A., Kahn, E. M., Neidell, M. et Rivkin, S. G. (2009). Does pollution increase school absences? *The Review of Economics and Statistics*, 91(4), 682-694.
- Dechezleprêtre, A., Nachtigall, D. et Venmans, F. (2018). *The joint impact of the European Union emissions trading system on carbon emissions and economic performance*.
- Dennis, M. L. (2016). Ground Truth: Low Distortion Map Projections for Engineering, Surveying, and GIS. Dans *Pipelines 2016*, 857–869.
- Deweirdt, J., Quignard, J. F., Crobeddu, B., Baeza-Squiban, A., Sciare, J., Courtois, A.,... Baudrimont, I. (2017). Involvement of oxidative stress and calcium signaling in airborne particulate matter-induced damages in human pulmonary artery endothelial cells. *Toxicology in Vitro*, 45, 340-350.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E.,... Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England Journal of Medicine*, 329(24), 1753-1759.
- Du, G., Shin, K. J. et Managi, S. (2018). Variability in impact of air pollution on subjective well-being. *Atmospheric Environment*, 183, 175-208.
- Ebenstein, A., Lavy, V. et Roth, S. (2016). The long-run economic consequences of high-stakes examinations: Evidence from transitory variation in pollution. *American Economic Journal: Applied Economics*, 8(4), 36-65.
- ECCC (2020). Exposition de la population aux polluants atmosphériques extérieurs. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/exposition-population-polluants-atmospheriques-exterieurs.html#tableau1>

- ECCC (2023a). Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Émissions de polluants atmosphériques.
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/emissions-polluants-atmospheriques.html>
- ECCC (2023b). *Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada, 1990–2021*.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2023/eccc/En81-30-2021-fra.pdf
- ECCC (2024). *Émissions de polluants atmosphériques : Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement*.
<https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/cesindicators/air-pollutant-emissions/2024/emissions-polluants-atmospheriques-fr.pdf>
- Fu, S., Viard, V. B. et Zhang, P. (2021). Air pollution and manufacturing firm productivity: Nationwide estimates for China. *The Economic Journal*, 131(640), 3241-3273.
- Gaffron, P. et Niemeier, D. (2015). School locations and traffic emissions—environmental (in) justice findings using a new screening method. *International journal of environmental research and public health*, 12(2), 2009-2025.
- Gehrsitz, M. (2017). The effect of low emission zones on air pollution and infant health. *Journal of Environmental Economics and Management*, 83, 121-144.
- Haeck, C. (2019). Agir durant la petite enfance : Les retombées économiques. Groupe de recherche sur le capital humain. <https://grch.esq.uqam.ca/wp-content/uploads/sites/82/Retombees-economiques-dagir-durant-la-petite-enfance.pdf>
- Hammer, M. S., van Donkelaar, A., Li, C., Lyapustin, A., Sayer, A. M., Hsu, N. C., Levy, R. C., Garay, M. J., Kalashnikova, O. V., Kahn, R. A., Brauer, M., Apte, J. S., Henze, D. K., Zhang, L., Zhang, Q., Ford, B., Pierce, J. R. et Martin, R. V. (2020). Global Estimates and Long-Term Trends of Fine Particulate Matter Concentrations (1998-2018). *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01764>
- Hansen, A. C. et Selte, H. K. (2000). Air pollution and sick-leaves. *Environmental and Resource Economics*, 16, 31-50.
- Hanushek, E. A. et Woessmann, L. (2008). The role of cognitive skills in economic development. *Journal of Economic Literature*, 46(3), 607-668.

- He, J., Liu, H. et Salvo, A. (2019). Severe air pollution and labor productivity: Evidence from industrial towns in China. *American Economic Journal: Applied Economics*, 11(1), 173-201.
- Hippocrate. (1787). Des airs, des eaux, des lieux (V.-A. Magnan, Trad.). Paris. (Travail original publié vers 400 av. J.-C.)
<https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k9762973s.texteImage>
- Hoffmann, B. et Rud, J. P. (2022). Exposure or Income? The Unequal Effects of Pollution on Daily Labor Supply. <https://doi.org/10.18235/0004003>
- Holub, F., Hospido, L. et Wagner, U. J. (2020). Urban air pollution and sick leaves: Evidence from social security data.
<https://repositorio.bde.es/bitstream/123456789/14512/1/dt2041e.pdf>
- Huang, NH, Wang, Q. et Xu DQ. (2008). Immunological effect of PM_{2.5} on cytokine production in female Wistar rats. *Biomedical and Environmental Sciences*, 21(1), 63-68.
- Institut canadien d'information sur la santé. (2020). Les dépenses de santé du Canada atteignent 264 milliards de dollars. <https://www.cihi.ca/fr/>
- Isen, A., Rossin-Slater, M. et Walker, W. R. (2017). Every breath you take—every dollar you'll make: The long-term consequences of the clean air act of 1970. *Journal of Political Economy*, 125(3), 848-902.
- Ismachowiez Mamber, A.-C. (2024). *L'effet de la pollution atmosphérique sur le développement cognitif des enfants d'âge préscolaire au Canada*. [Mémoire de maîtrise en économie, Université du Québec à Montréal].
<https://archipel.uqam.ca/17736/>
- Janke, K. (2014). Air pollution, avoidance behaviour and children's respiratory health: Evidence from England. *Journal of health economics*, 38, 23-42.
- Jayachandran, Seema. Air quality and early-life mortality evidence from Indonesia's wildfires. *Journal of Human Resources*, 44(4), 916-954.
- Kim, Y., Ng, C.F.S., Chung, Y., Kim, H., Honda, Y., Guo, Y.L.,... Hashizume, M. (2018). Air pollution and suicide in 10 cities in Northeast Asia: a time-stratified case-crossover analysis. *Environmental health perspectives*, 126(3), 037002.
- Kim, K. H., Kabir, E. et Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment international*, 74, 136-143.
- Lai, Wangyang, Li, Yanan, Tian, Xiaohui et Li, Shanjun. (2018.) Air Pollution and Cognitive Function: Evidence from Crop Production Cycles, mimeo, SSRN.

- Lee, S., Lee, W., Kim, D., Kim, E., Myung, W., Kim, S.-Y. et Kim, H. (2019). Short-term PM_{2.5} exposure and emergency hospital admissions for mental disease. *Environmental Research*, 171.
- Lin, G. Z., Li, L., Song, Y. F., Zhou, Y. X., Shen, S. Q. et Ou, C. Q. (2016). The impact of ambient air pollution on suicide mortality: a case-crossover study in Guangzhou, China. *Environmental health*, 15(1), 1-8.
- Liu, W., Sun, H., Zhang, X., Chen, Q., Xu, Y., Chen, X. et Ding, Z. (2018). Air pollution associated with non-suicidal self-injury in Chinese adolescent students: A cross-sectional study. *Chemosphere*, 209, 944-949.
- Lu, W., Hackman, D. A. et Schwartz, J. (2021). Ambient air pollution and academic achievements among US children: a panel study. In *ISEE Conference Abstracts*, 2021(1).
- Matus, P., Salgado, M. et Vega, N. (2019). Air Pollution and cognitive impairment in 5 years old children from Chile. *Environmental Epidemiology*, 3, 264.
- McGuinn, L. A., Bellinger, D. C., Colicino, E., Coull, B. A., Just, A. C., Kloog, I.,... et Horton, M. K. (2020). Prenatal PM_{2.5} exposure and behavioral development in children from Mexico City. *Neurotoxicology*, 81, 109-115.
- Mehta, A. J., Kubzansky, L. D., Coull, B. A., Kloog, I., Koutrakis, P., Sparrow, D.,... Schwartz, J. (2015). Associations between air pollution and perceived stress: the Veterans Administration Normative Aging Study. *Environmental Health*, 14(1), 1-10.
- Mitku, A. A., Zewotir, T., North, D., Jeena, P., Asharam, K., Muttoo, S., Tularam, H., Naidoo, R. N. (2023). Impact of ambient air pollution exposure during pregnancy on adverse birth outcomes: generalized structural equation modeling approach. *BMC Public Health* 23, 45. <https://doi.org/10.1186/s12889-022-14971-3>
- Morello-Frosch, R., Jesdale, B. M., Sadd, J. L., & Pastor, M. (2010). Ambient air pollution exposure and full-term birth weight in California. *Environmental Health*, 9, 1-13.
- Mullen, C., Grineski, S. E., Collins, T. W. et Mendoza, D. L. (2020). Effects of PM_{2.5} on third grade students' proficiency in math and English language arts. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(18), 6931.
- Neidell, M. (2009). Information, avoidance behavior, and health the effect of ozone on asthma hospitalizations. *Journal of Human Resources*, 44(2), 450-478.

- Organisation mondiale de la santé. (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease.
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250141/9789241511353-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Organisation mondiale de la santé. (2021). Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules (PM_{2,5} et PM₁₀), ozone, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone. Résumé d'orientation.
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/346555/9789240035423-fre.pdf>
- Peeples, L. (2020). How air pollution threatens brain health. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(25), 13856-13860.
- Pope III, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K. et Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 287(9), 1132-1141.
- Pope III, C.A., Cropper, M., Coggins, J. et Cohen, A. (2015). Health benefits of air pollution abatement policy: role of the shape of the concentration-response function. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 65(5), 516-522.
- Power, M. C., Kioumourtzoglou, M. A., Hart, J. E., Okereke, O. I., Laden, F. et Weisskopf, M. G. (2015). The relation between past exposure to fine particulate air pollution and prevalent anxiety: observational cohort study. *BMJ*, 350.
- Pun, V. C., Manjourides, J. et Suh, H. (2017). Association of ambient air pollution with depressive and anxiety symptoms in older adults: results from the NSHAP study. *Environmental health perspectives*, 125(3), 342-348.
- Ransom, M. R. et Pope III, C. A. (1992). Elementary school absences and PM₁₀ pollution in Utah Valley. *Environmental research*, 58(1-2), 204-219.
- Ranft, U., Schikowski, T., Sugiri, D., Krutmann, J. et Krämer, U. (2009). Long-term exposure to traffic-related particulate matter impairs cognitive function in the elderly. *Environmental research*, 109(8), 1004-1011.
- Santé Canada. (2021). Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada. Estimation des décès prématurés et des effets non mortels, Rapport 2021, p. 63.
- Schraufnagel, D. E. (2020). The health effects of ultrafine particles. *Experimental & molecular medicine*, 52(3), 311-317.

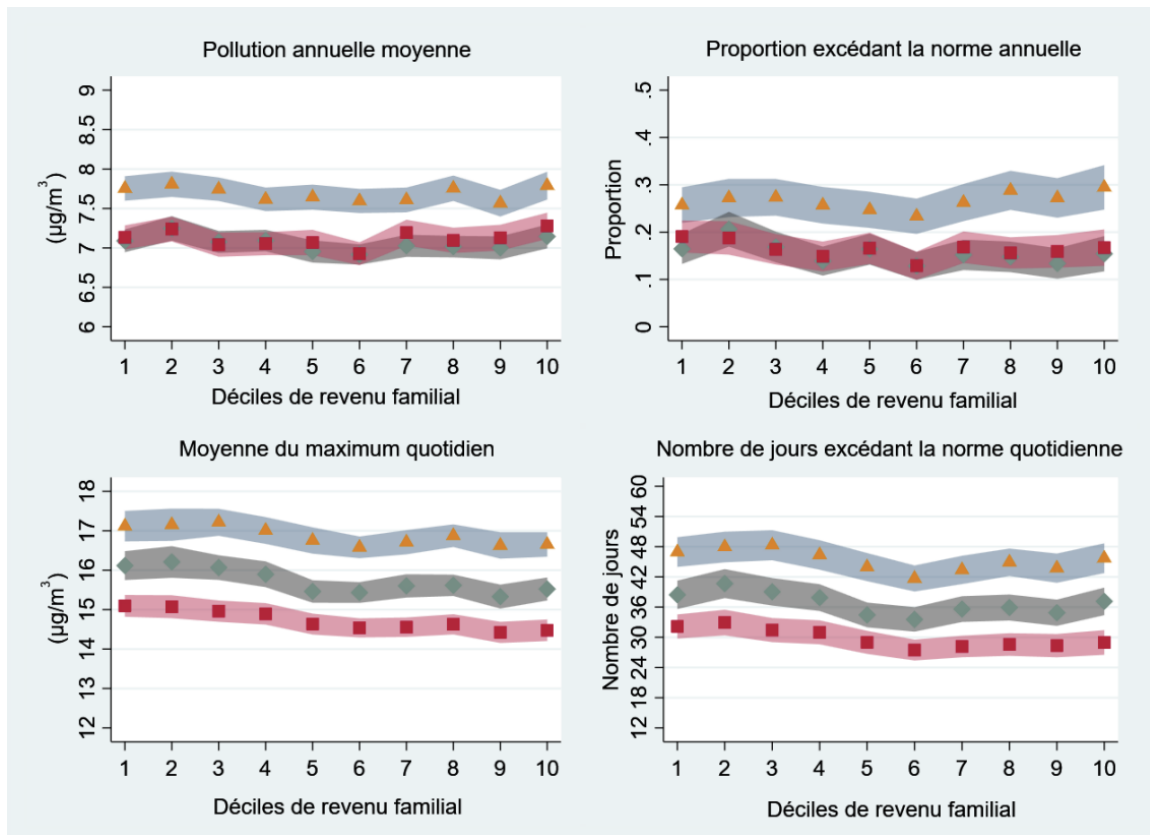
- Schwab, J. J., Spicer, J., Demerjian, K. L., Ambs, J. L. et Felton, H. D. (2004). Long-term field characterization of tapered element oscillating microbalance and modified tapered element oscillating microbalance samplers in urban and rural New York State locations. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 10(10), 1264-1280.
- Sundell, J. (2004). On the history of indoor air quality and health. *Indoor air*, 14(s 7), 51-58.
- Song, Y., Liang, J., Lu, J. et Zhao, X. (2017). An efficient instance selection algorithm for k-nearest neighbor regression. *Neurocomputing*, 251, 26-34.
- Sunyer, J., Esnaola, M., Alvarez-Pedrerol, M., Forn, J., Rivas, I., López-Vicente, M.,... et Querol, X. (2015). Association between traffic-related air pollution in schools and cognitive development in primary school children: a prospective cohort study. *PLoS medicine*, 12(3), e1001792.
- Tanaka, T., Asai, M., Yanagita, Y., Nishinakagawa, T., Miyamoto, N., Kotaki, K.,... Senjyu, H. (2013). Longitudinal study of respiratory function and symptoms in a non-smoking group of long-term officially-acknowledged victims of pollution-related illness. *BMC Public Health*, 13(1), 1-10.
- van Donkelaar, A., Martin, R. V. et al. (2019). Regional estimates of chemical composition of fine particulate matter using a combined geoscience-statistical method with Information from satellites, models, and monitors. *Environmental Science & Technology*.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06392>
- Veras, M., Waked, D., Saldiva, P. (2022). Safe in the womb? Effects of air pollution to the unborn child and neonates. *Jornal de Pediatria* 98, S 27–S31. <https://doi.org/10.1016/j.jped.2021.09.004>
- Washington University in St-Louis, Atmospheric Composition Analysis Group. (s. d.). Satellite-derived PM_{2.5}.
<https://sites.wustl.edu/acag/datasets/surface-pm2-5/#V4.NA.03>
- Wu, W., Jin, Y. et Carlsten, C. (2018). Inflammatory health effects of indoor and outdoor particulate matter. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 141(3), 833-844.
- Yolton, K., Khoury, J. C., Burkle, J., LeMasters, G., Cecil, K. et Ryan, P. (2019). Lifetime exposure to traffic-related air pollution and symptoms of depression and anxiety at age 12 years. *Environmental research*, 173, 199-206.
- Zivin, J. G. et Neidell, M. (2012). The impact of pollution on worker productivity. *American Economic Review*, 102(7), 3652-73.

Zivin, J. G. et Neidell, M. (2018). Air pollution's hidden impacts. *Science*, 359(6371), 39-40.

Zweig, J. S., Ham, J. C. et Avol, E. L. (2009). Air pollution and academic performance: Evidence from California schools. *National Institute of Environmental Health Sciences*, 1, 35.

ANNEXE

Figure 25 (ANNEXE) : Pollution annuelle moyenne et déciles de revenu familial



Triangles jaunes : revenus des parents quand les enfants ont 0 ou 1 an. Carrés rouges : enfants âgés de 2-3 ans. Losanges verts : enfants âgés de 4-5 ans. Intervalles de confiance calculés avec les poids bootstrap (niveau 95 %).

Tableau 7 (ANNEXE) : Statistiques descriptives complémentaires

Variable	Proportion (en %)
Fratrie lorsque l'enfant a 0-1 an	
Zéro	41
Un	38
Deux	15
Trois et plus	6
Fratrie lorsque l'enfant a 2-3 ans	
Zéro	27
Un	48
Deux	18
Trois et plus	7
Fratrie lorsque l'enfant a 4-5 ans	
Zéro	17
Un	51
Deux	23
Trois et plus	9
Célibataire lorsque l'enfant a 0-1 an	
Deux parents	90
Un parent	10
Célibataire lorsque l'enfant a 2-3 ans	
Deux parents	88
Un parent	12
Célibataire lorsque l'enfant a 4-5 ans	
Deux parents	86
Un parent	14
Statut d'immigration de la mère	
Canadienne	78
Canadienne naturalisée	11
Non canadienne ou ND	11
Statut d'immigration du père	
Canadien	75
Canadien naturalisé	12
Non canadien ou ND	13
Parents adolescents	
Adultes	96
Adolescents	5
Usage du tabac	
La mère fume	20
Le père fume	27
Grossesse	
Usage du tabac durant la grossesse	14
Usage de médicaments en vente libre durant la grossesse	52
Dépression postpartum	5
<i>Nombre d'observations :</i>	14 446

Source : Tiré du tableau A.2 d'Ismachowiez Mamber (2024) à partir des données de l'ELNEJ.

Tableau 8 (ANNEXE) : Fréquences des activités avec l'enfant et présence d'asthme

Variable	Proportion (en %)
Fréquence à laquelle les parents lisent un livre à l'enfant	
Rarement	5
Parfois	29
Souvent	66
Fréquence à laquelle l'enfant regarde des livres	
Rarement	2
Parfois	29
Souvent	69
Fréquence à laquelle l'enfant joue avec des crayons	
Rarement	1
Parfois	28
Souvent	71
Asthme	
Non	88
Oui	12
<i>Nombre d'observations :</i>	14 446

Source : Tiré du tableau A.2 (et 3,2 pour l'asthme) d'Ismachowicz Mamber (2024) à partir des données de l'ELNEJ.