



Health
Canada

Santé
Canada

Impacts de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada en 2018

Rapport 2024



Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux membres des Premières Nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de soins de santé sert bien les Canadiennes et les Canadiens.

Also available in English under the title:
Health impacts of air pollution in Canada in 2018: 2024 report

Pour plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada
Indice de l'adresse 0900C2
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Sans frais : 1-833-223-1014
Télécopieur : 613-941-5366
ATS : 1-800-465-7735
Courriel : air@hc-sc.gc.ca

La présente publication est également accessible, sur demande, dans d'autres formats.

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2024

Date de publication : mars 2024

Cette publication peut être reproduite sans autorisation pour usage personnel ou à l'interne seulement, dans la mesure où la source est indiquée en entier.

N° de cat. : H144-51/2018F-PDF
ISBN : 978-0-660-69855-7
Publ. : 230735

Table de matières

Sommaire	4
Introduction	6
Méthodes	7
Polluants inclus dans l'estimation	7
Estimation de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles.....	8
Estimation des décès prématurés et des effets non mortels liés à la pollution atmosphérique.....	14
Estimation de la valeur monétaire des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé	19
Résultats	21
Résultats de mortalité par groupe d'âge.....	26
Discussion	27
Impacts par groupe d'âge	28
Analyses de sensibilité et analyses complémentaires.....	29
Comparaisons avec des analyses précédentes du fardeau sanitaire réalisées par Santé Canada.....	35
Comparaisons avec d'autres analyses du fardeau sanitaire au Canada	36
Conclusions	37
Références	39
Annexe B : Modèle de régression de l'utilisation des terres pour le NO₂ pour 2020	52
Annexe C : Taux de référence des effets sur la santé	54
Annexe D : Autres estimations des impacts sur la santé	56

Sommaire

Au cours des dernières décennies, de nombreuses preuves scientifiques montrent que l'exposition à la pollution de l'air ambiant (extérieur) entraîne un large éventail d'effets néfastes pour la santé. Ces effets sont d'une gravité variable, allant de symptômes respiratoires à l'apparition de maladies et à la mort prématurée.

À l'aide de données scientifiques sur la santé et sur l'atmosphère, il est désormais possible d'estimer les effets (ou le fardeau) de l'exposition à la pollution de l'air ambiant sur la santé de la population. Parmi ces impacts, mentionnons les décès prématurés et les effets indésirables non mortels sur la santé.

Au Canada et à l'étranger, les études scientifiques et les évaluations des effets sur la santé ont permis :

- de relier une vaste gamme d'effets sur la santé à l'exposition à des polluants
- les données suggèrent que l'impact général est plus important en ce qui a trait aux particules fines (PM_{2,5}), à l'ozone troposphérique (O₃) et au dioxyde d'azote (NO₂)
- d'autres polluants, comme le dioxyde de soufre et le monoxyde de carbone, sont également associés à des effets néfastes pour la santé
- d'établir que la pollution atmosphérique est l'un des principaux facteurs de risque de décès prématurés et d'incapacité

Le présent rapport est une mise à jour des rapports publiés antérieurement par Santé Canada sur les effets de la pollution atmosphérique sur la santé. Il comprend des estimations du fardeau sanitaire pour l'année 2018 réalisées à partir des estimations de l'exposition à la pollution atmosphérique de 2017 à 2019. Les estimations du fardeau sanitaire sont fondées sur 3 années de données sur l'exposition à la pollution ambiante afin d'atténuer les variations des concentrations d'une année à l'autre.

L'approche utilisée pour estimer quantitativement les effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population est bien établie par les organisations internationales des sciences de la santé. Conformément aux approches reconnues, Santé Canada a estimé :

- l'exposition à la pollution atmosphérique ambiante dans l'ensemble du Canada
- les effets néfastes sur la santé qui en découlent pour la population
- les valeurs monétaires de ces impacts sur la santé

La présente analyse tient compte des données démographiques nationales, dont la taille de la population, les profils d'âge et l'état de santé de référence (c'est-à-dire l'incidence d'un effet sur la santé dans la population). Les impacts sur la santé sont présentés à l'échelle nationale, provinciale et territoriale ainsi que par division de recensement. La pollution de l'air est représentée par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂.

Les estimations de la morbidité et de la mortalité présentées dans cette évaluation sont fondées sur des renseignements sur les risques tirés d'études épidémiologiques pertinentes pour le Canada. Par exemple, les données sur les risques qui contribuent aux estimations de la mortalité proviennent d'études d'une cohorte et de séries chronologiques canadiennes ainsi que d'une cohorte américaine. Il est important que les populations à l'étude et les niveaux d'exposition soient représentatifs des conditions canadiennes.

Dans cette analyse, les décès prématurés et les effets non mortels liés à la pollution de l'air sont fondés exclusivement sur des expositions aux concentrations ambiantes de PM_{2,5}, d'O₃ et de NO₂. Ces 3 polluants ont été sélectionnés en fonction de preuves épidémiologiques probantes quant à leurs effets néfastes sur la santé. Nous avons également la capacité d'estimer avec fiabilité la répartition spatiale de leurs concentrations ambiantes pour l'ensemble du Canada.

Les risques d'effets sur la santé découlent d'analyses statistiques d'études d'impacts sanitaires de la pollution atmosphérique. Ils ont été sélectionnés par consensus par un groupe d'experts de Santé Canada et elles représentent des valeurs approuvées par Santé Canada. Les effets de mortalité comprennent la mortalité toutes causes confondues associée à l'exposition à long terme (chronique) aux PM_{2,5} dans l'air ambiant et à l'exposition à court terme (aiguë) au NO₂ et à l'O₃ annuel. Ils comprennent aussi la mortalité de cause respiratoire associée à l'exposition chronique à l'O₃ estival ou en saison chaude.

Dans ce rapport, nous avons examiné l'exposition de la population canadienne à des concentrations **au-delà des concentrations naturelles**, c'est-à-dire la différence entre les concentrations ambiantes et les concentrations naturelles. Les concentrations naturelles sont équivalentes aux niveaux minimums de pollution de l'air ambiant n'étant pas affecté par des émissions de sources humaines, comme les niveaux enregistrés dans les régions éloignées, loin de l'activité humaine. La pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles se compose principalement d'émissions produites par l'humain (anthropiques) ainsi que d'émissions provenant d'événements naturels, comme les feux de forêt, qui influent sur les concentrations dans l'air ambiant. L'exposition aux polluants de l'air dans les environnements intérieurs n'a pas été prise en compte.

Il est pertinent d'examiner la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles dans une perspective de gestion de la qualité de l'air au Canada, car les politiques et les règlements ciblent généralement les émissions produites par l'humain. La modélisation a montré que les expositions moyennes nationales à la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles de 2017 à 2019 étaient de 5,32 µg/m³ pour les PM_{2,5}, de 7,11 ppb pour le NO₂, de 11,16 ppb pour l'O₃ annuel et de 12,39 ppb pour l'O₃ estival. Ces moyennes sont pondérées en fonction de la population pour tenir compte de la répartition géographique de la population du Canada.

Santé Canada estime que la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles en 2018, y compris la pollution atmosphérique provenant de sources humaines en Amérique du Nord, contribue à 17 400 décès prématurés au Canada. (Remarque : L'année d'analyse pour les estimations des effets sur la santé est 2018. Les estimations de l'exposition moyenne de 2017 à 2019 sont appliquées aux données démographiques de 2018.) Des impacts sanitaires supérieurs sont estimés dans les régions plus peuplées ou plus polluées. Cela comprend environ 6 500 décès prématurés en Ontario, 4 300 au Québec, 2 400 en Colombie-Britannique et 2 100 en Alberta. À l'échelle nationale, la morbidité ou les effets non mortels sur la santé comprenaient 3,6 millions de jours de symptômes d'asthme et 39 millions de jours de symptômes respiratoires aigus par année.

La valeur monétaire totale de tous les impacts sur la santé pouvant être attribués à la pollution atmosphérique en 2018 est de 146 milliards de dollars (CAD 2020). Les décès prématurés liés à la pollution de l'air représentent 95 % (139 milliards de dollars en CAD 2020) de la valeur totale des impacts.

L'estimation de 2018 de 17 400 décès prématurés représente 47 décès prématurés pour 100 000 personnes. Les estimations précédentes publiées par Santé Canada pour 2011, 2015 et 2016, qui étaient fondées sur des versions antérieures de données et d'outils de modélisation de la qualité de l'air, sont plus faibles et varient entre 41 et 42 décès pour 100 000 personnes.

L'augmentation en 2018 découle principalement d'une amélioration de la modélisation de la qualité de l'air, soit la mesure des PM_{2,5} dans l'air ambiant, et non de l'aggravation des niveaux de pollution atmosphérique. Santé Canada a refait l'analyse du fardeau sanitaire lié à la pollution atmosphérique de 2016 à l'aide du modèle le plus récent. Notre nouvelle analyse a montré que l'exposition aux PM_{2,5} était plus élevée en 2016 et que les estimations du fardeau sanitaire de la pollution atmosphérique atteignaient 17 700 décès prématurés, soit 49 décès prématurés pour 100 000 personnes. En comparaison, les estimations initiales étaient de 15 300 décès prématurés, soit 42 décès prématurés pour 100 000 personnes.

Ces constatations confirment que la pollution atmosphérique et le fardeau sanitaire qui y est associé au Canada ont été constants au cours de la dernière décennie. Comparativement à nos estimations du fardeau

sanitaire de la pollution atmosphérique pour l'année 2016, les résultats de 2018 montrent une diminution des décès prématurés équivalant à 2 incidents pour 100 000 personnes.

Cependant, en raison des limites des données et des lacunes dans les connaissances, il n'est pas possible de quantifier tous les effets sur la santé associés à l'exposition aux PM_{2,5}, à l'O₃ et au NO₂ répertoriés dans la documentation scientifique. De plus, d'autres contaminants atmosphériques contribuent aux impacts sur la santé, mais n'ont pas été pris en compte dans ce travail. Par conséquent, l'impact total de l'exposition à la pollution atmosphérique au Canada est probablement sous-estimé dans le présent rapport.

Dans l'ensemble, malgré les niveaux relativement faibles de polluants atmosphériques au Canada comparativement à d'autres régions du monde, on constate que la pollution atmosphérique a un impact sur la santé de la population canadienne.

Introduction

La pollution atmosphérique contribue de manière importante au développement de maladies et aux décès prématurés. Elle représente également le plus important facteur de risque environnemental pour la santé humaine (Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2016). L'exposition à la pollution atmosphérique augmente le risque de mourir prématurément d'une maladie cardiaque, d'un accident vasculaire cérébral ou d'un cancer du poumon. (Remarque : de multiples facteurs de risque sont en cause dans l'apparition ou l'aggravation d'effets indésirables sur la santé. Bien que la pollution atmosphérique puisse contribuer à accroître le risque d'impacts sur la santé, cela ne signifie pas que la pollution atmosphérique en soit la seule cause. L'exposition à la pollution atmosphérique est un des facteurs de risque qui contribue à l'apparition d'effets néfastes pour la santé.)

L'état actuel des sciences de la santé et de l'atmosphère permet d'estimer le nombre de décès prématurés et d'effets néfastes à la santé non mortels en lien avec une exposition à la pollution atmosphérique. Divers chercheurs et organismes ont publié des estimations mondiales et nationales des décès prématurés et d'autres effets néfastes sur la santé attribuables à la pollution atmosphérique. Il s'agit notamment de Cohen et coll. (2017), de l'Institute for Health Metrics and Evaluation et du Health Effects Institute (IHME et HEI, 2020), ainsi que de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2016). Ils ont utilisé des renseignements tirés de publications scientifiques examinées par des pairs pour établir une relation entre l'exposition de la population à la pollution (à court et à long terme) et le risque d'effets indésirables sur la santé, y compris les décès prématurés et les visites à l'hôpital. La relation quantitative entre l'exposition et le risque accru d'effets indésirables sur la santé est appelée la relation concentration-réponse (RCR).

Selon le projet Global Burden of Disease (GBD, fardeau mondial de morbidité), la pollution atmosphérique est le quatrième facteur de risque de mortalité en importance dans le monde. À l'échelle mondiale, ce facteur a été responsable de 12 % des décès en 2019 (soit 6,7 millions de décès prématurés) (IHME et HEI, 2020). Cela comprend 4,1 millions de décès prématurés causés par l'exposition aux PM_{2,5} dans l'air ambiant seulement, ce qui représente 62 % des décès totaux qui peuvent être attribués à la pollution atmosphérique.

La qualité de l'air est relativement bonne au Canada. Il fait partie des 10 pays dont les niveaux d'exposition aux concentrations ambiantes de PM_{2,5} sont les plus faibles à l'échelle nationale, à moins de 8 µg/m³ selon la concentration de PM_{2,5} pondérée en fonction de la population (IHME et HEI, 2020). Toutefois, la pollution de l'air continue à avoir un impact sur la santé de la population du Canada. Les [analyses du GBD](#) indiquent que la pollution atmosphérique :

- se classe au 13^e rang des facteurs de risque de mortalité au Canada (12 décès pour 100 000 personnes)
- constitue le deuxième risque environnemental après les températures non optimales (températures élevées et basses)

Des estimations de la mortalité attribuable à la pollution atmosphérique au Canada ont été établies antérieurement par Santé Canada (2017, 2019, 2021), Stieb et coll. (2015), ainsi que dans le cadre du projet GBD (IHME 2019). Par exemple, dans son analyse de l'année 2016, Santé Canada a estimé que 15 300 décès prématurés étaient attribuables à l'exposition aux polluants de l'air ambiant en 2016, en particulier les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ (Santé Canada, 2021).

Les estimations des effets mortels et non mortels attribuables à la pollution atmosphérique changent au fil du temps, à mesure que les estimations de la pollution atmosphérique ambiante au Canada s'améliorent et que nous comprenons mieux la relation entre l'exposition à la pollution atmosphérique et les risques d'effets néfastes sur la santé. Par exemple, de nouveaux règlements peuvent limiter les rejets de polluants atmosphériques provenant de certaines sources, et des données à jour sur la pollution atmosphérique ainsi que des outils de modélisation peuvent améliorer notre capacité à estimer l'exposition à la pollution atmosphérique. L'évolution de la santé de la population et des caractéristiques démographiques, y compris le vieillissement de la population, influent aussi sur le nombre d'effets sur la santé qui peuvent être attribués à l'exposition à la pollution atmosphérique.

Les données et les connaissances scientifiques les plus récentes ont été utilisées afin de fournir des estimations à jour des résultats en matière de morbidité et de mortalité au Canada liés aux concentrations ambiantes de PM_{2,5}, d'O₃ et de NO₂ pour la période de 2017 à 2019. La présente analyse fournit :

- des estimations au niveau national, provincial, territorial et des divisions de recensement
- des estimations monétisées des impacts sur la santé

Les méthodes décrites ici sont exhaustives et adaptées au contexte canadien. L'exposition aux polluants de l'air intérieur n'a pas été prise en compte.

La pandémie de COVID-19 et les mesures prises par les pays au début de 2020 pour limiter les infections ont grandement influencé les activités humaines. Des réductions draconiennes des déplacements et de l'activité commerciale et industrielle ont contribué à une diminution des émissions de polluants atmosphériques et, dans de nombreuses régions, à une amélioration de la qualité de l'air ambiant. Des études menées au Canada suggèrent que les concentrations de NO₂, par exemple, étaient plus faibles au cours des mois pendant et après le confinement que celles attestées dans les données historiques (Adams, 2020; Fioletov et coll., 2022; Griffin et coll., 2020; Mashayekhi et coll., 2021; Zhao et coll., 2022).

Dans l'analyse de sensibilité présentée à l'annexe A, nous comparons le fardeau sanitaire pour la période de 2017 à 2019 à celui de la période de 2018 à 2020. Cette analyse de sensibilité a pour objectif d'évaluer la variabilité interannuelle des estimations de la pollution atmosphérique, notamment l'influence potentielle des mesures liées à la COVID-19, sur l'estimation du fardeau sanitaire pour l'année 2019. La période de 2018 à 2020 n'a pas été sélectionnée pour l'analyse principale en raison d'incertitudes quant aux résultats de modélisation pour l'année 2020.

Méthodes

Polluants inclus dans l'estimation

La présente analyse des effets de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada est axée sur les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂.

Les émissions provenant de sources locales, régionales, nationales et internationales contribuent directement (pollution primaire) et indirectement (pollution secondaire) à la présence de ces polluants dans l'air ambiant du pays. Par exemple, la combustion de carburant (véhicules routiers et équipements non routiers) et les sources de production d'énergie (comme le charbon ou le gaz naturel) libèrent des particules

et des oxydes d'azote (NOx) dans l'air. De plus, la combustion émet des composés organiques et d'autres composés inorganiques qui contribuent à la production secondaire des PM_{2,5} et de l'O₃. L'ozone n'est pas émis directement, mais il se forme à partir de précurseurs comme les NOx et les composés organiques volatils (COV) par des réactions secondaires dans l'atmosphère et des réactions à la lumière du soleil.

Santé Canada et des organismes internationaux ont conclu que les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ causent ou sont susceptibles de causer des décès prématurés. Ces données sont fondées sur des études et des examens épidémiologiques (par exemple, Santé Canada, 2013, 2016, 2022; Environmental Protection Agency des États-Unis [US EPA], 2019).

Ces 3 polluants sont également responsables de la plupart des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé de la population. Il existe de solides preuves scientifiques qui démontrent les effets de ces polluants sur la santé même à de très faibles concentrations. Par ailleurs, il n'y a pas de preuves relatives à un seuil d'exposition sans risque dans la population. En d'autres termes, toute augmentation progressive de la concentration d'un polluant atmosphérique est associée à un risque accru d'effets néfastes pour la santé.

Vous trouverez des renseignements généraux sur les émissions et les concentrations ambiantes de PM_{2,5}, d'O₃ et de NO₂ au Canada, ainsi que sur les effets néfastes connexes sur la santé, dans d'autres publications (Environnement et Changement climatique Canada [ECCC], 2018, 2020, 2022; Santé Canada, 2013, 2016, 2021, 2022).

Estimation de l'exposition de la population à la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles

Notre présente analyse estime les taux de mortalité et de morbidité associés à l'exposition à la pollution de l'air ambiant au-delà des concentrations naturelles. L'augmentation de la pollution au-delà des concentrations naturelles provient d'émissions produites par l'humain (anthropiques) en Amérique du Nord et d'émissions naturelles (notamment des feux de forêt). Les effets sur la santé associés aux concentrations naturelles de polluants (qui comprennent les émissions d'autres sources naturelles et de sources hors de l'Amérique du Nord) n'ont pas été inclus.

Certains auteurs font la distinction entre les conditions de référence (contributions naturelles et de longue distance de pollution atmosphérique; *baseline*) et les conditions naturelles (concentrations naturelles seulement; *background*) (TFHTAP, 2010). Toutefois, Santé Canada utilise l'expression « concentrations naturelles » pour représenter toutes les contributions autres que celles des émissions produites par l'humain en Amérique du Nord ou découlant d'événements naturels importants comme les feux de forêt. Cette expression est comparable à l'expression concentrations naturelles nord-américaines (*North American background*) ou concentrations naturelles pertinentes du point de vue des politiques (*policy relevant background*) utilisée par l'US EPA (CRS, 2019).

La pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles est pertinente pour la gestion de la qualité de l'air au Canada, car les politiques et les règlements visant à améliorer la qualité de l'air ciblent généralement les émissions produites par l'humain. Nous avons utilisé des modèles de concentrations ambiantes de PM_{2,5}, d'O₃ et de NO₂ pour estimer les expositions à l'échelle de la population canadienne. Ces estimations modélisées (figures 1 à 3) ont été produites à l'aide d'une combinaison de mesures au sol, de données satellitaires, de données géographiques et d'information sur l'utilisation des terres, ainsi que de simulations fondées sur un modèle informatique. Les concentrations naturelles ont ensuite été soustraites pour obtenir les données sur l'exposition incluses dans cette analyse.

Concentrations naturelles de pollution atmosphérique

Les concentrations naturelles de PM_{2,5}, d'O₃ et de NO₂ ont déjà été estimées en collaboration avec Environnement et Changement climatique Canada. Cette initiative visant à évaluer les mesures de

concentration dans les stations de surveillance rurales et éloignées au Canada faisait appel à des approches qualitatives (jugement d'experts) et quantitatives (fondées sur des données).

Les concentrations naturelles ont été estimées à l'aide de l'une des 2 méthodes suivantes :

1. Nous avons divisé les données des stations de surveillance rurales et éloignées en secteurs d'origine de différentes masses d'air en analysant les trajectoires passées des masses d'air. Nous avons ensuite sélectionné les concentrations naturelles comme concentrations moyennes mensuelles ou annuelles pour les secteurs ne contenant aucune source humaine importante.
2. Nous avons inscrit dans une série chronologique de nombreuses années de données mesurées dans des régions rurales et éloignées et nous avons sélectionné qualitativement les valeurs les plus faibles qui représentent le plus des masses d'air naturelles.

Cela a mené à des concentrations naturelles **moyennes annuelles** de $PM_{2,5}$ et de NO_2 .

Un ensemble de concentrations naturelles **moyennes mensuelles** a été établi pour l' O_3 , pour lequel les concentrations ambiantes ont un cycle fortement saisonnier. Nous avons ensuite combiné ces moyennes mensuelles en concentrations moyennes estivales et annuelles, afin qu'elles soient cohérentes avec celles utilisées pour quantifier les risques pour la santé.

Il existe probablement des différences régionales dans les concentrations naturelles, mais aux fins de la présente analyse, une seule concentration naturelle a été appliquée à l'échelle du Canada pour chaque polluant. Les concentrations naturelles estimées pour le Canada sont les suivantes :

- 1,8 microgramme par mètre cube ($\mu g/m^3$) pour les $PM_{2,5}$ (moyenne annuelle)
- 0,15 partie par milliard en volume (ppb) pour le NO_2 (moyenne annuelle)
- 26 ppb pour l' O_3 annuel (moyenne annuelle du maximum quotidien sur 1 heure) et 28 ppb pour l' O_3 estival (moyenne de mai à septembre du maximum quotidien sur 1 heure)

Pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles

Dans la présente analyse, la fraction de la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles sert de substitut à l'exposition de la population et d'estimation des impacts sur la santé. Elle représente la différence entre les concentrations de l'air ambiant et les concentrations naturelles.

Nous nous sommes fondés sur des estimations spatialement résolues des niveaux de pollution de l'air ambiant (y compris les sources anthropiques et naturelles) pour les $PM_{2,5}$, l' O_3 , et le NO_2 . Différentes sources de données et différentes méthodes, décrites ci-dessous, ont été utilisées.

Attribution des concentrations aux populations

Des estimations des concentrations de pollution atmosphérique pour les $PM_{2,5}$, l' O_3 et le NO_2 ont été produites et mises en correspondance avec la population canadienne à l'aide des renseignements sur les aires de diffusion (AD) ou les codes postaux. La moyenne des concentrations ambiantes a été établie sur 3 ans (de 2017 à 2019) afin de réduire l'influence des variations interannuelles des concentrations. Il existe plusieurs causes de variations interannuelles, y compris des règlements visant les émissions de polluants de l'air, des fluctuations de l'activité économique, des variations dans les tendances météorologiques et des événements de pollution atmosphérique, comme des feux de forêt (Matz et coll., 2020) et des ordonnances de confinement (Griffin et coll., 2020; Zangari et coll., 2020). Une simulation pour la période de 2018 à 2020 a également été effectuée à titre d'analyse de sensibilité afin d'explorer la variabilité interannuelle des estimations de la pollution atmosphérique sur les estimations du fardeau de la pollution atmosphérique (voir l'annexe A).

Les concentrations de polluants atmosphériques ont été estimées pour 293 divisions de recensement (DR). Les figures 1 à 3 présentent des cartes des concentrations de polluants de l'air ambiant pondérées en fonction de la population pour les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$, les moyennes annuelles des concentrations quotidiennes maximales sur 1 heure d' O_3 , les moyennes estivales des concentrations quotidiennes maximales sur 1 heure d' O_3 (de mai à septembre) et les concentrations moyennes annuelles de NO_2 . Les données présentées dans ces cartes représentent la répartition géographique estimée des concentrations dans l'air ambiant provenant de toutes les sources naturelles et humaines. Les concentrations naturelles au Canada ont ensuite été soustraites pour estimer l'exposition à la pollution dans l'air ambiant au-delà des concentrations naturelles. Les méthodes utilisées pour estimer les niveaux de polluants atmosphériques pour les périodes de 2017 à 2019 sont décrites en détail dans les sous-sections qui suivent.

Particules fines

Les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ pour la période de 2017 à 2019 ont été estimées en combinant plusieurs données satellitaires, des simulations avec un modèle de transport chimique et des observations au sol (van Donkelaar et coll., 2015A, 2019; van Donkelaar et Martin, 2022). Le modèle de transport chimique du système d'observation terrestre Goddard (Goddard Earth Observing System ou GEOS-Chem), formulé dans une grille étirée couvrant le Canada, a lié les observations de la profondeur optique des aérosols (POA) obtenues par satellite aux concentrations de masse totale de $PM_{2,5}$ au niveau du sol. Les observations au sol provenant du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) ont ensuite été intégrées statistiquement (Bindle et coll., 2021; van Donkelaar et coll., 2015b, 2016; van Donkelaar et Martin, 2023).

Les données sur de POA ont été obtenues à partir de 3 instruments satellitaires (Boys et coll., 2014; Crouse et coll., 2015; Stieb et coll., 2015; van Donkelaar et coll., 2010, 2013, 2015a, 2021) :

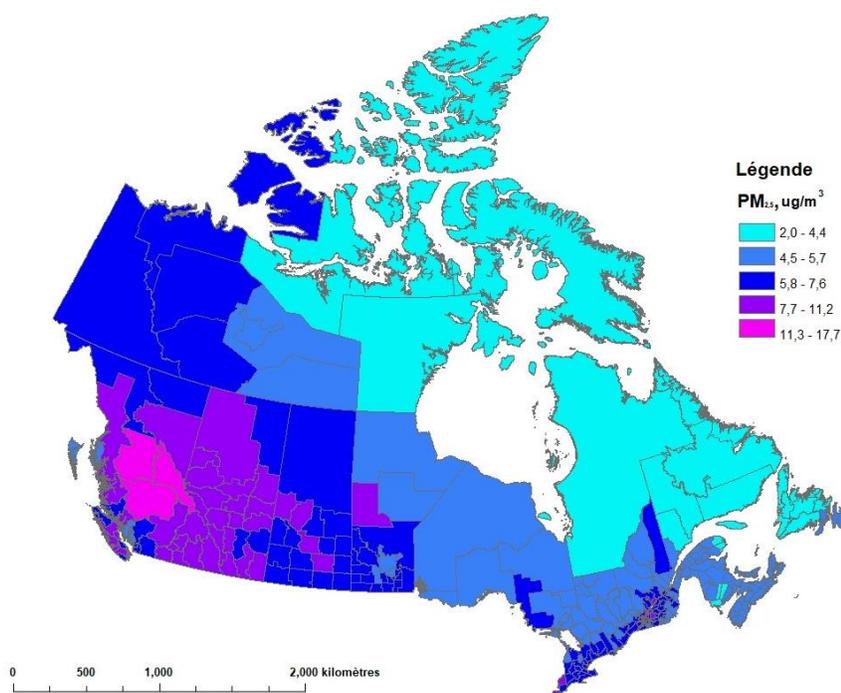
- le spectroradiomètre imageur à angles multiples (MISR)
- le spectroradiomètre imageur à résolution modérée (MODIS)
- l'instrument à grand champ pour l'observation des mers (SeaWiFS)

La POA est une mesure verticalement intégrée de l'extinction de la lumière dans l'atmosphère. Des facteurs comme la distribution verticale et la composition des aérosols, ainsi que l'humidité et d'autres conditions météorologiques, peuvent influencer les estimations des concentrations de $PM_{2,5}$ au sol fondées sur les mesures de POA. Pour tenir compte de ces facteurs, les valeurs de POA ont été normalisées ou rajustées à l'aide des données issues des modèles de transport chimique et des données d'observations au sol.

Selon les estimations de la moyenne quotidienne, les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ont été générées sous forme de surface quadrillée ayant une résolution spatiale d'environ 1 km x 1 km. Les valeurs des cellules de la grille ont ensuite été converties en un ensemble de données sous forme de points et fusionnées avec un ensemble de données représentant les zones des codes postaux. Le point le plus proche était attribué à chaque code postal. Une moyenne arithmétique des estimations des concentrations au niveau du code postal pour chaque DR a été estimée. Étant donné que la densité des codes postaux est fortement corrélée avec la population, cette méthode est considérée comme une approximation de la pondération de la population au niveau de la DR.

La figure 1 illustre la répartition géographique des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population pour les années 2017 à 2019. La concentration nationale moyenne de $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant pondérée en fonction de la population est de $7,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La plupart des plus grandes DR urbaines correspondent à des concentrations de $PM_{2,5}$ équivalentes ou supérieures à la moyenne nationale. Toutefois, les estimations des concentrations les plus élevées concernent le centre de la Colombie-Britannique et la majeure partie de l'Alberta, ce qui reflète la contribution de la fumée des feux de forêt aux $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant.

Figure 1 : Moyenne sur 3 ans des concentrations quotidiennes de $PM_{2,5}$ pondérée en fonction de la population dans l'ensemble des divisions de recensement, de 2017 à 2019 (comprend la pollution atmosphérique provenant de toutes les sources)



Ozone

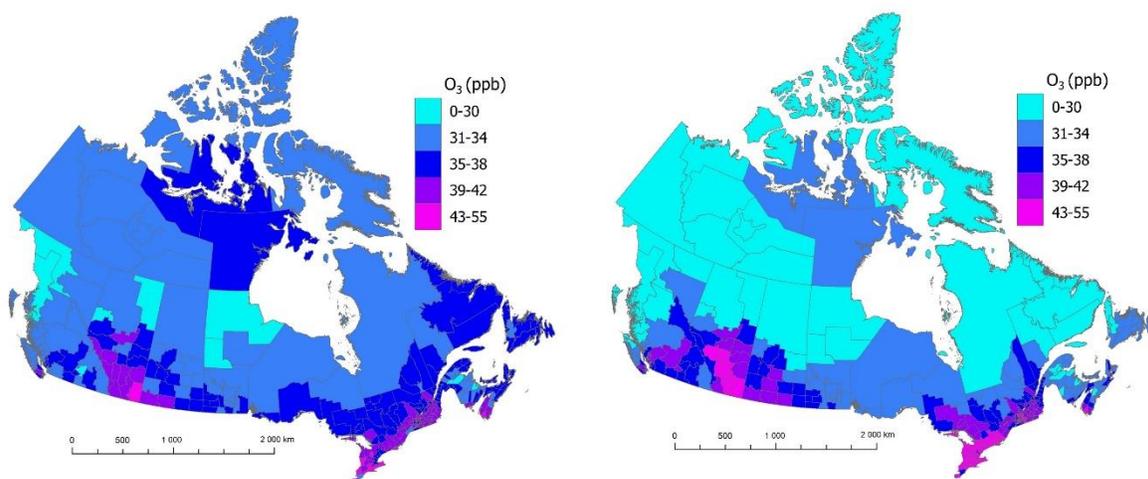
Les estimations de la moyenne annuelle d' O_3 et de la moyenne d' O_3 estival (de mai à septembre) ont été calculées à partir des concentrations maximales quotidiennes sur 1 heure pour la période de 2017 à 2019 (la valeur la plus élevée sur 1 heure pour chaque jour a été prise en compte). Environnement et Changement climatique Canada a produit ces estimations à l'aide d'une analyse objective qui pondère les prévisions modélisées de l' O_3 et les combine avec des observations au sol de l' O_3 (Robichaud et Ménard, 2014; Kalnay, 2003). Les prévisions modélisées de l' O_3 ont été fournies par le modèle Global Environmental Multi-échelle – Modélisation de la qualité de l'air et de la chimie (GEM-MACH). Il s'agit du modèle opérationnel de prévisions régionales de la qualité de l'air d'Environnement et Changement climatique Canada (Makar et coll., 2018; Moran et coll., 2010; Whaley et coll., 2018). Les mesures de l' O_3 ont été obtenues du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) et du réseau canadien RNSPA.

Dans une analyse objective, la combinaison optimale de valeurs modélisées et observées améliore la couverture et l'exactitude des profils de pollution atmosphérique (Robichaud et coll., 2016). Cela permet d'obtenir de meilleures estimations des concentrations ambiantes d' O_3 dans les régions où il existe peu de données de surveillance, comparativement aux méthodes d'interpolation standards (comme l'interpolation par krigeage). Les estimations pour le Canada sont disponibles pour la période de 2017 à 2019 sur une surface à points de grille ayant une résolution horizontale de 10 km x 10 km. Les estimations des points de grille ont ensuite été interpolées en polygones d'aires de diffusion (AD) (au moyen d'une approche prudente normalisée). Tous les points de grille à l'intérieur et à la périphérie des polygones AD ont été inclus, en totalité ou en partie, afin d'estimer les valeurs moyennes des concentrations d' O_3 par AD. Ces concentrations par AD ont été multipliées par un coefficient de pondération de la population des AD (par rapport aux populations des DR) pour produire les concentrations par DR. La plus récente année de données sur la population canadienne disponible à l'échelle des AD était 2016.

La figure 2 illustre la répartition géographique de la moyenne annuelle (panneau de gauche) et de la moyenne estivale (panneau de droite) des concentrations quotidiennes maximales d' O_3 sur 1 heure pour la

période de 2017 à 2019. Les concentrations d'O₃ sont plus élevées pour la moyenne estivale. Les concentrations ambiantes moyennes pondérées en fonction de la population à l'échelle nationale sont de 37,16 ppb pour l'O₃ annuel et de 40,39 ppb pour l'O₃ estival. Cependant, la répartition géographique des concentrations annuelles et estivales d'O₃ est semblable. Des concentrations plus élevées d'O₃ sont estimées pour les deux périodes dans le sud de l'Alberta et dans le corridor Windsor-Québec. Les sources d'émissions (comme le transport routier, le matériel non routier, le secteur pétrolier et gazier) des précurseurs de l'O₃ (par exemple, les NO_x et les COV) et les conditions météorologiques menant à des concentrations plus élevées d'O₃ dans ces 2 régions peuvent être différentes. Des estimations de la contribution de différents secteurs d'émissions aux concentrations ambiantes régionales ont été publiées précédemment (Santé Canada, 2023).

Figure 2 : Moyenne annuelle (panneau de gauche) et moyenne estivale (panneau de droite) sur 3 ans pondérée en fonction de la population des concentrations maximales quotidiennes d'O₃ sur 1 heure dans l'ensemble des divisions de recensement, de 2017 à 2019 (comprend la pollution atmosphérique de toutes les sources)



Dioxyde d'azote

Les concentrations moyennes annuelles de NO₂ ont été estimées à l'aide d'un modèle national de régression de l'utilisation des terres (RUT) pour la période de 2017 à 2019 (Hystad et Larkin, 2022a). Les prédicteurs du modèle RUT comprenaient des concentrations moyennes annuelles de NO₂ sur 3 ans et utilisaient les densités des colonnes verticales de NO₂ (base de données des observations de la Terre de la NASA [en anglais seulement]) provenant de l'instrument de surveillance de l'ozone (Ozone Monitoring Instrument ou OMI), à une résolution spatiale de 0,1° x 0,1°, ainsi que des descripteurs météorologiques et de l'utilisation des terres (Boersma et coll., 2011; Hystad et coll., 2011; Lamsal et coll., 2008). Outre les données de l'OMI, les prédicteurs du modèle comprenaient des éléments tels :

- la température
- les voies ferrées dans un rayon de 750 m
- les zones industrielles dans un rayon de 200 m
- la densité de la population dans un rayon de 20 km
- les autoroutes et les voies rapides dans un rayon de 250 m
- l'indice de végétation par différence normalisée (IVDN) dans un rayon de 250 m

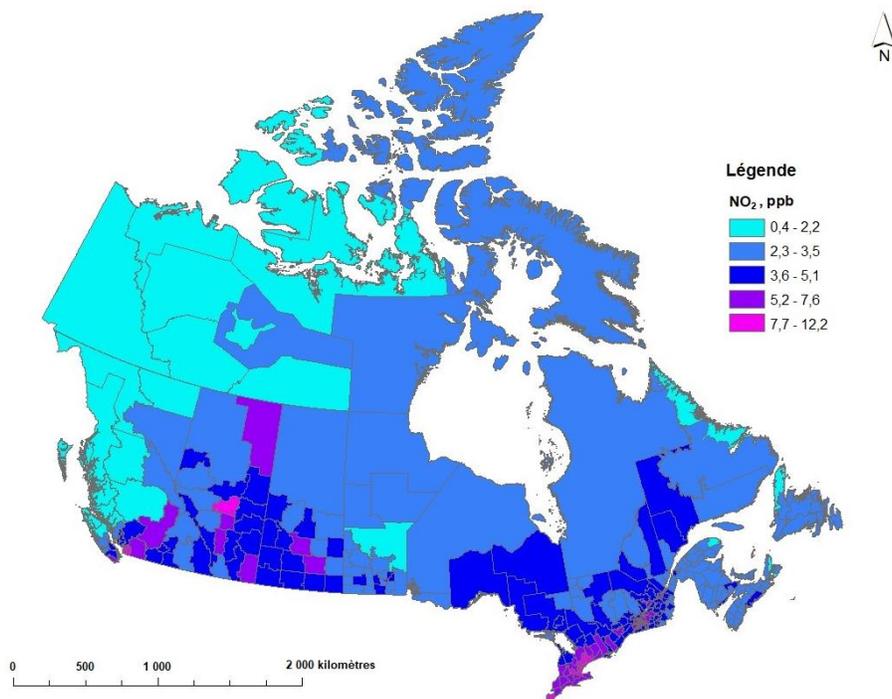
Les estimations de NO₂ ont été élaborées sur une grille à haute résolution (30 m) afin de mieux saisir les gradients spatiaux fins des concentrations de NO₂. La performance du modèle RUT a été évaluée en

comparant les concentrations de NO₂ prévues et observées. Les observations correspondaient aux moyennes annuelles sur 3 ans des données de NO₂ issues du réseau du RNSPA pour les années 2017 à 2019 (180 stations de surveillance pour 2017 et 2018, 181 stations pour 2019). Pour le modèle de 2019, un coefficient de détermination (R²) de 64 % a été obtenu entre les résultats du modèle de NO₂ et les données correspondantes du RNSPA à l'échelle nationale, avec une erreur quadratique moyenne (EQM) de 2,22 ppb (Hystad et Larkin, 2022a, 2022b). La performance se compare aux modèles annuels de 2016 à 2018, où le R² varie de 61 % à 67 % et l'EQM de 2,13 ppb à 2,41 ppb.

Les estimations moyennes annuelles du NO₂ pour la période de 2017 à 2019 ont été appliquées aux centroïdes des îlots de diffusion (ID) (ou à l'emplacement valide le plus proche) en fonction des régions géographiques et des densités de population du Recensement de 2016. Des estimations sont disponibles pour 489 676 ID. Les estimations des ID allaient de 0 à 19,7 ppb, avec une moyenne de 5,4 ppb (5,4 ppb en 2017 et en 2018, et 5,3 ppb en 2019). Les résultats des ID ont été utilisés pour calculer les concentrations pondérées en fonction de la population pour chaque DR.

La figure 3 illustre la distribution des concentrations moyennes annuelles de NO₂, selon la moyenne calculée de 2017 à 2019. La concentration ambiante moyenne nationale pondérée en fonction de la population nationale est de 7,26 ppb pour le NO₂. Des concentrations plus élevées de NO₂ ont été observées dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, autour du corridor Calgary-Edmonton et dans la région des sables bitumineux en Alberta, dans le sud de la Saskatchewan et le long du corridor Windsor-Québec en Ontario et au Québec. De manière générale, les secteurs du transport et du pétrole et du gaz contribuent considérablement aux concentrations ambiantes de NO_x (ECCC, 2022).

Figure 3 : Moyenne sur 3 ans des concentrations annuelles de NO₂ pondérée en fonction de la population dans l'ensemble des divisions de recensement, de 2017 à 2019 (comprend la pollution atmosphérique provenant de toutes les sources)Figure 3 - Équivalent textuel



Estimation des décès prématurés et des effets non mortels liés à la pollution atmosphérique

La présente analyse emploie l'Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air (OEBQA) de Santé Canada pour lier l'exposition de la population à la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles aux effets sur la santé (Judek et coll., 2019). L'OEBQA estime le nombre de décès prématurés et d'autres effets sur la santé associés à des changements précis dans les concentrations de pollution atmosphérique dans l'ensemble des régions géographiques (comme les DR) au Canada pour une seule année. Les estimations peuvent être regroupées et présentées à l'échelle provinciale, territoriale et nationale, comme on le fait ici.

Les renseignements sur les effets sur la santé des $PM_{2,5}$, de l' O_3 et du NO_2 sont inclus sous forme de relations concentration-réponse (RCR). Les RCR estiment la relation entre l'exposition à un polluant de l'air et des impacts sanitaires pour un effet donné, comme des symptômes d'asthme, une bronchite chronique et la mort. Les RCR spécifiques aux polluants pour chaque effet néfaste sur la santé sont statistiquement dérivées d'une seule étude ou d'une méta-analyse de plusieurs études. Les RCR ont été sélectionnées par consensus par un groupe d'experts de Santé Canada, et elles représentent des valeurs approuvées par Santé Canada. Des études antérieures (Crouse et coll., 2012; Santé Canada, 2021; Judek et coll., 2019; Shin et coll., 2013; Stieb et coll., 2015) contiennent des renseignements généraux sur les RCR utilisées dans le présent rapport et sur les analyses entreprises pour produire les estimations dans l'OEBQA.

Le tableau 1 présente les polluants et leurs effets connexes sur la santé pris en compte dans la présente analyse. Les effets sur la santé (liés à une exposition aiguë ou chronique), les RCR qui y sont associées et les groupes de population concernés (comme les groupes d'âge) sont prédéfinis dans l'OEBQA. Dans la présente analyse, l'exposition à court terme contribue aux effets qui se produisent dans les quelques jours suivant une augmentation de la pollution de l'air ambiant (effets aigus sur la santé). L'exposition à long terme désigne les expositions moyennes au cours des années précédant l'apparition de la maladie ou le décès (effets chroniques sur la santé). Dans cette analyse, on considère que les effets sur la santé n'ont pas de seuil (on suppose qu'ils se produisent à tous les niveaux d'exposition). Cela est conforme aux conclusions de Santé Canada à la suite d'une évaluation de la documentation scientifique sur chacun de ces polluants (Santé Canada, 2013, 2016, 2022).

- Les décès prématurés au sein de la population ont été estimés à l'aide des RCR et des effets sur la santé suivants :
- Les causes de décès non accidentelles associées à une exposition à long terme aux $PM_{2,5}$ dans une cohorte canadienne (Crouse et coll., 2012)
- Les causes de décès non accidentelles associées à une exposition à court terme au NO_2 et à l' O_3 selon une analyse de séries chronologiques canadiennes (Burnett et coll., 2004)
- Les décès dus à des problèmes respiratoires associés à une exposition à long terme à l' O_3 estival dans une cohorte américaine (Jerrett et coll., 2009)

Remarque : Dans nos publications de 2017 et de 2019 sur les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada, nous désignons les causes non accidentelles de décès comme des causes « internes » de décès.

Tableau 1 : Périodes de calcul de la moyenne et effets aigus et chroniques connexes sur la santé pour les relations concentration-réponse des $PM_{2,5}$, de l' O_3 et du NO_2 dans l'OEBQA

Polluant ^d	Période de calcul de la moyenne	Effet sur la santé ^a	Détermination du lien de causalité	Référence de Santé Canada
-----------------------	---------------------------------	---------------------------------	------------------------------------	---------------------------

NO ₂	24 h	Mortalité – exposition aiguë ^c	Lien probable	2016
O ₃	Maximum 1 h	Mortalité – exposition aiguë ^b	Lien probable	2013
O ₃ estival	Maximum 1 h	Jours de symptômes respiratoires aigus	Lien de causalité	2013
		Jours de symptômes d'asthme	Lien de causalité	2013
		Mortalité de cause respiratoire – exposition chronique	Lien suggéré	2013
		Jours d'activités restreintes mineures	Lien de causalité	2013
		Visites à l'urgence – problèmes respiratoires	Lien de causalité	2013
		Hospitalisations – problèmes respiratoires	Lien de causalité	2013
PM _{2,5}	24 h	Jours de symptômes respiratoires aigus	Lien de causalité	2022
		Cas de bronchite chronique chez l'adulte	Lien suggéré	2013
		Jours de symptômes d'asthme	Lien de causalité	2022
		Visites à l'urgence – problèmes cardiaques	Lien de causalité	2022
		Hospitalisations – problèmes cardiaques	Lien de causalité	2022
		Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	Lien de causalité	2013
		Mortalité – exposition chronique	Lien de causalité	2022
		Visites à l'urgence – problèmes respiratoires	Lien de causalité	2022
		Hospitalisations – problèmes respiratoires	Lien de causalité	2022
		Jours d'activités restreintes	Lien de causalité	2013

OEBQA : Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air; NO₂ : dioxyde d'azote; O₃ : ozone; PM_{2,5} : particules fines ou particules d'un diamètre de 2,5 µm ou moins.

^a Sauf indication contraire, les RCR représentent une exposition au polluant à n'importe quel moment au cours de l'année.

^b Les RCR entre la mortalité liée à une exposition aiguë et les polluants gazeux sont issues d'un modèle de copolluants qui comprend le CO, le NO₂, l'O₃ et le SO₂. Il est possible que la RCR ne reflète pas précisément le risque attribuable à un polluant donné.

- ^c La RCR pour la mortalité liée à une exposition aiguë au NO₂ pourrait refléter une relation causale probable avec le NO₂. Ou encore, le NO₂ pourrait agir comme substitut à un composant précis du mélange de pollution atmosphérique, comme les émissions de combustion des véhicules.
- ^d Lien de causalité : Les données probantes sont suffisantes pour conclure qu'il existe un lien de causalité avec les expositions aux polluants concernés. Lien probable : Les données probantes sont suffisantes pour conclure qu'il existe probablement un lien de causalité avec les expositions aux polluants concernés, mais d'importantes incertitudes subsistent. Lien suggéré : Les données probantes suggèrent un lien de causalité avec les expositions aux polluants concernés, mais la relation est limitée.

Les valeurs des RCR pour les décès prématurés sont présentées au tableau 2. Ce tableau résume également les considérations méthodologiques pour l'évaluation actuelle des impacts sur la santé. Le résumé comprend une liste des effets mortels et non mortels sur la santé associés à chaque polluant atmosphérique, les sources de données servant à estimer les expositions à la pollution atmosphérique et les estimations nationales de l'exposition moyenne pondérée en fonction de la population. Des renseignements sur les RCR pour tous les effets sur la santé ont déjà été publiés (Santé Canada, 2021, annexe B).

Les RCR peuvent être saisies en tant que fonction de distribution dans les calculs de l'OEBQA, afin de tenir compte de l'incertitude inhérente aux estimations de RCR. La méthode de simulation de Monte-Carlo utilisant 10 000 itérations propage cette incertitude dans les RCR. Le modèle génère une estimation centrale des impacts les plus probables sur la santé qui équivaut à la médiane de la distribution de sortie, ainsi que des estimations inférieures et supérieures correspondant aux centiles 2,5 et 97,5 de la distribution de sortie.

Tableau 2 : Sommaire des effets sur la santé et des estimations de l'exposition pris en compte dans l'analyse des impacts sur la santé, de 2017 à 2019

	PM _{2,5}	NO ₂	O ₃ annuel	O ₃ estival
Effets sur la santé				
Cause du décès et type d'exposition	Toutes ^a – chronique	Toutes ^a – aiguë	Toutes ^a – aiguë	Respiratoire – chronique
Augmentation en % par changement (référence clé)	10 % par 10 µg/m ³ (Crouse et coll. 2012)	1,5 % par 20 ppb (Burnett et coll. 2004)	1,7 % par 20 ppb (Burnett et coll. 2004)	8,2 % par 20 ppb (Jerrett et coll. 2009)
Effets de morbidité	Cas de bronchite chronique chez l'adulte, épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant, hosp. problème cardiaque, hosp. problème respiratoire, jours d'activités restreintes, jours de symptômes d'asthme, jours de symptômes respiratoires aigus, VU	Aucun	Aucun	Hosp. pour un problème respiratoire, jours d'activités restreintes mineures, jours de symptômes d'asthme, jours de symptômes respiratoires aigus, VU pour un problème respiratoire

	problème cardiaque, VU problème respiratoire			
Estimations nationales de l'exposition				
Années des données d'exposition	De 2017 à 2019	De 2017 à 2019	De 2017 à 2019	
Type de données d'exposition (référence clé)	Observations par satellite, observations au sol (RNSPA) et modèles photochimiques (GEOS-Chem) (van Donkelaar et Martin, 2022)	Observations par satellite, observations au sol (RNSPA), données géographiques (comme l'utilisation des terres, la distance par rapport aux routes) (Hystad et Larkin, 2022a, 2022b)	Analyse objective des observations au sol (RNSPA) et d'un modèle photochimique (GEM-MACH) (Robichaud et Ménard, 2014) Moyennes annuelles et estivales (de mai à septembre)	
Concentration ambiante moyenne ^b	7,12 µg/m ³	7,26 ppb	37,16 ppb	40,39 ppb
Concentration naturelle	1,8 µg/m ³	0,15 ppb	26 ppb	28 ppb
Concentration moyenne de la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles ^b	5,32 µg/m ³	7,11 ppb	11,16 ppb	12,39 ppb

GEM-MACH : Global environmental multi-échelle – modélisation de la qualité de l'air et de la chimie; GEOS-Chem : Modèle de transport chimique du système d'observation terrestre Goddard; hosp. : hospitalisation; µg/m³ : microgrammes par mètre cube; RNSPA : Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique; ppb : parties par milliard en volume; VU : visite à l'urgence

^a Toutes – causes non accidentelles

^b Concentrations nationales pondérées en fonction de la population

Taux de référence des effets sur la santé

Les taux de référence des effets sur la santé sont une mesure du nombre de cas d'un effet donné par rapport à une population et au cours d'une période donnée. Ils sont généralement associés à plusieurs facteurs, comme l'âge, le sexe, la race, l'éducation, le revenu, les facteurs environnementaux et le mode de vie.

Les taux de référence des effets sur la santé sont estimés à partir de données de détection, d'observations et de rapports officiels (par exemple, les certificats de décès, les dossiers d'hospitalisation), selon des données fournies par Statistique Canada (Judek et coll., 2019; David Stieb communications personnelles, 2023), ou selon des études épidémiologiques (Abbey et coll., 1995; Hoek et coll., 2012; Krupnick et coll., 1990; Ostro, 1987; Ostro et Rothschild, 1989; Weinmayr et coll. 2010). Elles sont exprimées en cas annuels par million de personnes.

Les taux de référence des effets sur la santé pour chacun des effets sur la santé pris en considération sont nécessaires pour estimer le nombre d'incidences sur la santé associés à un changement dans la concentration d'un polluant. Ils sont prédéfinis dans l'OEBQA en tant que paramètre de modèle.

Les taux de référence de l'année 2018 pour les effets sur la santé associés aux $PM_{2,5}$, à l' O_3 et au NO_2 dans la version actuelle de l'OEBQA sont résumés à l'annexe C. Les taux sont présentés à l'échelle nationale, provinciale et territoriale. La liste complète des taux de référence est comprise dans l'ensemble des fichiers et des données de l'OEBQA. Vous pouvez les obtenir en envoyant un courriel à hc.air.sc@canada.ca.

Les taux annuels de référence des effets sur la santé sont attribués à des populations précises qui correspondent à celles examinées dans les études épidémiologiques sous-jacentes. Par exemple, l'effet lié aux jours d'activités restreintes est attribué à 94 % des personnes de 20 ans et plus (non asthmatiques). L'exposition aux polluants atmosphériques a généralement une influence mineure sur les taux de référence des effets sur la santé. Des renseignements et des références supplémentaires sur le processus de calcul des taux de référence ont été publiés précédemment (Judek et coll., 2019; Stieb et coll., 2015).

Les taux de mortalité de référence par causalité et par âge sont dérivés des nombres de décès obtenus pour chaque DR. Les taux sont calculés selon la moyenne des 3 dernières années de données disponibles pour améliorer la stabilité, et projetés pour les années à venir (Judek et coll., 2019; Stieb et coll., 2015). Pour chaque effet de morbidité et de mortalité dans l'OEBQA, un fichier de données contient une estimation des cas annuels par million de personnes d'une population visée, pour chaque région géographique, groupe d'âge, année de scénario et projection de population. Un taux de référence unique est appliqué à l'échelle du pays en l'absence de données géographiquement résolues pour certains effets sur la santé :

- jours de symptômes respiratoires aigus
- jours de symptômes d'asthme
- épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant
- cas de bronchite chronique chez l'adulte
- jours d'activités restreintes
- jours d'activités restreintes mineures

Estimations par groupe d'âge

L'OEBQA comprend des taux de mortalité de référence propres aux DR pour estimer les impacts sur la santé de la population. Étant donné que les taux de mortalité de référence varient selon le groupe d'âge et que les caractéristiques de la population varient d'une DR à l'autre, chaque DR a un taux de mortalité de référence précis qui représente sa population. Comme on peut s'y attendre, le taux de mortalité de référence par million de personnes augmente avec l'âge, de sorte qu'une plus grande partie du fardeau sanitaire touche la population plus âgée (tableau 3). De plus, les DR ayant des populations plus âgées peuvent être associées à des taux de mortalité de référence plus élevés que les DR ayant des populations plus jeunes.

Les calculs de l'OEBQA tiennent compte des taux de mortalité selon l'âge, mais les résultats selon l'âge ne constituent pas une donnée de sortie régulière pour le modèle.

Aux fins de la présente analyse, l'OEBQA a été modifiée pour produire des résultats pour 7 groupes d'âge (en années) : 25+, 30+, 40+, 50+, 60+, 65+ et tous les âges. Les effets sélectionnés comprennent la mortalité liée à une exposition chronique, la mortalité liée à une exposition aiguë et la mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique. Le tableau 3 présente les données démographiques nationales et les taux de mortalité de référence par groupe d'âge et par effet sur la santé.

Tableau 3 : Données démographiques et taux de mortalité de référence par million de personnes au Canada pour 2018

Groupe d'âge, en années	Population	Taux de mortalité par million de personnes		
		Exposition chronique, toutes causes confondues	Exposition aiguë, toutes causes confondues	Exposition chronique, cause respiratoire
25 et plus	26 536 768	9 790	9 790	S.O.
30 et plus	23 977 351	10 800	10 800	1 080
40 et plus	18 924 957	13 600	13 600	1 360
50 et plus	14 113 375	17 900	17 900	1 800
60 et plus	8 830 834	26 700	26 700	2 790
65 et plus	6 389 283	33 900	33 900	3 650
Tous les âges ^a	36 940 652	9 780	7 030	700

^a Le taux de mortalité pour tous les âges comprend seulement les groupes d'âge associés avec l'effet de mortalité : 25 ans et plus pour la mortalité toutes causes confondues liée à une exposition chronique, tous les âges pour la mortalité toutes causes confondues liée à une exposition aiguë et 30 ans et plus pour la mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique.

Remarque : Les RCR de l'OEBQA ne dépendent pas de l'âge. Seuls les taux de référence en dépendent. De plus, les RCR pour les effets de mortalité s'appliquent à l'échelle nationale (les mêmes RCR pour toutes les régions et populations).

Estimation de la valeur monétaire des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé

Dans l'OEBQA, chaque effet sur la santé se voit attribuer une valeur monétaire en fonction de la volonté des personnes de payer pour une réduction du risque d'un effet indésirable sur la santé. Les conséquences sociales, économiques et de bien-être public possibles d'un effet sur la santé sont prises en compte, y compris les coûts médicaux, la réduction de la productivité au travail, la douleur et la souffrance, et la valeur liée à un changement du risque de mortalité. Les valeurs sont généralement dérivées d'enquêtes, de données comptables ou de données économiques.

L'expression des impacts en dollars canadiens fournit une mesure commune pour tous les effets sur la santé afin d'estimer les avantages ou les dommages généraux (ce qui aide à soutenir les stratégies de gestion de la qualité de l'air). La somme donne un indice des bénéfices ou dommages sociétaux découlant d'une réduction ou d'une hausse des **risques** pour la santé.

Les estimations des valeurs utilisées dans le modèle, ainsi que les références aux études à partir desquelles elles sont dérivées, sont présentées au tableau 4. Les valeurs attribuées aux effets sur la santé sont incluses dans l'OEBQA sous forme de distribution de valeurs possibles, avec une forme de distribution (normale, discrète ou triangulaire) et un ensemble de paramètres (par exemple, les valeurs minimales et maximales) précis. Il est possible d'apporter des rajustements temporels aux valeurs monétisées modélisées à l'aide de l'indice des prix à la consommation de Statistique Canada (Judek et coll., 2019; Statistique Canada, données annuelles). Dans la présente analyse, la monnaie de 2020 (CAD 2020) a été utilisée.

Comme le montre le tableau 4, la valeur monétaire de la mortalité est considérablement plus élevée que celle de tout autre effet sur la santé. Aux fins de l'analyse des politiques, l'estimation centrale recommandée pour un décès prématuré évité est de 6,5 millions de dollars (CAD 2007), selon un examen des études canadiennes de Chestnut et De Civita (2009). Les données sous-jacentes indiquent que la personne moyenne

au Canada serait prête à payer environ 65 \$ pour réduire le risque de décès prématuré de 1 personne sur 100 000. La volonté de payer (VDP) de 100 000 personnes regroupées (65 \$ chacune) équivaut à la valeur d'un décès prématuré évité. L'incertitude de cette estimation est prise en compte par la recommandation d'une valeur faible de 3,5 millions de dollars et une valeur élevée de 9,5 millions de dollars (CAD 2007; tableau 4).

Ces valeurs faibles et élevées fournissent un intervalle raisonnable en ce qui a trait à la VDP, mais ne devraient pas être considérées comme des limites inférieures et supérieures (Chestnut et De Civita, 2009). Les valeurs ne sont pas équivalentes à la valeur économique de la vie d'une personne, mais plutôt à la somme des valeurs individuelles que les gens sont prêts à payer pour de petites variations du risque. (Remarque : Les études empiriques de la VDP pour la réduction du risque de mortalité fournissent des estimations du montant moyen que les personnes sont disposées à payer pour de légères réductions de la mortalité prématurée. Les valeurs de la VDP peuvent varier pour le même degré de réduction des risques dans différents contextes et pour différentes personnes. La VDP peut dépasser la valeur de l'impact financière sur une personne visée par le changement de risque.)

Après rajustement selon l'indice des prix à la consommation, la valeur utilisée pour un décès prématuré évité en 2020 est de 8 millions de dollars canadiens.

Tableau 4 : Valeur monétaire des effets sur la santé compris dans l'outil OEBQA (en dollars canadiens)

Effet (référence)	Année de la monnaie (selon la référence)	Type de valeur	Forme ^a	Paramètre 1 (prob.)	Paramètre 2 (prob.)	Paramètre 3 (prob.)
Mortalité (Chestnut et De Civita, 2009)	2007	VDP/SR	Discrète	3 500 000 \$ 25 %	6 500 000 \$ 50 %	9 500 000 \$ 25 %
Jours de symptômes respiratoires aigus (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Normale	13 \$	7 \$	S.O.
Cas de bronchite chronique chez l'adulte (Krupnick et Cropper, 1992; Viscusi et coll., 1991)	1996	VDP	Discrète	175 000 \$ 33 %	266 000 \$ 34 %	465 000 \$ 33 %
Jours de symptômes d'asthme (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Triangulaire	7 \$	28 \$	120 \$
Visites à l'urgence – problèmes cardiaques ^b (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Normale	4 400 \$	590 \$	S.O.
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant (Krupnick et Cropper, 1989)	1996	VDP	Discrète	150 \$ 33 %	310 \$ 34 %	460 \$ 33 %
Hospitalisations – problèmes cardiaques chez la personne âgée (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Normale	5 200 \$	610 \$	S.O.

Jours d'activités restreintes mineures (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Normale	22 \$	9 \$	S.O.
Visites à l'urgence – problèmes respiratoires ^b (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Normale	2 000 \$	210 \$	S.O.
Jours d'activités restreintes (Stieb et coll., 2002)	1997	VDP	Normale	48 \$	18 \$	S.O.

Adapté de Judek et coll. (2019).

prob. : probabilité que la valeur soit sélectionnée dans l'analyse; S.O. : sans objet; SR : salaire-risque; VDP : volonté de payer

^a Pour les valeurs représentées par une distribution de forme discrète, les paramètres 1, 2 et 3 représentent des estimations faibles, moyennes et élevées, respectivement. Pour les valeurs représentées par une distribution normale, les paramètres 1 et 2 représentent respectivement la moyenne et l'erreur type des estimations. Pour les valeurs représentées par une distribution triangulaire, les paramètres 1, 2 et 3 représentent les valeurs minimales, les valeurs les plus probables et les valeurs maximales, respectivement.

^b Les visites à l'urgence pour des problèmes respiratoires ou cardiaques comprennent les coûts liés à une hospitalisation subséquente, qui sont calculés en fonction de la proportion de visites à l'urgence entraînant une hospitalisation. Une valeur de 0 est attribuée aux hospitalisations afin d'éviter de compter les coûts 2 fois.

Résultats

Le tableau 5 présente les estimations de la mortalité prématurée associée à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ à l'échelle nationale, provinciale et territoriale. Les mesures du tableau 5 comprennent le nombre de cas et les valeurs normalisées pour 100 000 personnes. Nous avons utilisé ces mesures pour comparer les estimations des impacts sur la santé entre des régions géographiques de différentes tailles de population. Tous les résultats représentent les impacts sur la santé qui peuvent être attribués à la pollution atmosphérique au-delà des concentrations naturelles (voir la section Méthodes).

À l'échelle nationale, en 2018, on estimait à 17 400 le nombre total de décès prématurés attribuables à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ au-delà des concentrations naturelles (selon les concentrations de polluants atmosphériques de 2017 à 2019), soit 47 décès prématurés pour 100 000 personnes.

Les impacts des PM_{2,5}, de l'O₃ et du NO₂ sur la santé de la population canadienne en 2018 sont estimés comme suit :

- L'exposition chronique à la pollution atmosphérique liée aux PM_{2,5} a contribué à 4,8 % des décès non accidentels, toutes causes confondues, chez les personnes de plus de 25 ans.
 - équivaut à 12 500 décès par année ou à 34 décès pour 100 000 personnes
- L'exposition aiguë à la pollution atmosphérique liée au NO₂ a contribué à 0,5 % des décès non accidentels, toutes causes confondues, chez les personnes de tous âges.
 - équivaut à 1 300 décès par année ou à 3 décès pour 100 000 personnes
- L'exposition aiguë à la pollution atmosphérique liée à l'O₃ annuel a contribué à 0,9 % des décès non accidentels, toutes causes confondues, chez les personnes de tous âges.

- équivaut à 2 400 décès par année ou à 7 décès pour 100 000 personnes
- L'exposition chronique à la pollution atmosphérique liée à l'O₃ estival a contribué à 4,6 % des décès liés à des problèmes respiratoires chez les personnes de plus de 30 ans.
 - équivaut à 1 200 décès par année ou à 3 décès pour 100 000 personnes

Remarque : Les valeurs pour les polluants individuels peuvent ne pas correspondre aux totaux en raison de l'arrondissement. De plus, les décès prématurés pour 100 000 personnes ont été estimés à l'aide du dénombrement de la population totale.

La valeur monétaire des 17 400 décès prématurés associés à la pollution atmosphérique s'élève à 139 milliards de dollars canadiens (CAD 2020). (Remarque : Santé Canada reconnaît la possibilité d'un chevauchement ou d'un double dénombrement des impacts sur la santé. Cette question a été abordée dans un rapport précédent [Santé Canada, 2021]).

Les résultats montrent d'importantes variations du nombre de décès prématurés d'une région géographique à l'autre (tableau 5). Les décès plus élevés en Ontario, au Québec, en Colombie-Britannique et en Alberta sont associés aux provinces les plus peuplées et à celles dont les niveaux de pollution atmosphérique modélisés sont plus élevés (figures 1 à 3). Les décès prématurés déclarés pour 100 000 personnes indiquent que les risques de mortalité liés à la pollution atmosphérique sont les plus élevés au Québec et en Colombie-Britannique, et les plus faibles au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest. Les résultats au niveau des DR sont examinés plus en détail ci-après.

Tableau 5 : Nombre annuel de décès prématurés attribuables à la pollution atmosphérique par province et territoire, en 2018

Région – population	Nombre de décès prématurés ^a						Valeur monétaire (CAD 2020) x 1 000 000 \$ ^a
	Polluants					Pour 100 000 personnes	
	NO ₂	PM _{2,5}	O ₃ ^b	O ₃ ^c	Tous ^d	Tous ^d	Tous ^d
Canada – 36 940 652	1 300	12 500	1 200	2 400	17 400	47	139 000
Ontario – 14 273 238	570	4 300	560	1 100	6 500	46	52 200
Québec – 8 474 849	320	3 000	300	640	4 300	50	34 200
Colombie-Britannique 4 757 150	170	1 900	120	230	2 400	51	19 300
Alberta – 4 464 715	120	1 700	120	240	2 100	48	17 100
Manitoba – 1 337 062	37	470	15	53	570	43	4 600
Saskatchewan – 1 129 316	28	430	27	59	540	48	4 300
Nouvelle-Écosse – 950 428	21	270	23	77	390	41	3 100
Nouveau-Brunswick – 762 477	16	190	12	48	270	35	2 100
Terre-Neuve-et-Labrador – 517 537	10	120	8	40	170	34	1 400
Île-du-Prince-Édouard – 153 031	3	42	3	11	59	39	470

Yukon – 36 962	0	9	0	1	11	28	84
Territoires du Nord-Ouest – 45 319	0	7	0	1	8	18	65
Nunavut – 38 567	0	1	0	1	3	7	22

^a Les valeurs représentent les estimations médianes des décès prématurés et des impacts monétaires. Les valeurs sont arrondies au nombre entier le plus près. Elles sont appliquées à un maximum de 2 chiffres significatifs pour les valeurs inférieures à 10 000 et à 3 chiffres significatifs pour les valeurs équivalentes ou supérieures à 10 000.

^b Décès prématurés liés à une exposition chronique; O₃ estival.

^c Décès prématurés liés à une exposition aiguë; O₃ annuel.

^d NO₂, O₃ et PM_{2,5}; les sommes peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

Le tableau 6 présente les estimations nationales pour tous les effets sur la santé, qu'ils soient mortels ou non. La pollution atmosphérique est associée à un nombre considérable d'incidences en matière de morbidité ou d'effets non mortels, notamment pour les jours de symptômes respiratoires aigus, les jours d'activités restreintes et les jours de symptômes d'asthme. Les valeurs monétaires annuelles associées aux impacts de morbidité, qui totalisent 7,3 milliards de dollars (CAD 2020), sont beaucoup moins élevées que celles liées aux décès prématurés en raison de la grande valeur attribuée au risque accru de mortalité (tableau 4).

Les centiles 2,5 et 97,5 déclarés au tableau 6 représentant les estimations dans le bas et le haut de la fourchette se situent généralement à l'intérieur d'un facteur de 2 à 3 par rapport à l'estimation centrale. Les estimations relatives aux jours d'activités restreintes mineures ont une fourchette plus large en raison de la RCR correspondante (Judek et coll., 2019). Des détails sur chacun des paramètres de la RCR ont déjà été publiés (voir annexe B, Santé Canada 2021).

Tableau 6 : Nombre de décès prématurés et de morbidité et valeurs monétaires attribuables à la pollution atmosphérique à l'échelle nationale, en 2018

Effet sur la santé	Polluant	Nombre ^a (2,5 ^e et 97,5 ^e centiles)	Valeur monétaire (CAD 2020) x 1 000 000 \$ ^a (2,5 ^e et 97,5 ^e centiles)
Mortalité			
Exposition aiguë	NO ₂	1 300 (480/2 100)	10 300 (2 900/21 500)
	O ₃	2 400 (1 700/3 200)	19 500 (8 300/34 500)
Exposition chronique – respiratoire	O ₃ estival ^b	1 200 (400/1 900)	9 500 (2 500/19 900)
Exposition chronique	PM _{2,5}	12 500 (6 500/18 200)	99 800 (38 300/187 000)
Tous les décès ^c	Tous les polluants	17 400 (9 100/25 400)	139 000 (52 100/263 000)
Morbidité			
Jours de symptômes respiratoires aigus	O ₃ estival	8 850 000 (239 000/17 400 000)	160 (0/260)
	PM _{2,5}	30 600 000 (0/61 700 000)	280 (0/1 100)

Cas de bronchite chronique chez l'adulte	PM _{2,5}	11 400 (100/21 800)	5 300 (180/13 100)
Jours de symptômes d'asthme	O ₃ estival	938 000 (0/2 600 000)	74 (0/410)
	PM _{2,5}	2 650 000 (561 000/4 690 000)	210 (13/740)
Visites à l'urgence – problèmes cardiaques	PM _{2,5}	1 400 (740/2 000)	9 (5/15)
Hospitalisations – problèmes cardiaques ^d	PM _{2,5}	1 100 (560/1 500)	S.O.
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	PM _{2,5}	51 800 (0/113 000)	25 (0/68)
Jours d'activités restreintes mineures	O ₃ estival	741 000 (0/8 490 000)	25 (0/330)
Visites à l'urgence – problèmes respiratoires	O ₃ estival	3 800 (510/7 100)	12 (1/22)
	PM _{2,5}	3 900 (2 600/5 200)	12 (7/16)
Hospitalisation – problèmes respiratoires	O ₃ estival	760 (70/1 400)	S.O.
	PM _{2,5}	760 (500/1 000)	S.O.
Jours d'activités restreintes	PM _{2,5}	16 500 000 (10 100 000/22 700 000)	1 200 (300/2 300)
Total de la morbidité ^c	Tous les polluants	S.O.	7 300 (510/18 400)

S.O. : Sans objet.

^a Les valeurs représentent les estimations médianes des résultats en matière de santé et des impacts monétaires. Les valeurs sont arrondies au nombre entier le plus près. Elles sont appliquées à un maximum de 2 chiffres significatifs pour les valeurs inférieures à 10 000 et à 3 chiffres significatifs pour les valeurs équivalentes ou supérieures à 10 000.

^d De mai à septembre seulement.

^c Les sommes ou les différences peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

^d Aucune valeur économique n'est associée aux hospitalisations. On suppose qu'il y a eu une première visite à l'urgence pour le même problème (problème cardiaque ou respiratoire) qui comporte un coût. L'évaluation des visites à l'urgence représente une combinaison des coûts liés aux visites à l'urgence et aux hospitalisations. Cela permet d'éviter la sous-évaluation ou la double comptabilisation de ces impacts sur la santé.

La figure 4 illustre les variations des taux de décès prématurés par 100 000 personnes dans les DR au Canada. Cinq groupes ont été créés pour catégoriser les taux de mortalité normalisés pouvant être attribués à l'exposition à la pollution atmosphérique. Les taux des groupes 1 et 2 sont inférieurs à la moyenne nationale de 47 décès prématurés pour 100 000 personnes (groupe 3). Les groupes 4 et 5 sont associés à des taux supérieurs à la moyenne.

Plus précisément :

- Le groupe 1 correspond aux taux jusqu'au 10^e centile (27 décès prématurés ou moins pour 100 000 personnes)
- Le groupe 2 correspond aux taux entre les 10^e et le 40^e centiles (de 28 à 42 décès prématurés pour 100 000 personnes)
- Le groupe 3 correspond aux taux entre les 40^e et le 60^e centiles (de 43 à 50 décès prématurés pour 100 000 personnes)
- Le groupe 4 correspond aux taux entre les 60^e et le 90^e centiles (de 51 à 69 décès prématurés pour 100 000 personnes)
- Le groupe 5 correspond à des taux équivalents ou supérieurs au 90^e centile (70 décès prématurés ou plus pour 100 000 personnes)

Remarque : Les centiles sont arrondis à l'entier le plus près.

La distribution géographique des taux de mortalité par 100 000 habitants reflète la distribution des concentrations de pollution atmosphérique (figures 1 à 3), les DR des groupes 4 et 5 correspondant aux régions où la pollution atmosphérique est plus élevée.

Les résultats montrent que la taille de la population ne détermine pas à elle seule le taux de décès prématurés, car certains des taux les plus élevés sont observés à l'extérieur des centres urbains. Bien que les DR très peuplées soient généralement liées à des estimations plus élevées des décès prématurés en termes absolus, ces estimations ne se traduisent pas nécessairement par des taux de mortalité plus élevés pour 100 000 personnes. L'annexe D présente les résultats des DR les plus peuplées au Canada (tableau D1), les taux variant de 28 à Peel (DR3521) à 58 à Hamilton (DR3525), en Ontario. Les taux sont de 43 pour 100 000 personnes à Toronto, de 57 pour 100 000 personnes à Montréal et de 36 pour 100 000 personnes dans la région de Vancouver.

Dans l'ensemble, il est suggéré de tenir compte des estimations absolues et relatives des décès prématurés dans l'interprétation des résultats exposés dans cette analyse, en particulier pour ce qui est des DR ayant une faible population.

Les DR affichant les taux les plus élevés de décès prématurés correspondent à quelques régions distinctes de la figure 4, y compris la partie sud de la Colombie-Britannique, le centre de l'Alberta, le sud de la Saskatchewan et le corridor Windsor-Québec. Ces DR sont généralement caractérisées par des populations de modérées à importantes (de 30 000 à 200 000 environ par DR). Les DR affichant les taux les plus élevés de décès prématurés pour 100 000 personnes figurent également au tableau D2.

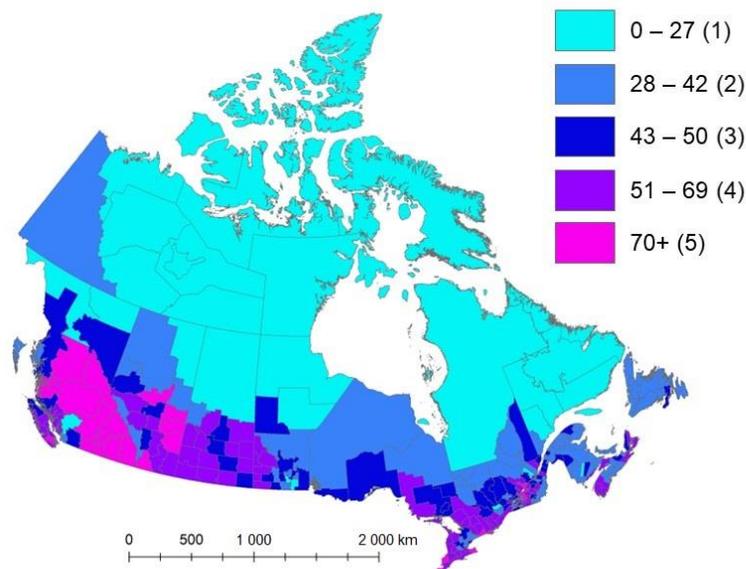
Les résultats des DR de la Colombie-Britannique correspondent à la distribution des concentrations de PM_{2,5} (figure 1). La contribution des décès liés aux PM_{2,5} est généralement supérieure à 80 % de tous les décès dans ces DR (données non présentées). Des analyses antérieures montrent que les feux de forêt contribuent de façon importante à la pollution atmosphérique dans le centre et le sud de la Colombie-Britannique, y compris dans les DR de Cariboo, d'Okanagan-Similkameen et de Thompson-Nicola (Matz et coll., 2020).

En comparaison, les DR ayant des taux plus élevés dans le corridor Windsor-Québec montrent que les contributions des décès liés aux PM_{2,5} se situent entre 50 % et 80 % de tous les décès. L'exposition à la pollution par l'O₃ contribue aussi grandement (de 20 % à 35 %) à l'ensemble des décès prématurés dans ces DR.

Les DR présentant des taux plus faibles de décès prématurés (tableau D3) correspondent aux régions rurales, nordiques ou éloignées, y compris les DR peu densément peuplées du Nunavut, des Territoires du Nord-Ouest et du Labrador. De plus, bon nombre des DR ayant des taux plus faibles de décès prématurés attribuables à la pollution atmosphérique sont caractérisés par des populations plus jeunes que les DR ayant

des taux plus élevés. Par exemple, la population de 65 ans et plus représente 10 % ou moins de la population totale dans bon nombre des DR où les taux sont plus faibles, tandis que le même groupe d'âge représente 20 % ou plus de la population totale dans les DR où les taux sont plus élevés. Vous trouverez ci-dessous une analyse détaillée des résultats par groupe d'âge.

Figure 4 : Nombre total de décès prématurés par 100 000 personnes associés à une exposition à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ dans l'ensemble des divisions de recensement, en 2018



Remarque : La moyenne nationale est de 47 décès prématurés pour 100 000 personnes. Groupe 1 = 28 DR; Groupe 2 = 87 DR; Groupe 3 = 60 DR; Groupe 4 = 88 DR; Groupe 5 = 30 DR.

L'impact monétaire totale associée à la pollution atmosphérique au Canada en 2018 est d'environ 146 milliards de dollars canadiens (2020). Cette valeur est en grande partie attribuable aux décès prématurés, qui représentent 139 milliards de dollars canadiens (2020) en impacts annuellement, ou 95 % de l'ensemble du fardeau monétisé de la santé. Bien que les impacts non mortels aient une valeur monétaire moins élevée (7,3 milliards de dollars canadiens [2020]) que les décès prématurés en 2018, ils touchent un grand nombre de personnes et représentent un important fardeau pour la santé de la population canadienne.

Résultats de mortalité par groupe d'âge

L'OEBQA a été modifiée aux fins de l'analyse actuelle afin d'estimer les décès prématurés pour 7 groupes d'âge. Une analyse des effets de morbidité par groupe d'âge n'a pas été effectuée.

Les résultats nationaux sont présentés au tableau 7. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que 84 % du fardeau de la mortalité liée à la pollution atmosphérique touche les personnes de 65 ans et plus. Cela reflète la variation selon l'âge des risques à la santé de référence à travers la population canadienne. Les groupes d'âge de moins de 50 ans représentent moins de 3 % du total des décès prématurés liés à l'exposition à la pollution atmosphérique. Selon l'effet de mortalité, le pourcentage des décès prématurés associés au groupe d'âge des 65 ans et plus varie entre 83 % et 91 % (tableau 8). L'effet de mortalité de cause respiratoire liée à une exposition chronique à l'O₃ estival s'applique aux personnes de 30 ans et plus.

Tableau 7 : Nombre de décès prématurés par groupe d'âge attribuables à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂, à l'échelle nationale, en 2018

Groupe d'âge	Population	Tous les polluants Nombre (2,5 ^e et 97,5 ^e centiles) ^a	Pourcentage de décès prématurés par groupe d'âge ^b
De 25 à 29 ans	2 559 417	34 (18/50)	0,2
De 30 à 39 ans	5 052 394	120 (63/170)	0,7
De 40 à 49 ans	4 811 582	340 (180/500)	1,9
De 50 à 59 ans	5 282 541	1 100 (570/1 600)	6,1
De 60 à 64 ans	2 441 551	1 300 (670/1 800)	7,3
65 ans et plus	6 389 283	14 600 (7 600/21 300)	83,8
Tous les âges	36 940 652	17 400 (9 100/25 400)	100

^a Somme des mortalités toutes causes confondues liées à une exposition chronique (PM_{2,5}) et aiguë (NO₂, O₃), et des mortalités de cause respiratoire liée à une exposition chronique (O₃ estival).

^b Selon les estimations centrales des simulations de l'OEBQA; pourcentages arrondis à une décimale.

Tableau 8 : Répartition en pourcentage du fardeau de la pollution atmosphérique sur la santé selon le groupe d'âge, associé à l'exposition aux PM_{2,5}, à l'O₃ et au NO₂ au-delà des concentrations naturelles : Résultats nationaux par effet sur la santé, en 2018

Groupe d'âge	Mortalité par exposition chronique – PM _{2,5}	Mortalité respiratoire par exposition chronique – O ₃ estival	Mortalité par exposition aiguë – NO ₂	Mortalité par exposition aiguë – O ₃
De 25 à 29 ans	0,2	s.o.	0,2	0,2
De 30 à 39 ans	0,7	0,3	0,7	0,7
De 40 à 49 ans	2,0	0,9	2,0	2,0
De 50 à 59 ans	6,4	2,9	6,4	6,3
De 60 à 64 ans	7,4	5,0	7,2	7,4
Plus de 65	83,2	90,9	83,5	83,4
Tous (nombres)	12 500	1 200	1 300	2 400

S.O. : Sans objet.

Selon les estimations centrales des simulations de l'OEBQA; pourcentages arrondis à une décimale.

Discussion

Les niveaux de pollution atmosphérique au Canada sont faibles comparativement à ceux d'autres pays développés. Toutefois, des études canadiennes récentes indiquent que la pollution atmosphérique augmente le risque de mortalité, même à de faibles concentrations ambiantes (Crouse et coll., 2015; Pinault et coll., 2017; Pappin et coll., 2019; Weichenthal et coll., 2022). Santé Canada estime que 17 400 décès peuvent être attribués à la pollution de l'air ambiant au Canada en 2018. Cela correspond à 47 décès pour 100 000 personnes annuellement. La valeur monétaire des impacts sanitaires de mortalité et de morbidité liés à la pollution atmosphérique est d'environ 143 milliards de dollars annuellement (CAD 2020).

Niveaux de la qualité de l'air au Canada

Ces estimations reflètent les contributions des sources humaines d'émissions en Amérique du Nord aux concentrations ambiantes de PM_{2,5}, d'O₃ et de NO₂ au Canada, ainsi que les contributions d'événements naturels comme les feux de forêt. Dans la présente analyse, nous avons utilisé les données sur la pollution atmosphérique de 2017 à 2019 pour les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂. Pour estimer la composante au-delà des concentrations naturelles de la pollution atmosphérique ambiante, nous avons soustrait les concentrations naturelles canadiennes de ces surfaces d'exposition moyennes sur 3 ans. Cette approche a été adoptée car la composante au-delà des concentrations naturelles de la pollution atmosphérique ambiante, qui comprend les émissions humaines, fait l'objet des mesures de gestion de la qualité de l'air.

Les résultats provinciaux (tableau 5) indiquent que l'Ontario et le Québec sont les provinces où la pollution atmosphérique a le plus d'impacts sur la santé pour ce qui est des décès prématurés. Environ 62 % de la population canadienne réside dans ces 2 provinces. En outre, certains des niveaux de pollution atmosphérique les plus élevés au Canada se trouvent dans les régions du sud de l'Ontario et du sud du Québec, qui comprennent le corridor hautement peuplé et industrialisé entre les villes de Windsor et Québec (englobant la région du Grand Toronto et de Hamilton et la région du Grand Montréal). La Colombie-Britannique, le Québec et l'Alberta affichent les taux les plus élevés de décès prématurés par 100 000 personnes. Ces taux tiennent compte de la concordance entre l'exposition à la pollution atmosphérique, les caractéristiques démographiques (par exemple, la taille de la population et la répartition par âge) et les données sur la santé (par exemple, les taux de référence des effets sur la santé) d'une région à l'autre.

Au niveau des DR (annexe D, tableaux D1 à D3), les résultats montrent que les taux plus élevés de décès prématurés reflètent une combinaison de caractéristiques démographiques et de facteurs environnementaux, y compris des niveaux de pollution plus élevés. Par exemple, plusieurs des DR affichant les taux les plus élevés de décès prématurés par 100 000 personnes (tableau D2) correspondent aux régions du Canada touchées par la fumée des feux de forêt (Matz et coll., 2020), notamment en Colombie-Britannique. La fumée des feux de forêt touche également d'autres régions, dont l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba et les Territoires du Nord-Ouest.

De plus, les taux de référence des effets sur la santé intègrent diverses variables démographiques et de santé, notamment la distribution par âge. En général, les DR comptant des populations plus âgées ont des taux de référence des effets sur la santé plus élevés et, par conséquent, sont associées à des taux plus élevés d'impacts sur la santé pour une augmentation donnée de la pollution atmosphérique.

Dans chaque DR, plusieurs facteurs influent sur les risques associés à l'exposition à la pollution atmosphérique et donc sur les taux d'impacts sur la santé pour 100 000 personnes.

Impacts par groupe d'âge

L'OEBQA a été modifiée aux fins de la présente analyse afin de produire des estimations du fardeau de la mortalité pour différents groupes d'âge.

Les résultats de décès prématurés par groupe d'âge montrent que les personnes les plus touchées par la pollution atmosphérique sont celles de 65 ans et plus. Ce groupe d'âge représente de 83 % à 91 % des décès prématurés estimés. L'OEBQA comprend des taux de mortalité par groupe d'âge qui augmentent généralement avec l'âge (par exemple, les groupes plus âgés ont un taux de base de mortalité plus élevé que les groupes plus jeunes).

Les taux de mortalité croissants avec l'âge sont indépendants de l'exposition à la pollution atmosphérique et des RCR. L'ampleur des concentrations de polluants atmosphériques (les niveaux d'exposition) influe sur le fardeau sanitaire en général, mais n'a aucune influence sur la distribution des impacts selon l'âge. Des RCR selon l'âge ne sont pas définies dans l'OEBQA, et ne sont pas immédiatement disponibles dans des publications.

Les variations régionales de la distribution des impacts dans l'ensemble de la population sont dictées par les variations des taux de référence des effets sur la santé selon l'âge et la structure par âge de la population dans l'ensemble des DR.

Aucune analyse par groupe d'âge n'a été effectuée pour les effets de morbidité. En général, on s'attend à une distribution semblable des impacts sur la santé selon le groupe d'âge pour les effets de morbidité qui s'appliquent à la même population cible que les paramètres de mortalité (par exemple, tous les âges ou 25 ans et plus). Toutefois, les résultats peuvent ne pas être représentatifs pour les effets de morbidité qui s'appliquent à des populations distinctes, y compris les jours avec des symptômes d'asthme, les épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant et les cas de bronchite chronique chez l'adulte.

Analyses de sensibilité et analyses complémentaires

Cette section présente des analyses de sensibilité et des analyses complémentaires sur la façon dont des variables environnementales, démographiques et liées à la santé de la population influent sur les estimations du fardeau sanitaire.

Taux de référence des effets sur la santé

Les taux de référence de l'incidence sur la mortalité varient selon l'année du scénario et peuvent influencer l'estimation des décès prématurés liés à la pollution atmosphérique (Stieb et coll., 2023).

Au Canada, le vieillissement de la population correspond généralement à une augmentation des taux d'incidence sur la mortalité, de sorte que, même avec un niveau constant de pollution atmosphérique, on s'attend à des estimations plus élevées des décès prématurés pour des années de scénario ultérieures.

Afin de mieux comparer les résultats de l'année de modélisation 2018 avec les résultats de notre précédent rapport sur le fardeau sanitaire (Santé Canada, 2021), nous avons effectué une analyse de sensibilité. Il s'agissait de varier les années du scénario de pollution atmosphérique et les années du taux de référence de l'incidence sur la mortalité (tableau 9). (Remarque : La taille de la population reflète l'année choisie pour les taux de référence de l'incidence sur la mortalité et augmente au fil du temps.)

Notre analyse révèle que les résultats sont sensibles aux taux de référence des effets sur la santé. Pour les scénarios mis à l'essai, environ 740 décès prématurés de plus (différence de 4 %) ont été estimés à l'échelle nationale à l'aide des taux de référence des effets sur la santé de 2018 comparativement aux taux de référence des effets sur la santé de 2016. Cela équivaut à environ 1 décès supplémentaire pour 100 000 personnes. En comparaison, la population a augmenté de 2,0 % entre 2016 et 2018. Les décès prématurés augmentent d'environ 210 décès prématurés lorsqu'on utilise les taux de référence des effets sur la santé de 2019 (tableau 9).

Tableau 9 : Nombre de décès prématurés associés à différentes années de scénario de pollution atmosphérique et différentes années du taux de référence de l'impact sur la mortalité : Résultats nationaux pour 2018

Année du scénario de pollution atmosphérique	Année du taux de référence de l'impact sur la mortalité	Décès prématurés	Taux pour 100 000 personnes
2018	2016	16 600	46
	2018	17 400	47
	2019	17 600	47

En se fondant sur la publication précédente (Santé Canada, 2021) et la présente analyse, les résultats indiquent que l'augmentation du nombre de décès prématurés entre 2016 et 2018 est en partie attribuable aux variations des taux de référence des effets sur la santé. Environ 4 % des décès prématurés sont attribuables à des taux de référence plus élevés et à une population plus importante entre 2016 et 2018.

Cependant, comme le démontre notre analyse de sensibilité de la modélisation des PM_{2,5} dans l'air ambiant ci-dessous, la majeure partie de l'augmentation du fardeau sanitaire entre 2016 et 2018 est associée à des versions de modèle et à des estimations de modélisation de la qualité de l'air plus élevées pour les concentrations de PM_{2,5}.

Modélisation des PM_{2,5} dans l'air ambiant

L'approche de modélisation utilisée pour estimer les concentrations de PM_{2,5} dans l'air ambiant dans la présente analyse est comparable à celle utilisée dans les analyses précédentes du fardeau sanitaire (Santé Canada, 2017, 2019, 2021). Elle s'appuie sur GEOS-Chem, des extractions de données satellitaires, des mesures au sol et des algorithmes. L'amélioration des données disponibles, des algorithmes et des techniques de modélisation peut entraîner des variations dans les estimations de la pollution atmosphérique. Par conséquent, les comparaisons entre les années d'analyse ou les versions de modèle doivent tenir compte de variabilités inhérentes. Par exemple, les sources de données peuvent être élargies, comme utiliser de multiples extractions de données satellitaires, et de nouveaux algorithmes pour les propriétés de distribution des aérosols peuvent être élaborés et utilisés (par exemple, Brauer et coll., 2022 et les références dans cette publication). Les comparaisons entre les années d'analyse qui reposent sur différentes versions de modèles doivent donc tenir compte de ces facteurs.

Les données de surveillance canadiennes aident à mettre en contexte les estimations de la présente analyse et à évaluer les estimations d'une exposition accrue. Le rapport sur les Indicateurs canadiens de durabilité de 2023 d'Environnement et Changement climatique Canada comprend une analyse des mesures des concentrations de PM_{2,5} dans l'air ambiant aux stations de surveillance dans tout le Canada. Comme l'analyse repose uniquement sur les données de surveillance recueillies à 145 stations de surveillance, elle ne se compare pas directement aux estimations modélisées couvrant l'ensemble du Canada dans le présent rapport. Toutefois, l'analyse indique les tendances mesurées des niveaux de pollution atmosphérique. Le rapport indique que les concentrations moyennes de PM_{2,5} dans l'air ambiant de 2015 à 2017 et de 2017 à 2019 étaient identiques, soit à 6,8 µg/m³ (tableau A.2 d'ECCC, 2023a).

Des fluctuations annuelles, comme les concentrations plus élevées en 2018, sont en partie attribuables aux feux de forêt dans l'Ouest canadien (ECCC, 2023a). La Colombie-Britannique, les Prairies et le Nord de l'Ontario ont été les plus touchés par les feux de forêt. De plus, des variations dans les conditions météorologiques et des changements dans la quantité d'émissions provenant de diverses sources peuvent avoir une influence sur les concentrations moyennes de PM_{2,5}.

Comme l'indique le tableau 10, les concentrations de PM_{2,5} dans l'air ambiant modélisées dans le rapport de 2017 à 2019 sont d'environ 1 µg/m³ supérieures aux estimations du rapport de 2015 à 2017 (Santé Canada, 2021).

Tableau 10 : Comparaison des analyses de Santé Canada : Exposition à la pollution atmosphérique pondérée en fonction de la population (au-delà des concentrations naturelles) et estimations des décès prématurés

Période d'exposition ^a	Population (année)	NO ₂		O ₃ annuel		O ₃ estival		PM _{2,5}		Total des décès	
		epp (ppb)	Nombre	epp (ppb)	nombre	epp (ppb)	nombre	epp (µg/m ³)	nombre	nombre	Pour 100 000 personnes
De 2014 à 2017 ^b	36 229 449 (2016)	7,2	1 300	13,2	2 800	14,4	1 300	4,3	10 000	15 300	42
De 2017 à 2019 ^c	36 940 652 (2018)	7,11	1 300	11,16	2 400	12,39	1 200	5,32	12 500	17 400	47

epp : exposition pondérée en fonction de la population.

- ^a Concentrations naturelles pour toutes les analyses : 0,15 ppb de NO₂, 26 ppb d'O₃ annuel, 28 ppb d'O₃ estival, 1,8 µg/m³ de PM_{2,5}
- ^b De 2015 à 2017 pour le NO₂ et les PM_{2,5}; 2014, 2015 et 2017 pour l'O₃; Santé Canada 2021.
- ^c Analyse actuelle : de 2017 à 2019 pour le NO₂, l'O₃ et les PM_{2,5}.

Des augmentations dans les estimations de la pollution atmosphérique attribuable à l'augmentation des émissions anthropiques (par exemple, transport, activité industrielle) et naturelles (par exemple, feux de forêt) sont possibles. Toutefois, les changements apportés à la modélisation peuvent également avoir un impact sur les estimations.

La version du modèle pour les estimations initiales de l'exposition de 2015 à 2017 était V4.NA.02, tandis que les estimations de l'exposition de 2017 à 2019 sont fondées sur la version V5.NA.02.2. Les changements appliqués à la version plus récente du modèle ont amélioré la concordance générale avec les observations au sol en Amérique du Nord, et au Canada en particulier. Les changements consistaient à ajouter des variables à la résolution de la grille de simulation et de sous-simulation représentant l'humidité relative, la hauteur de la couche limite, les coordonnées géographiques, l'élévation et les types de terres urbaines et de plans d'eau. Les conditions de pondération des données de surveillance au sol ont également été modifiées pour inclure plus de moniteurs.

Pour tester l'influence des récents développements du modèle sur les estimations des PM_{2,5}, nous avons utilisé la même version du modèle que la présente analyse (V5.NA.02.2) pour estimer les concentrations moyennes nationales de PM_{2,5} pondérées en fonction de la population pour la période de 2015 à 2017. De plus, nous avons utilisé la même version de l'OEBQA comportant des taux de référence de mortalité mis à jour pour obtenir de meilleures comparaisons. Le tableau 11 résume les résultats à l'échelle nationale.

Tableau 11 : Concentrations moyennes nationales de PM_{2,5} pondérées en fonction de la population à l'aide de différentes versions de modèles : Analyses du fardeau sanitaire de 2016 et de 2018

Année du scénario de pollution atmosphérique	Version du modèle	Concentrations nationales moyennes – PM _{2,5}	Décès prématurés – PM _{2,5} ^c	Décès prématurés – tous les polluants ^c	
			Nombre	Nombre	Pour 100 000 personnes
2016	V4.NA.02 ^a	6,14 µg/m ³	9 800	15 000	42
	V5.NA.02.2 ^b	7,32 µg/m ³	12 400	17 700	49
2018	V5.NA.02.2 ^b	7,12 µg/m ³	12 500	17 400	47

^a Santé Canada, 2021.

^b Analyse actuelle.

^c Décès prématurés estimés à l'aide de la même version mise à jour de l'OEBQA. Les valeurs de 2016 pourraient ne pas correspondre à celles de Santé Canada de 2021.

Les résultats du tableau 11 montrent l'influence de la version du modèle sur les estimations de la pollution ambiante par les PM_{2,5}. La concentration moyenne nationale de 2016 avec la version V5.NA.02.2 la plus récente est de 7,32 µg/m³, soit 20 % ou 1,18 µg/m³ supérieure à l'estimation initiale de 2016 de 6,14 µg/m³. L'estimation des décès prématurés en 2016 atteint 17 700 par année avec la version V5.NA.02.2, soit 17 % ou 2 600 de plus que l'estimation initiale (15 000 décès prématurés). Cela est comparable et légèrement supérieur à l'estimation de 2018 avec la même version du modèle (17 400 décès prématurés).

À l'échelle régionale, on a observé de plus grandes différences relatives entre les diverses versions du modèle pour l'année 2016 dans les provinces de l'Atlantique (différence de 53 % à 125 %) ainsi que dans les territoires (différence de 93 % à 195 %), probablement en raison des valeurs de concentration plus faibles dans ces régions. En termes absolus, avec la version V5.NA.02.2, on obtient environ 1 800 décès prématurés supplémentaires en Alberta, en Colombie-Britannique, en Ontario et au Québec seulement (70 % de la différence totale des décès prématurés).

Une comparaison des estimations de 2016 et de 2018 utilisant uniquement la version V5.NA.02.2 donne des résultats cohérents, où les différences régionales sont d'environ 13 % ou moins (sauf pour les territoires). Ces constatations soulignent l'importance des versions du modèle. Elles montrent également :

- l'importance des changements méthodologiques et des améliorations des estimations de l'exposition à la population et du fardeau sanitaire
- les limites de la comparaison des estimations provenant de différents rapports de Santé Canada qui utilisent différentes méthodologies
- la façon dont les comparaisons entre les analyses du fardeau sanitaire sont sensibles au choix des données et des outils

Comme nous l'avons démontré, les comparaisons entre les périodes de pollution atmosphérique devraient être fondées sur les mêmes outils de modélisation et les mêmes ensembles de données afin de tenir compte des variables et des algorithmes intrinsèques du modèle.

Concentrations naturelles ou contrefactuelles

Les concentrations naturelles utilisées dans la présente analyse sont fondées sur des études des niveaux de pollution atmosphérique aux stations de surveillance éloignées. Ces concentrations visent à représenter une pollution atmosphérique minimale associée à des sources naturelles et non nord-américaines. Elles tiennent compte des sources locales et régionales, ainsi que de la pollution provenant de sources plus éloignées (intercontinentales).

Dans la présente analyse, les concentrations naturelles moyennes annuelles estimées pour le Canada étaient de 1,8 µg/m³ pour les PM_{2,5}, de 0,15 ppb pour le NO₂ et de 26 ppb pour l'O₃ (d'après les concentrations quotidiennes maximales sur 1 heure). La concentration naturelle moyenne d'O₃ estival estimée était de 28 ppb (moyenne de mai à septembre d'après les concentrations quotidiennes maximales sur 1 heure). Une seule valeur est utilisée à l'échelle nationale et pour chaque polluant.

L'utilisation de valeurs nationales cohérentes pour estimer le fardeau sanitaire de la pollution atmosphérique permet d'établir des comparaisons directes entre les régions, au fil du temps et entre les analyses, car la variabilité des concentrations contrefactuelles est contrôlée. (Remarque : Dans les analyses sanitaires de la pollution atmosphérique, une concentration contrefactuelle est une concentration différente servant à comparer des scénarios.)

Cependant, cette approche amène des incertitudes. Par exemple, les concentrations naturelles sont susceptibles de présenter une variabilité spatiale à l'échelle du Canada et au fil du temps. De plus, la couverture terrestre, la végétation et les conditions climatiques, même dans les régions qui ne sont pas touchées par l'activité humaine, ont probablement une incidence sur les niveaux de pollution de l'air ambiant. Par ailleurs, des variations saisonnières et mensuelles des conditions naturelles sont également prévues en raison des processus photochimiques et météorologiques normaux.

Bien que les concentrations naturelles soient faibles, les données provenant d'études de grande cohorte de la pollution de l'air extérieur et de la mortalité au Canada et ailleurs suggèrent la présence de risques significatifs pour la santé à des concentrations d'exposition très faibles, sans aucun seuil apparent d'effets néfastes sur la santé.

Dans cette section, nous avons comparé les concentrations naturelles utilisées dans nos analyses aux valeurs naturelles utilisées dans des études de cohortes canadiennes publiées ou estimées dans les analyses des données de surveillance de l'air ambiant au Canada pour l'O₃, le NO₂ et les PM_{2,5}. Notre objectif était d'évaluer la sensibilité des estimations sur le fardeau sanitaire aux concentrations contrefactuelles de polluants atmosphériques, et non de déterminer la valeur la plus appropriée.

Ozone

Environnement et Changement climatique Canada a analysé les données sur l'O₃ recueillies entre 2002 et 2021 à 49 emplacements non urbains des réseaux RNSPA et RCEPA (ECCC, 2023b). Ces emplacements comptent de faibles populations et affichent une géographie et une utilisation des terres semblables. La plupart des sites sélectionnés pour l'analyse se trouvaient dans le centre et le nord de l'Alberta et dans le sud de l'Ontario et du Québec, en amont et en aval des grands centres urbains.

Même si les sites pour les concentrations naturelles n'étaient pas nécessairement situés dans des régions éloignées, ils se trouvaient à l'extérieur des grands centres urbains. Par conséquent, il est probable que les concentrations d'O₃ à ces sites représentent des conditions d'exposition ambiantes non urbaines normales. On s'attend à ce que certains des sites, en particulier ceux du sud de l'Ontario et du Québec, soient touchés par la pollution atmosphérique provenant des États-Unis.

Le tableau 12 résume les analyses des valeurs quotidiennes moyennes maximales sur 8 heures pour la période de 2002 à 2021, par saison.

L'analyse de la distribution des mesures entre les stations non urbaines indique que les concentrations moyennes, médianes et les 10^e centiles printaniers et estivaux d'O₃ sont supérieures à la valeur des concentrations naturelles annuelles de 26 ppb utilisée dans nos analyses du fardeau sanitaire. Sur le plan temporel, les valeurs quotidiennes moyennes maximales les plus élevées sur 8 heures sont le plus souvent observées en avril, en mai et en juin. La valeur des concentrations naturelles de l'O₃ estival de 28 ppb utilisée par Santé Canada correspond approximativement aux valeurs du 10^e centile pour les mois de juillet, d'août et de septembre, mais est bien inférieure aux valeurs du 10^e centile pour le mois de mai (~38 ppb) et de juin (~35 ppb).

Tableau 12 : Tendances saisonnières de l'O₃ aux stations de surveillance rurales de référence au Canada entre 2002 et 2021, selon les valeurs quotidiennes moyennes maximales sur 8 heures, en ppb

Saison	Moyenne	Médiane	10 ^e centile ^a	90 ^e centile ^a
Hiver	32,5	33,5	28	36
Printemps	43,6	43,3	40	48
Été	36,2	34,5	30	43
Automne	29,2	28,6	25	35

^a Approximation.

Il est à noter que les valeurs des concentrations naturelles de cette évaluation du fardeau sanitaire reflètent les valeurs quotidiennes maximales sur 1 heure et ne sont pas directement comparables. On s'attend à ce que les valeurs moyennes maximales sur 8 heures soient inférieures aux valeurs maximales sur 1 heure. (Remarque : Des études antérieures indiquent que l'interconversion entre différentes mesures de temps de moyenne de l'O₃ amène de l'incertitude. L'utilisation de ratios, par exemple pour convertir les valeurs quotidiennes maximales sur 1 heure en valeurs quotidiennes moyennes sur 8 heures, pourrait différer sur le plan géospatial, selon la température et la saison [Anderson et Bell, 2010; Lange, 2018]). Les comparaisons doivent être interprétées en conséquence.

Dans l'ensemble, les 10^e centiles annuels et estivaux des concentrations d'O₃ observées sont d'environ de 5 à 8 ppb plus élevés que les valeurs des concentrations naturelles utilisées dans la présente analyse. Certaines

de nos analyses antérieures à l'aide de l'OEBQA indiquent qu'une augmentation de l'exposition à l'O₃ de 8 ppb par année entraîne environ 1 700 décès prématurés par année au Canada, tandis que la même augmentation de l'exposition à l'O₃ estival entraîne 760 décès prématurés. Ceux-ci équivalent à 71 % et 63 % du fardeau sanitaire estimé attribuable à l'O₃ et à l'O₃ estival, respectivement, comme l'indique le présent rapport. On peut également s'attendre à des différences régionales (est et ouest).

Dioxyde d'azote

Aucune analyse détaillée des concentrations naturelles de NO₂ au Canada n'a été relevée. Une analyse préliminaire des données du RNSPA sur le NO₂ pour la période de 2017 à 2019 (Gouvernement du Canada, 2023) montre que plusieurs stations de surveillance sont associées à des valeurs moyennes quotidiennes minimales inférieures à 1 ppb. (Remarque : Les concentrations de NO₂ sont indiquées par 0.) Les valeurs moyennes quotidiennes sont également inférieures à 1 ppb jusqu'au 50^e centile pour plusieurs stations de surveillance. Sur une base mensuelle, les valeurs minimales sont inférieures à 1 ppb de mars à octobre, et atteignent 1 ppb de novembre à décembre. Il est impossible d'effectuer une comparaison directe avec les concentrations naturelles de 0,15 ppb utilisées dans la présente analyse. Toutefois, les récentes concentrations de NO₂ dans l'air ambiant au Canada suggèrent que les concentrations naturelles annuelles pourraient être inférieures à 1 ppb.

Nos analyses précédentes réalisées à l'aide de l'OEBQA indiquent qu'une augmentation de 0,5 ppb de l'exposition au NO₂ correspond à environ 95 décès prématurés par année au Canada. Cela équivaut à une différence de 7 % par rapport au fardeau sanitaire du NO₂ estimé pour la période de 2017 à 2019.

Particules fines

Le rapport intitulé *Évaluation scientifique canadienne du smog* (Gouvernement du Canada, 2013) résume une analyse fondée sur les données de 1996 à 2005 de 7 sites du RNSPA qui n'ont pas été influencés par les émissions urbaines ou industrielles.

L'analyse a utilisé des concentrations moyennes de PM_{2,5} sur 6 heures et des données de déplacements de masses d'air, ciblant les masses d'air ayant les concentrations les plus faibles de 1996 à 2005. (La moyenne annuelle des concentrations moyennes sur 6 heures devrait être semblable à la moyenne annuelle des concentrations moyennes sur 24 heures.) La plage des concentrations moyennes sur 6 heures pour l'ensemble des stations était de 1,2 à 4,2 µg/m³, avec une médiane globale de 3,2 µg/m³. (Remarque : Dans le rapport d'évaluation scientifique canadienne du smog, les valeurs de référence désignent les valeurs dérivées des données de surveillance qui sont peu influencées par les émissions humaines ou naturelles en Amérique du Nord. Cela équivaut aux concentrations naturelles utilisées dans le présent rapport.)

Des études de cohortes canadiennes portant sur les risques de pollution atmosphérique par les PM_{2,5} ont révélé des concentrations d'exposition inférieures, soit entre 2,4 et 3,0 µg/m³. Par exemple, dans une étude réalisée par Burnett et coll. (2018), une concentration contrefactuelle de 2,4 µg/m³ a été indiquée comme étant la concentration la plus faible observée dans 41 cohortes à l'échelle mondiale pour estimer la mortalité associée à l'exposition à long terme aux PM_{2,5} dans l'air ambiant. Des concentrations contrefactuelles similaires de PM_{2,5} ont été signalées pour diverses cohortes canadiennes (par exemple, Cakmak et coll., 2018; Pinault et coll., 2016; Weichenthal et coll., 2022; OMS, 2021).

Comparativement à des concentrations d'exposition inférieures entre 2,4 et 3,2 µg/m³, la valeur des concentrations naturelles de 1,8 µg/m³ utilisée dans cette analyse est inférieure, soit entre 0,8 et 1,4 µg/m³. Les simulations antérieures réalisées à l'aide de l'OEBQA indiquent :

- qu'une augmentation de 1 µg/m³ des PM_{2,5} représente environ 2 400 décès prématurés à l'échelle nationale
- chaque tranche de 0,5 µg/m³ représente environ 1 200 décès prématurés à l'échelle nationale

Dans l'ensemble, les valeurs des concentrations naturelles utilisées dans nos analyses du fardeau sanitaire sont inférieures aux observations faites au cours des 2 dernières décennies dans les stations éloignées du RNSPA. Les concentrations naturelles utilisées dans nos analyses de la pollution atmosphérique sont également inférieures aux concentrations contrefactuelles utilisées par les organisations internationales comme l'OMS ou l'IHME pour les analyses du projet GBD (par exemple, le niveau théorique d'exposition de risque minimal de Cohen et coll., 2017) et dans la plupart des études épidémiologiques.

Comme cela a été mentionné, l'utilisation de concentrations naturelles plus élevées pourrait réduire de milliers les estimations du fardeau sanitaire liées aux décès prématurés. Cela souligne l'importance de tenir compte des concentrations contrefactuelles dans l'analyse du fardeau sanitaire de la pollution atmosphérique.

Les valeurs des concentrations naturelles utilisées dans le présent rapport et dans les rapports précédents de Santé Canada sont identiques. Toute comparaison entre les analyses du fardeau sanitaire doit tenir compte des valeurs des concentrations naturelles. Ainsi, les comparaisons effectuées seront pertinentes, car les valeurs des concentrations naturelles ont une incidence directe sur les estimations de l'exposition et sur l'ampleur « réelle » du fardeau sanitaire. D'autres analyses aideront à déterminer les concentrations naturelles les plus appropriées.

Influence des conditions de confinement liées à la COVID-19

La principale analyse du présent rapport vise la période de 2017 à 2019.

En 2020, des restrictions économiques et sociales (comme des ordonnances de confinement) ont été adoptées au Canada pour gérer les risques liés à la COVID-19. Les données indiquent actuellement que la pollution atmosphérique en 2020 était différente de celle des années précédentes (Adams, 2020; Fioletov et coll., 2022; Griffin et coll., 2020; Mashayekhi et coll., 2021; Zhao et coll., 2022). Des études menées au Canada ont montré que les concentrations de NO₂, par exemple, étaient plus faibles dans les mois suivant le confinement que dans les données historiques (Fioletov et coll., 2022; Griffin et coll., 2020; Zhao et coll., 2022).

Dans notre analyse de sensibilité sur l'influence de 2020 sur les estimations du fardeau sanitaire, nous avons comparé le fardeau sanitaire pour la période de 2017 à 2019 avec celui de la période de 2018 à 2020. Il s'agit de la plus récente période de 3 ans de données sur la pollution atmosphérique disponible au moment de la présente analyse. Les résultats de l'analyse de la période de 2018 à 2020 sont présentés à l'annexe A.

Comparaisons avec des analyses précédentes du fardeau sanitaire réalisées par Santé Canada

Comparativement à l'analyse précédente de Santé Canada (tableau 10), le fardeau pour la santé de la mortalité attribuable à la pollution atmosphérique au Canada en 2018 représente une augmentation de 14 %, ayant passé de 15 300 décès prématurés en 2016 à 17 400 en 2018. La variation du nombre de décès prématurés d'une analyse à l'autre dépend des facteurs suivants :

- Les estimations de l'exposition à la pollution atmosphérique au Canada
- Les estimations du risque d'effets sur la santé découlant de l'exposition aux polluants atmosphériques
- Les données démographiques, y compris la taille de la population, les profils d'âge et l'état de santé de référence

Les concentrations pondérées en fonction de la population (au-dessus des concentrations naturelles) présentées dans cette analyse sont conformes ou légèrement inférieures à celles énoncées dans les rapports précédents pour le NO₂, l'O₃ et O₃ estival. Bien que les estimations de la moyenne nationale soient

comparables, elles peuvent varier à l'échelle régionale. Les estimations sont résumées au tableau 10. En revanche, dans la présente analyse, une augmentation d'environ $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est notée pour les $\text{PM}_{2,5}$.

Les variations dans les estimations de l'exposition à la pollution atmosphérique d'une analyse à l'autre peuvent refléter des augmentations ou des diminutions des concentrations dans l'air ambiant. Toutefois, la source la plus probable des concentrations plus élevées de $\text{PM}_{2,5}$ dans cette analyse est un changement méthodologique dans la modélisation de l'exposition en vue d'améliorer les estimations. Des analyses complémentaires ont montré que la variation de l'estimation de l'exposition aux $\text{PM}_{2,5}$ est principalement liée aux modifications apportées à la modélisation depuis l'analyse de 2015 à 2017. Voir la section précédente Analyses de sensibilité et analyses complémentaires pour plus de détails.

Les estimations de la pollution atmosphérique suggèrent que la répartition géographique de la pollution atmosphérique au Canada n'a pas beaucoup changé au cours des années d'analyse. Les estimations les plus élevées de la pollution atmosphérique sont rapportées dans les mêmes DR (celles des régions du sud de la Colombie-Britannique et de l'Alberta) et dans les régions situées le long du corridor entre les villes de Windsor et de Québec.

Les estimations des risques pour les divers effets sur la santé, représentés par les RCR, étaient cohérentes entre la présente analyse et celles des rapports précédents. Par conséquent, elles ne sont pas considérées comme une source de variation entre les estimations. La population canadienne de 2018 a augmenté d'environ 711 200 personnes (2 %) par rapport à 2016. Cela suggère que la croissance démographique a une influence relativement faible sur l'augmentation estimée du fardeau sanitaire.

Les estimations du fardeau sanitaire dépendent également des taux de référence des effets sur la santé, qui dépendent des caractéristiques relatives à la santé de la population. Par exemple, une population vieillissante serait associée à des taux d'effets de référence plus élevés. La version actuelle de l'OEBQA comprend les taux de référence des effets sur la santé propres à l'année de modélisation. Les analyses de sensibilité qui ont porté sur l'influence des taux de référence des effets sur la santé sur les estimations du fardeau sanitaire ont déjà été abordées dans cette section. Elles ont montré que les taux de référence des effets sur la santé ont augmenté entre 2016 et 2018, de sorte que la même concentration d'exposition entraînerait un fardeau sanitaire plus élevé en 2018.

Comparaisons avec d'autres analyses du fardeau sanitaire au Canada

D'autres études ont estimé l'impact de la pollution atmosphérique sur la population canadienne, notamment en utilisant les approches élaborées dans le cadre du projet Global Burden of Disease (GBD) de l'IHME.

Dans l'ensemble, le Canada affiche de faibles niveaux de pollution atmosphérique et relativement peu de décès liés à la pollution atmosphérique comparativement à d'autres pays. Les analyses réalisées dans le cadre du GBD, indiquent [4 409 de décès prématurés attribuables à l'exposition à l'O₃ et aux PM_{2,5}](#) au Canada en 2018. Cela équivaut à 12 décès prématurés pour 100 000 personnes. Les estimations du GBD pour 2016 et 2019 sont de 4 154 et 4 405 décès prématurés, respectivement, ce qui équivaut aussi à 12 décès prématurés pour 100 000 personnes.

Les estimations de la mortalité prématurée au Canada selon le GBD sont constamment inférieures à celles de Santé Canada pour la même année. Cependant, les estimations de la pollution atmosphérique moyenne utilisées pour les analyses du GBD sont semblables aux estimations de Santé Canada et sont peu susceptibles d'être la cause des écarts. Par exemple, les concentrations moyennes nationales de $\text{PM}_{2,5}$ dans le cadre du projet GBD pour la période de 2017 à 2019 sont d'environ $7,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela se compare à la valeur de $7,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ utilisée dans la présente analyse pour la même période.

Les différences entre les analyses sont en partie associées aux RCR prises en compte dans les analyses. Par exemple, dans l'analyse actuelle, la RCR des $\text{PM}_{2,5}$ pour la mortalité toutes causes confondues de l'étude canadienne de Crouse et coll. (2012) a été utilisée. L'analyse du projet GBD a utilisé un amalgame de

plusieurs études internationales, de 5 causes précises de mortalité et d'une approche quelque peu différente pour classer les effets de mortalité.

De plus, bien que l'approche de Santé Canada et celle du GBD tiennent compte des effets de mortalité liés à l'O₃, les causes particulières de décès ou les RCR sont différentes et donnent lieu à des estimations différentes. En outre, dans les analyses canadiennes des effets de la pollution atmosphérique sur la santé, l'exposition au NO₂ contribue à 1 300 décès prématurés par année. L'approche du projet GBD n'inclut pas le NO₂. Cela démontre l'influence des RCR et souligne l'importance de sélectionner les RCR les plus pertinentes sur le plan scientifique pour la population canadienne.

La présente analyse s'appuie sur des analyses canadiennes des concentrations naturelles qui sont considérablement inférieures au scénario contrefactuel de l'analyse du GBD (niveau théorique d'exposition de risque minimal [Cohen et coll. 2017]). Il en résulte des différences supplémentaires. Par exemple, des simulations antérieures réalisées à l'aide de l'OEBQA indiquent qu'une augmentation nationale moyenne des PM_{2,5} de 1 µg/m³ représente environ 2 400 décès prématurés par année.

Enfin, à titre de comparaison, les estimations du GBD pour les États-Unis prévoyaient environ 60 000 décès prématurés liés aux PM_{2,5} et à l'O₃ en 2019. Ce chiffre est considérablement inférieur aux estimations nationales publiées par d'autres chercheurs, qui montrent environ 120 000 décès prématurés liés aux PM_{2,5} et à l'O₃ (Davidson et coll., 2020; Thakrar et coll., 2020).

Conclusions

Une base de données bien établie d'études épidémiologiques et d'enquêtes toxicologiques internationales reconnaît que la pollution atmosphérique est l'un des principaux facteurs de risque de décès prématurés. Les évaluations exhaustives du risque menées par Santé Canada (2013, 2016, 2022) montrent que, parmi les polluants ambiants, les expositions aux PM_{2,5}, à l'O₃ et au NO₂ posent des risques élevés et ont le plus d'impacts sur la santé de la population au Canada parmi les polluants de l'air.

La présente analyse vise à estimer et à monétiser la mortalité et la morbidité au Canada associées aux polluants dans l'air ambiant au-delà des concentrations naturelles. Ces niveaux correspondent à la fraction de la pollution atmosphérique qui est généralement visée par les mesures de gestion de la qualité de l'air.

Santé Canada estime que l'exposition à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ a contribué à 17 400 décès prématurés au Canada en 2018, soit 47 décès prématurés pour 100 000 personnes. Les effets non mortels sur la santé qui peuvent être attribués à la pollution atmosphérique comprenaient 35 millions de jours de symptômes respiratoires aigus, 2,7 millions de jours de symptômes d'asthme et 8 100 visites à l'urgence annuellement. La valeur monétaire des effets néfastes de la pollution atmosphérique sur la santé est de 146 milliards de dollars (CAD 2020) en 2018. Bien que la pollution atmosphérique ait un impact sur la santé des personnes dans toutes les régions du pays, les effets les plus importants sont observés dans les provinces où la population est la plus nombreuse et où les niveaux de pollution atmosphérique sont les plus élevés. Ce sont l'Ontario, le Québec, la Colombie-Britannique et l'Alberta.

La majeure partie du fardeau de mortalité estimé par Santé Canada est attribuable aux PM_{2,5} (72 %). L'O₃ et le NO₂ représentent respectivement 21 % et 11 % du fardeau. De plus, l'O₃ et les PM_{2,5} sont associés à des effets non mortels sur la santé. Bien que l'exposition au NO₂ soit associée à plusieurs effets respiratoires importants (Santé Canada, 2016), il n'y a actuellement aucune RCR pour des effets de morbidité en lien avec le NO₂ dans l'OEBQA.

Les analyses par groupe d'âge indiquent que de 83 % à 91 % des décès prématurés associés à la pollution atmosphérique touche les personnes de 65 ans et plus. Cela correspond aux risques sanitaires de référence pour les personnes âgées au Canada. L'élaboration de RCR propres à l'âge et à la géographie, si elle est

justifiée en fonction de l'état de la science, pourrait accroître les possibilités d'examiner des questions liées à l'âge, à la région géographique et aux risques et aux impacts liés à la pollution atmosphérique.

L'estimation de 17 400 décès prématurés ou 47 décès prématurés pour 100 000 personnes en 2018 est plus élevée que nos estimations publiées précédemment. Les estimations antérieures variaient de 41 à 42 décès prématurés pour 100 000 personnes (Santé Canada, 2017, 2019, 2021). Une comparaison des concentrations d'exposition pondérées en fonction de la population en 2018 à celles de l'estimation précédente de 2016 (en utilisant les données sur la pollution atmosphérique de 2015 à 2017) a montré que les concentrations de $PM_{2,5}$ avaient augmenté de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2018, ce qui a entraîné des décès prématurés supplémentaires. Des analyses complémentaires ont révélé que l'augmentation des concentrations de $PM_{2,5}$ peut être attribuée aux mises à jour méthodologiques du modèle de la qualité de l'air utilisé pour estimer l'exposition aux $PM_{2,5}$, en particulier l'utilisation de la version V5.NA.02.2.

Une nouvelle analyse des données de 2015 à 2017 relatives aux $PM_{2,5}$ à l'aide de la version V5.NA.02.2, à titre d'analyse de sensibilité, a eu pour effet d'augmenter d'environ $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ les concentrations de $PM_{2,5}$ ambiantes pondérées en fonction de la population par rapport à la version originale du modèle. Les simulations de l'OEBQA au moyen de cette réanalyse donnent comme résultat 17 700 décès prématurés, soit 49 décès prématurés par 100 000 personnes par année (en 2016). Les résultats à l'aide d'une seule version du modèle montrent que le fardeau sanitaire associé à la pollution atmosphérique au Canada en 2018 était légèrement inférieur à celui de 2016.

Bien que les Canadiens bénéficient d'une qualité de l'air relativement bonne, la pollution atmosphérique continue d'avoir des impacts sur la santé humaine.

Les données et les méthodes (par exemple, les concentrations naturelles, les RCR) utilisées dans la présente analyse intègrent les données, les informations et les connaissances scientifiques à jour sur les effets de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada. De plus, les données tendent à montrer que la pollution atmosphérique peut être associée à d'autres effets néfastes sur la santé que nous n'avons pas pris en compte. Par ailleurs, il existe d'autres polluants atmosphériques qui ont des effets néfastes sur la santé. Pour toutes ces raisons, les résultats relatifs aux impacts sur la santé de la population décrits dans cette analyse sous-estiment probablement les impacts néfastes de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada.

Il faut s'attendre à des changements dans les estimations des impacts sur la santé suivant chaque mise à jour de Santé Canada. Ainsi, des variations ou des écarts peuvent survenir entre les estimations à l'issue des changements suivants :

- Les données démographiques
- Les relations concentration-réponse
- Les estimations des valeurs monétaires
- Les taux de référence des effets néfastes sur la santé au Canada
- Les données ou les méthodes d'évaluation de l'exposition de la population aux polluants atmosphériques

Les analyses de sensibilité, comme celle dont il est question dans le présent rapport, peuvent être utilisées pour explorer l'influence de différents facteurs. En dernier lieu, il pourrait être possible de réévaluer les impacts sur la santé pour les années incluses dans les analyses précédentes afin de s'assurer que les estimations sont fondées sur des méthodes et des données internes cohérentes.

Références

Abbey, D.E., Lebowitz, M.D., Mills, K.P., Petersen, F.F., Beeson, L. et Burchette R.J. (1995). Long term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents, *Inhal Toxicol*, 7(1), 19-34.

Adams, M.D. (2020). Air pollution in Ontario, Canada during the COVID-19 State of Emergency *Sci total Environ*. 742, 140516.

Anderson, G.B. et Bell, M.L. (2010). Does one size fit all? The suitability of standard ozone exposure metric conversion ratios and implications for epidemiology, *J Expo Sci Environ Epidemiol*, 20 (1), 2-11.

Bindle, L., Martin, R.V., Cooper, M.J., Lundgren, E.W., Eastham, S.D., Auer, B.M., Clune, T.L., Weng, H., Lin, J., Murray, L.T., Meng, J., Keller, C.A., Putman, W. M., Pawson, S., et Jacob, D.J. (2021). Grid-stretching capability for the GEOS-Chem 13,0,0 atmospheric chemistry model, *Geosci Model Dev*, 14, 5977-5997.

Boersma, K.F., Eskes, H.J., Dirksen, R.J., van der A, R.J., Veefkind, J.P., Stammes, P., Huijnen, V., Kleipool, Q.L., Sneep, M., Claas, J., Leitão, J., Richter, A., et Brunner, D. (2011). An improved retrieval of tropospheric NO₂ columns from the Ozone Monitoring Instrument *Atmos Meas Tech*, 4, 1905-1928.

Boys, B., Martin, R.V., Van Donkelaar, A., MacDonell, R., Hsu, N.C., Cooper, M.J., Yantosca, R.M., Lu, Z., Streets, D.G, Zhang, Q. et Wang, S.W. (2014). Fifteen-year global time series of satellite-derived fine particulate matter, *Environ Sci Technol*, 48, 11109-11118.

Brauer, M., Brook, J.R., Christidis, T.D., Erickson, A. et coll. (2022). *Mortality–Air Pollution Associations in Low Exposure Environments (MAPLE) : Phase 2*, Rapport de recherche 212, Boston (Mass.), Health Effects Institute, 119 p.

Burnett, R.T., Stieb, D., Brook, J.R., Cakmak, S., Dales, R., Raizenne, M., Vincent, R. et Dan, T. (2004). Associations between short-term changes in nitrogen dioxide and mortality in Canadian cities, *Arch Environ Health*, 59(5), 228-236.

Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M. et coll. (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter, *Proc Nat Acad Sci*, 115(38), 9592-9597.

Cakmak, S., Hebborn, C., Pinault, L., Lavigne, E., Vanos, J., Crouse D.L. et coll. (2018). Associations between long-term PM_{2.5} and ozone exposure and mortality in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CANCHEC), by spatial synoptic classification zone, *Environ Int*, 11, 200-211.

Chestnut, L.G. et De Civita, P. (2009). *Economic valuation of mortality risk reduction: review and recommendations for policy and regulatory analysis*. Préparé pour le Projet de recherche sur les politiques du gouvernement du Canada, PRI Project – Regulatory strategy.

Cohen, A.J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H.R., Frostad, J., Estep, K., Feigin, V. et coll. (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.

Crouse, D.L., Peters, P.A., van Donkelaar, A., Goldberg, M.S., Villeneuve, P.J., Brion, O., Khan, S., Atari, D.O., Jerrett, M., Pope, C.A., Brauer, M., Brook, J.R., Martin, R.V., Stieb, D. et Burnett, R.T. (2012). Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study, *Environ Health Perspect*, 120(5), 708-714.

Crouse, D.L., Peters, P.A., Hystad, P., Brook, J.R., van Donkelaar, A., Martin, R.V., Villeneuve, P.J., Jerrett, M., Goldberg, M.S., Pope, C.A., Brauer, M., Brook, R.D., Robichaud, A., Ménard, R. et Burnett, R.T. (2015). Ambient PM_{2.5}, O₃, and NO₂ exposures and associations with mortality over 16 years of follow-up in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC), *Environ Health Perspect*, 123(11), 1180-1186.

[CRS] Congressional Research Service (2019). *Background ozone: challenges in science and policy*, Préparé pour Members and Committees of Congress. R45482, 18 p. <https://fas.org/sgp/crs/misc/R45482.pdf>

Davidson, K., Nann, N., Zawacki, M., Fulcher, C. et Baker K.R. (2020). The recent and future health burden of the U.S. mobile sector apportioned by source, *Environ Res Letters*, 075009.

Environnement et changement climatique Canada (ECCC) (2018). Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement – Qualité de l'air. N° de cat. : EN4-144/57-2018E-PDF, Accessible à : www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/qualite-air.html

ECCC (2020). *Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada – 1990-2018*, N° de cat. : En81-30E-PDF, 96 p.

ECCC (2022). *Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada – 1990-2020*, N° de cat. : En81-30E-PDF, 111 p.

ECCC (2023a). *Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement – Qualité de l'air*, N° de cat. : En4-144/57-2023E-PDF, 149 p.

ECCC (2023b), *O₃ trends at rural background stations. February 2023*. Produit par l'Unité de gestion des données du RSNPA, ECCC, pour la Section de l'évaluation sanitaire de la pollution atmosphérique sectorielle de Santé Canada [rapport interne].

Fioletov, V., McLinden, C.A., Griffin, D., Krotkov, N., Liu, F. et Eskes, H. (2022). Quantifying urban, industrial, and background changes in NO₂ during the COVID-19 lockdown period based on TROPOMI satellite observations, *Atmos Chem Phys*, 22, 4201-4236.

Gouvernement du Canada (2013). *Évaluation scientifique canadienne du smog. Volume 1 : Science atmosphérique et impacts environnementaux et économiques*, N° de cat. : EN88-5/1-2012,1039 p.

Gouvernement du Canada (2023). Programme de surveillance nationale de la pollution atmosphérique (PSNPA), Accessible à : <https://donnees-data.ec.gc.ca/data/air/monitor/national-air-pollution-surveillance-naps-program/Data-Donnees/?lang=fr> (consulté le 14 septembre 2023).

Griffin, D., McLinden, C., Racine, J., Moran, M., Fioletov, V., Pavlovic, R. et Eskes, H. (2020). Assessing the impact of Corona-virus-19 on nitrogen dioxide levels over southern Ontario, Canada. *Remote Sensing*, 12(24), p. 4112.

Hoek, G., Pattenden, S., Willers, S., Antova, T., Fabianova, E., Braun-Fahrlander, C. et coll. (2012). PM₁₀ and children's respiratory symptoms and lung function in the PATY study, *Eur Respir J*, 40(3), 538-547.

Hystad, P. et Larkin, P. (2022a). *Updated Canadian NO₂ land use regression model for 2019 and predictions of Canadian NO₂ concentrations*, Préparé pour Santé Canada, 15 p.

Hystad, P. et Larkin, P. (2022b). *Updated Canadian NO₂ land use regression model for 2020 and predictions of Canadian NO₂ concentrations*, Préparé pour Santé Canada, 18 p.

Hystad, P., Setton, E., Cervantes, A., Poplawski, K., Deschenes, S., Brauer, M., van Donkelaar, A., Lamsal, L., Martin, R., Jerrett, M. et Demers, P. (2011). Creating national air pollution models for population exposure assessment in Canada, *Environ Health Perspect*, 119, 1123-1129.

[IHME and HEI] Institute for Health Metrics and Evaluation and Health Effects Institute (2020). *State of Global Air/2020. A special report on global exposure to air pollution and its health impacts*, Health Effects Institute, Boston (Mass.). 28 p. www.stateofglobalair.org/

[IHME et HEI] Institute for Health Metrics and Evaluation (2019). *GBD Compare – 2019*. <https://vizhub.healthdata.org/gbd-compare/>

- Jerrett, M., Burnett, R.T., Pope, C.A. III, Ito, K., Thurston, G., Krewski, D., Shi, Y., Calle, E. et Thun, M. (2009). *Long-term ozone exposure and mortality*, *N Engl J Med.*, 360(11), 1085-1095.
- Judek, S., Stieb, D., Xi, G., Jovic, B. et Edwards, B. (2019). *Air Quality Benefits Assessment Tool (AQBAT) – User Guide – Version 3*, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, 205 p.
- Kalnay, E. (2003). *Atmospheric Modeling, Data Assimilation and Predictability*, New York, Cambridge University Press.
- Krupnick, A.J., et Cropper, M.L. (1989). *Valuing chronic morbidity damages: medical costs, labor market effects and individual valuations*, Final report to Office of Policy Analysis, US Environmental Protection Agency, 269 p.
- Krupnick, J.J., Harrington, W. et Ostro, B. (1990). Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data, *J Environ Econ Manage*, 18(1), 1-18.
- Krupnick, A.J. et Cropper, M.L. (1992). The effect of information on health risk valuations. *J Risk Uncertain*, 5, 29-48.
- Lamsal, L.N., Martin, R.V., van Donkelaar, A., Steinbacher, M., Celarier, E.A., Bucsela, E. et coll. (2008). Ground-level nitrogen dioxide concentrations inferred from the satellite-borne Ozone Monitoring Instrument, *J Geophys Res Atmos*, 113, (D16308).
- Lange, S.S. (2018). Comparing apples to oranges: interpreting ozone concentrations from observational studies in the context of the United States ozone regulatory standard, *Sci Tot Environ*, 644, 1547-1556.
- Makar, P., Akingunola, A., Aherne, J., Cole, A., Aklilu, Y., Zhang, J., Wong, I., Hayden, K., Li, S., Kirk, J., Scott, K., Moran, M., Robichaud, A., Cathcart, H., Baratzedah, P., Pabla, B., Cheung, P., Zheng, Q., Jeffries, D.S. (2018). Estimates of exceedances of critical loads for acidifying deposition in Alberta and Saskatchewan, *Atmos Chem Phys*, 18, 9897-9927.
- Mashayekhi, R, Pavlovic, R., Racine, J., Moran, M.D., Manseau, P.M., Duhamel, A., Katal, A., Miville, J., Niemi, D., Peng, S.J., Sassi, M., Griffin, D. et McLinden, C.A. (2021). Isolating the impact of COVID-19 lockdown measures on urban air quality in Canada, *Air Qual Atmos Health*. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-01039-1>
- Matz, C.J., Egyed, M., Guoliang, X., Racine, J., Pavlovic, R., Rittmaster, R., Henderson, S.B et Stieb, D.M. (2020). Health impact analysis of PM_{2.5} from wildfire smoke in Canada (2013–2015, 2017–2018), *Sci Total Environ*, 725(138506).
- Moran, M.D., Ménard, S., Talbot, D., Huang, P., Makar, P.A., Gong, W., Landry, H., Gravel, S., Gong, S., Crevier, L.-P., Kallaur, A. et Sassi, M. (2010). Particulate-matter forecasting with GEM-MACH15, a new Canadian air-quality forecast model, *Air pollution modelling and its application XX*, publié sous la direction de Steyn, D.G. et Rao, S.T., Springer, Dordrecht. 289-292.
- Organisation mondiale de la Santé (2016). *Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease*, Geneva. www.who.int/phe/publications/air-pollution-global-assessment/en/
- OMS (2021). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*, Genève. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>. 300 pages.
- Ostro, B.D. (1987). Air pollution and morbidity revisited: A specification test, *J Environ Econ Manage*, 14(1), 87-98.
- Ostro, B.D. et Rothschild, S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants, *Environ Res*, 50(2), 238-247.

- Pappin, A.J., Christidis, T., Pinault, L.L., Crouse, D.L., Brook, J.R., Erickson, A., Hystad, P., Li, C., Martin, R.V., Meng, J., Weichenthal, S., van Donkelaar, A., Tjepkema, M., Brauer, M. et Burnett, R.T. (2019). Examining the shape of the association between low levels of fine particulate matter and mortality across three cycles of the Canadian Census Health and Environment Cohort, *Environ Health Perspect*, 127(10), 107008.
- Pinault, L., Tjepkema, M., Crouse, D.L., Weichenthal, S., van Donkelaar, A., Martin, R.V. et coll. (2016). Risk estimates of mortality attributed to low concentrations of ambient fine particulate matter in the Canadian Community Health Survey cohort, *Environ Health*, 15(18).
- Pinault, L.L., Weichenthal, S., Crouse, D.L., Brauer, M., Erickson, A., van Donkelaar, A., Martin, R.V., Hystad, P., Chen, H., Finès, P., Brook, J.R., Tjepkema, M. et Burnet, R.T. (2017). Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort, *Environ Res*, 159, 406-415.
- Robichaud, A., Ménard, R., Zaitseva, Y. et Anselmo, D. (2016). Multi-pollutant surface objective analyses and mapping of air quality health index over North America, *Air Qual Atmos Health*, 9(7), 743-759.
- Robichaud, A. et Ménard, R. (2014). Multi-year objective analyses of warm season ground-level ozone and PM_{2.5} over North America using real-time observations and the Canadian operational air quality models, *Atmos Chem Phys*, 14(4), 1769-1800.
- Santé Canada (2013). *Évaluation scientifique canadienne du smog – Volume 2 : Effets sur la santé. Division des effets de la pollution de l'air sur la santé*, N° de cat. : En88-5/2-2013F-PDF. 656 p.
- Santé Canada (2016). *Évaluation des risques pour la santé humaine du dioxyde d'azote ambiant, Bureau de la qualité de l'eau et de l'air*, Direction de la sécurité des milieux, N° de cat. : H144-31/2016F-PDF. 336 p.
- Santé Canada (2017). *Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada : une estimation des décès prématurés*, Gouvernement du Canada, ISBN : 978-0-660-23741-1, 14 p.
- Santé Canada (2019). *Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada : Estimation de la morbidité et des décès prématurés. Rapport de 2019*, Gouvernement du Canada, ISBN : 978-0-660-31166-1, 42 p.
- 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*, Gouvernement du Canada. ISBN : 978-0-660-37332-4, 63 p.
- Santé Canada (2022). *Évaluation scientifique canadienne des effets sur la santé des particules fines (PM_{2,5})*, Gouvernement du Canada. ISBN : 978-0-660-41743-1, 128 p.
- Santé Canada (2023). *Impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada provenant du transport, de l'industrie et de la combustion résidentielle*, Gouvernement du Canada. ISBN : 978-0-660-46336-0, 132 p.
- Shin, H.H., Cohen, A., Pope, C.A. III, Ezzati, M., Lim, S.S., Hubbell, B. et coll. (2013). *Critical issues in combining disparate sources of information to estimate the Global Burden of Disease attributable to ambient fine particulate matter exposure*, Working paper prepared for: Methods for Research Synthesis: A Cross-Disciplinary Workshop, Cambridge (Mass.) : Harvard Center for Risk Analysis. www.hsph.harvard.edu/wp-content/uploads/sites/1273/2013/09/Shin-et-al.-Sept-2013.pdf
- Statistique Canada. *Fréquence : annuelle. Tableau 18-10-0005-01 – Indice des prix à la consommation, moyenne annuelle*, non désaisonnalisée.
https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=1810000501&request_locale=fr
- Stieb, D.M., De Civita, P., Johnson, F.R., Manary, M., Anis, A., Beveridge, R.C. et Judek, S. (2002). Economic evaluation of the benefits of reducing acute cardiorespiratory morbidity associated with air pollution, *Environ Health*, 1, 1-13.

Stieb, D.M., Judek, S., van Donkelaar, A., Martin, R.V., Brand, K., Shin, H.H., Burnett, R.T. et Smith-Doiron, M. (2015). Estimated public health impact of changes in fine particle air pollution in Canada, 2000-2011, *Can J Public Health*, 106(6), 362-368.

Stieb, D.M., Smith-Doiron, M., Quick, M., Christidis, T., Xi, G., Miles, R.M., Van Donkelaar, A., Martin, R.V., Hystad, P. et Tjepkema, M. (2023). Inequality in the distribution of air pollution attributable mortality within Canadian cities, *Geo Health*, 7(9), e2023GH000816.

[TFHTAP] Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution (2010). Hemispheric transport of air pollution 2010. Part A, Ozone and particulate matter, *Air Pollution Studies*, 17, Éditeurs : Dentener, F., Keating, T. et Akimoto, H., Commission économique pour l'Europe, 304 p. <http://www.htap.org>

Thakrar, S.K., Balasubramanian, S., Adams, P.J., Azevedo, I.M.L., Muller, N.Z., Pandis, S.N., Polasky, S., Pope, C.A., Robinson, A.L., Apte, J.S., Tessum, C.W., Marshall, J.D. et Hill, J.D. (2020). Reducing mortality from air pollution in the United States by targeting specific emission sources, *Environ Sci Technol Letters*, 7(9), 639-645.

[US EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis (2019). *Integrated science assessment for particulate matter*. Office of Research and Development. 1967 p. <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=347534#tab-3>

van Donkelaar, A., Martin, R.V., Brauer, M., Kahn, R., Levy, R., Verduzco, C. et Villeneuve, P.J. (2010). Global estimates of ambient fine particulate matter concentrations from satellite-based aerosol optical depth: development and application, *Environ Health Perspect*, 118, 847-855.

Van Donkelaar, A., Martin, R.V., Spurr, R.J.D., Drury, E., Remer, L.A., Levy, R.C. et Wang, J. (2013). Optimal estimation for global ground-level fine particulate matter concentrations. *J Geophys Res*, 118, 5621-5636.

Van Donkelaar, A., Martin, R.V., Brauer, M. et Boys, B.L. (2015a). Use of satellite observations for long-term exposure assessment of global concentrations of fine particulate matter, *Environ Health Perspect*, 123(2), 135-143.

Van Donkelaar, A., Martin, R.V., Spurr, R.J. et Burnett, R.T. (2015b). High-resolution satellite-derived PM_{2.5} from optimal estimation and geographically weighted regression over North America, *Environ Sci Technol*, 49, 10482-10491.

Van Donkelaar, A., Martin, R.V., Brauer, M., Hsu, N.C., Kahn, R.A., Levy, R.C., Lyapustin, A., Sayer, A.M. et Winker, D.M. (2016). Estimates of fine particulate matter using a combined geophysical statistical method with information from satellites, models, and monitors. *Environ Sci Technol*, 50(7), 3762-3772

Van Donkelaar, A., Martin, R.V. et Burnett, R.T. (2019). Regional estimates of chemical composition of fine particulate matter using a combined geoscience-statistical method with information from satellites, models, and monitors, *Environ Sci Technol*, 53(5), 2595-2611.

Van Donkelaar, A., Hammer, M.S., Bindle, L., Brauer, M., Brook, J.R., Garay, M.J., Hsu, N.C., Kalashnikova, O.V., Kahn, R.A., Lee, C., Levy, R.C., Lyapustin, A., Sayer, A.M. et Martin, R.V. (2021). Monthly global estimates of fine particulate matter and their uncertainty, *Environ Sci Technol*, 55, 15287-15300.

van Donkelaar, A. et Martin, R.V., (2022). *Development of temporally and spatially resolved, satellite-based PM_{2.5} estimates for Canada – Bi-weekly and annual PM_{2.5} mass and component concentrations 2000-2020*, Rapport livrable, 30 août 2022, préparé pour Santé Canada. 17 p.

van Donkelaar, A. et Martin, R.V. (2023). *Development of temporally and spatially resolved, satellite-based PM_{2.5} estimates for Canada – Bi-weekly and annual PM_{2.5} mass and component concentrations 2000-2020*. Rapport livrable, 15 février 2023, préparé pour Santé Canada. 17 p.

Viscusi, W.K., Magat, W.A. et Huber, J. (1991). Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade-offs for chronic bronchitis, *J Environ Econ Manage*, 21(1), 32-51.

Weichenthal, S., Pinault, L., Christidis, T., Burnett, R.T., Brook, J.R., Chu, Y., Crouse, D.L., Erickson, A.C., Hystad, P., Li, C., Martin, R.V., Meng, J., Pappin, A.J., Tjepkema, M., van Donkelaar, A., Weagle, C.L. et Brauer, M. (2022). How low can you go? Air pollution affects mortality at very low levels, *Sci Adv*, v8, eabo3381.

Weinmayr, G., Romeo, E., De Sario, M., Weiland, S.K. et Forastiere, F. (2010). Short-term effects of PM₁₀ and NO₂ on respiratory health among children with asthma or asthma-like symptoms: a systematic review and meta-analysis, *Environ Health Perspect*, 118(4), 449-457.

Whaley, C., Makar, P.A., Shephard, M.W., Zhang, L., Zhang, J., Zheng, Q., Akingunola, A., Wentworth, G.R., Murphy, J.G., Kharol, S.K. et Cady-Pereira, K.E. (2018). Contributions of natural and anthropogenic sources to ambient ammonia in the Athabasca Oil Sands and north-western Canada, *Atmos Chem Phys*, 18, 2011-2034.

Zangari, S., Hill, D.T., charrette, A.T. et Mirowsky, J.E. (2020). Air quality changes in New York City during the COVID-19 pandemic, *Sci Total Environ*, 742, 140496.

Zhao, X., Fioletov, V., Alwarda, R., Su, Y., Griffin, D., Weaver, D., Strong, K., Cede, A., Hanisco, T., Tiefengraber, M., McLinden, C., Eskes, H., Davies, J., Ogyu, A., Sit, R., Abboud, I. et Lee, S.C. (2022). Tropospheric and surface nitrogen dioxide changes in the Greater Toronto Area during the first two years of the COVID-19 pandemic, *Remote Sensing*, 14(7), p. 1625.

Annexe A : Années d'analyse de 2018 à 2020

La présente annexe montre les résultats pour la période de 2018 à 2020. Ces résultats peuvent être comparés à ceux de l'analyse pour la période de 2017 à 2019 afin d'évaluer l'influence de la variabilité interannuelle dans les estimations de la pollution atmosphérique. L'année 2020 a été caractérisée par plusieurs mois de restrictions liées à la pandémie de COVID-19, y compris par un moins grand nombre d'activités économiques et sociales, ce qui a influé sur les niveaux de pollution atmosphérique ambiante (Adams, 2020; Fioletov et coll., 2022; Griffin et coll., 2020; Mashayekhi et coll., 2021; Zhao et coll., 2022). Les concentrations modélisées d'O₃ et de PM_{2,5} pour 2020 proviennent des mêmes versions du modèle utilisées pour la période de 2017 à 2019. Les concentrations de NO₂ modélisées de 2020 pour l'analyse de sensibilité de 2018 à 2020 sont tirées d'un modèle RUT mis à jour par Hystad et Larkin (2022b), qui est décrit à l'annexe B.

Le tableau A1 présente les estimations des décès prématurés et leurs valeurs monétisées associées à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ à l'échelle nationale, provinciale et territoriale, et par région. L'année de modélisation de l'OEBQA est 2019. Tous les résultats représentent les effets sur la santé associés aux expositions au-delà des concentrations naturelles (décrites dans la section Méthodes).

Tableau A1 : Nombre de décès prématurés annuels attribués à la pollution atmosphérique par province et territoire, en 2019

Région – population	Nombre de décès prématurés ^a						Valeur monétaire (CAD 2020) x 1 000 000 \$ ^a
	Polluants					Pour 100 000 personnes	
	NO ₂	PM _{2,5}	O ₃ ^b	O ₃ ^c	Tous ^d	Tous ^d	Tous ^d
Canada – 37 294 965	1 200	12 100	1 100	2 400	16 900	45	135 000
Ontario – 14 420 182	550	4 300	550	1 000	6 500	45	52 000
Québec – 8 537 005	300	2 900	310*	640*	4 200	49	34 000
Colombie-Britannique – 4 790 023	170	1 900	100	210	2 300	49	19 000

Alberta – 4 554 885	120*	1 600	110	240	2 000	44	16 000
Manitoba – 1 351 922	37*	420	12	43	520	38	4 100
Saskatchewan – 1 133 397	28	370	23	57	480	42	3 800
Nouvelle-Écosse – 952 007	21	250	23	79*	370	39	3 000
Nouveau-Brunswick – 763 492	15	180	11	46	250	33	2 000
Terre-Neuve-et- Labrador – 515 655	10 ⁻	110	7	40	170	33	1 400
Île-du-Prince-Édouard – 154 594	3	38	3	10	53	34	420
Yukon – 37 012	0	9	0	1	10	28	84
Territoires du Nord- Ouest – 45 639	0	5	0	1	6	14	50
Nunavut – 39 152	0	1	0	1	2	6	20

* Les cellules astérisquées indiquent une augmentation des décès prématurés en 2019 par rapport à 2018.

^a Les valeurs représentent les estimations médianes des décès prématurés et des impacts monétaires. Les valeurs sont arrondies au nombre entier le plus proche. Elles sont appliquées à un maximum de 2 chiffres significatifs pour les valeurs inférieures à 10 000 et à 3 chiffres significatifs pour les valeurs équivalentes ou supérieures à 10 000.

^b Décès prématurés liés à une exposition aiguë; O3 annuel.

^c Décès prématurés liés à une exposition chronique; O3 estival.

^d NO₂, O₃ et PM_{2,5}; les sommes peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

Les estimations des impacts sur la santé de la population canadienne liés aux PM_{2,5}, à l'O₃ et au NO₂ étaient les suivantes (les valeurs pour chaque polluant peuvent ne pas correspondre au total en raison de l'arrondissement) :

- L'exposition chronique à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5} a contribué à 4,6 % des décès non accidentels, toutes causes confondues, chez les personnes de plus de 25 ans.
 - équivaut à 12 100 décès par année ou 32 décès pour 100 000 personnes (décès prématurés pour 100 000 personnes estimés à partir des chiffres de la population totale)
- L'exposition aiguë à la pollution atmosphérique par le NO₂ a contribué à 0,5 % des décès non accidentels, toutes causes confondues, chez les personnes de tous âges.
 - équivaut à 1 200 décès par année ou à 3 décès pour 100 000 personnes
- L'exposition aiguë annuelle à l'O₃ a contribué à 0,9 % des décès non accidentels, toutes causes confondues, chez les personnes de tous âges.
 - équivaut à 2 400 décès par année ou à 6 décès pour 100 000 personnes
- L'exposition chronique à l'O₃ estival a contribué à 4,6 % des décès de cause respiratoire chez les personnes de plus de 30 ans.

- équivaut à 1 100 décès par année ou à 3 décès pour 100 000 personnes

Le tableau A2 présente des estimations nationales pour tous les effets sur la santé, qu'ils soient mortels ou non. Les 2,5^e et 97,5^e centiles représentent les estimations faibles et élevées.

Tableau A2 : Nombre de décès prématurés et de morbidité et valeur monétaire attribuables à la pollution atmosphérique à l'échelle nationale, en 2019

Effet sur la santé	Polluant	Nombre ^a (2,5 ^e et 97,5 ^e centiles)	Valeur monétaire (CAD 2020) x 1 000 000 \$ ^a (2,5 ^e et 97,5 ^e centiles)
Mortalité			
Exposition aiguë	NO ₂	1 200 (460/2 100)	9 900 (2 800/20 800)
	O ₃	2 400 (1 700/3 200)	19 200 (8 200/34 000)
Exposition chronique – respiratoire	O ₃ estival ^b	1 100 (400/1 900)	9 200 (2 500/19 300)
Exposition chronique	PM _{2,5}	12 100 (6 300/17 600)	96 800 (37 100/181 200)
Mortalité totale ^c	Tous les polluants	16 900 (8 800/24 700)	135 000 (50 600/255 000)
Morbidité			
Jours de symptômes respiratoires aigus	O ₃ estival	8 670 000 (234 000/17 000 000)	160 (0/240)
	PM _{2,5}	29 540 000 (0/59 440 000)	270 (0/1 100)
Cas de bronchite chronique chez l'adulte	PM _{2,5}	11 000 (96/21 200)	5 100 (0/12 800)
Jours avec des symptômes d'asthme	O ₃ estival	916 000 (0/2 540 000)	72 (0/400)
	PM _{2,5}	2 550 000 (539 000/4 520 000)	200 (11/710)
Visites à l'urgence – problèmes cardiaques	PM _{2,5}	1 400 (720/2 000)	9 (5/14)
Hospitalisations – problèmes cardiaques ^d	PM _{2,5}	1 000 (550/1 500)	S.O.
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	PM _{2,5}	49 800 (0/109 000)	24 (0/65)
Jours d'activités restreintes mineures	O ₃ estival	726 000 (0/8 320 000)	24 (0/330)
Visites à l'urgence – problèmes respiratoires	O ₃ estival	3 800 (510/7 000)	12 (1/22)
	PM _{2,5}	3 800 (2 500/5 000)	11 (7/16)
	O ₃ estival	760 (69/1 400)	S.O.

Hospitalisation – problèmes respiratoires	PM _{2,5}	740 (490/1 000)	S.O.
Jours d'activités restreintes	PM _{2,5}	15 900 000 (9 710 000/21 910 000)	1 200 (290/2 200)
Morbidité totale ^c	Tous les polluants	S.O.	7 100 (320/17 900)

S.O. : sans objet

- ^a Les valeurs représentent les estimations médianes des résultats en matière de santé et des impacts monétaires. Les valeurs sont arrondies au nombre entier le plus proche. Elles sont appliquées à un maximum de 2 chiffres significatifs pour les valeurs inférieures à 10 000 et à 3 chiffres significatifs pour les valeurs équivalentes ou supérieures à 10 000.
- ^b De mai à septembre seulement.
- ^c Les sommes ou les différences peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.
- ^d Aucune valeur économique n'est associée aux hospitalisations. On suppose qu'en raison de la pollution atmosphérique, une première visite à l'urgence pour le même problème (cardiaque ou respiratoire) a dû avoir lieu, ce qui comprend un coût. Les visites à l'urgence combinent des coûts liés aux visites à l'urgence et aux hospitalisations. Cela permet d'éviter la sous-évaluation ou la double comptabilisation de ces impacts sur la santé.

La valeur monétaire totale des effets de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada est d'environ 142 milliards de dollars en 2019 (CAD 2020). Cette valeur est en grande partie attribuable aux décès prématurés, qui représentent 135 milliards de dollars (CAD 2020), soit 95 % de l'ensemble du fardeau sanitaire financier. Bien que les effets non mortels aient une valeur monétaire plus faible (7,1 milliards de dollars [CAD 2020] annuellement) que les décès prématurés, la morbidité liée à la pollution atmosphérique touche un grand nombre de personnes et demeure un fardeau sanitaire pour la population canadienne.

En 2019, parmi les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé, notons 16 900 décès prématurés, soit l'équivalent de 45 décès prématurés pour 100 000 personnes (tableau A1). La variation dans les estimations des concentrations entre les périodes, sur les 3 années, est associée à 500 décès prématurés de moins par année comparativement à 2018 (tableau A3). Cela équivaut à 4,0 milliards de dollars (CAD 2020).

L'analyse de la période de 2018 à 2020 a montré une légère réduction de la pollution de l'air ambiant pour ce qui est des PM_{2,5}, de l'O₃ et du NO₂ par rapport à la période de 2017 à 2019 (tableau A3). Cela s'est traduit par une estimation plus faible du fardeau sanitaire (16 900 décès prématurés, ou 45 décès prématurés pour 100 000 personnes). Si l'on tient compte de la croissance de la population, cela représente une diminution de 3 % du fardeau sanitaire entre 2019 et 2018. La variation de l'exposition aux concentrations de PM_{2,5} pondérée en fonction de la population a eu la plus grande influence sur les estimations du fardeau sanitaire (diminution de 380 décès prématurés) comparativement au NO₂ (diminution de 46 décès prématurés) et à l'O₃ (diminution de 71 décès prématurés).

Les différences entre les 2 analyses concernant les décès prématurés ne sont pas réparties uniformément à l'échelle du Canada. En termes absolus, les différences les plus marquées sont observées en Alberta, au Québec, en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et en Ontario, avec des diminutions correspondantes de 120, 92, 66, 63 et 59 décès prématurés (non illustrées).

La réduction des décès prématurés associés aux concentrations de PM_{2,5} dans l'air ambiant contribue à 75 % ou plus des améliorations à l'échelle nationale et dans la plupart des provinces. En revanche, la réduction des décès prématurés en Ontario et en Colombie-Britannique est principalement liée au NO₂ et à l'O₃,

respectivement. Les cellules ombrées du tableau A3 montrent des cas d'augmentation du fardeau sanitaire en 2019 par rapport à 2018. (Remarque : Les augmentations sont limitées à 9 décès prématurés ou moins.)

Il est à noter que les 2 périodes d'analyse ont en commun 2 des 3 années de données sur la pollution atmosphérique utilisées pour estimer les expositions en 2018 et en 2019. Les 2 analyses ont aussi en commun 2 années de données de référence sur la mortalité (voir la section Méthodes). La différence dans le fardeau sanitaire est essentiellement liée à la différence entre les concentrations ambiantes et les taux de mortalité de référence entre 2017 et 2020.

À l'échelle nationale, les estimations des concentrations de polluants dans l'air ambiant pour la période de 2018 à 2020 sont de 2 % à 5 % inférieures à celles de la période de 2017 à 2019 pour tous les polluants (tableaux A3 et A4).

À l'échelle régionale (tableau A4), les plus fortes diminutions des concentrations ambiantes de PM_{2,5} (de 10 % à 35 %) entre les périodes ont surtout été observées dans les Prairies et les régions du Nord. Les différences entre la Colombie-Britannique, l'Ontario et le Québec se situent dans les 3 %. Les différences entre les concentrations moyennes d'O₃ annuel et d'O₃ estival varient en ampleur et en direction entre les régions, les plus faibles étant en Ontario et au Québec, et les plus élevées dans les régions du Nord, au Manitoba et en Colombie-Britannique. Les concentrations de NO₂ diminuent jusqu'à 5 % dans la plupart des régions, bien que de fortes augmentations relatives (de 14 % à 24 %) soient estimées dans les régions du Nord.

Comme cela a été mentionné dans la discussion sur les feux de forêt, plusieurs facteurs peuvent influencer sur les estimations des concentrations ambiantes moyennes (mesurées ou modélisées).

Tableau A3 : Comparaison des analyses de Santé Canada pour de 2017 à 2019 et de 2018 à 2020 : Exposition à la pollution atmosphérique pondérée en fonction de la population (au-delà des concentrations naturelles) et estimations des décès prématurés^a

Période d'exposition	Population (année)	NO ₂		O ₃ annuel		O ₃ estival		PM _{2,5}		Tous les polluants	
		epp (ppb)	nombre	epp (ppb)	nombre	epp (ppb)	nombre	epp (µg/m ³)	nombre	nombre	Pour 100 000 personnes
De 2017 à 2019	36 940 652	7,11	1 300	11,16	2 400	12,39	1 200	5,32	12 500	17 400	47
De 2018 à 2020	37 294 965	6,79	1 200	10,89	2 400	12,02	1 100	5,08	12 100	16 900	45
Variation relative, en %	2,0	-4,5	-3,7	-2,4	-1,4	-3,0	-3,3	-4,5	-3,2	-2,5	-3,4

ppb : parties par milliard en volume; epp : exposition pondérée en fonction de la population.

^a Les estimations de l'exposition sont arrondies au centile le plus proche; les nombres de décès sont arrondis à l'entier le plus proche, à un maximum de 2 chiffres significatifs pour les valeurs inférieures à 10 000 et à 3 chiffres significatifs pour les valeurs équivalentes ou supérieures à 10 000; les estimations de la variation en pourcentage des estimations non arrondies sont arrondies à la décimale la plus proche; les résultats peuvent ne pas correspondre en raison de l'arrondissement.

Tableau A4 : Variation relative en pourcentage des concentrations moyennes dans l'air ambiant sur 3 ans pour les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ et, entre les périodes de 2017 à 2019 et de 2018 à 2020

Région	PM _{2,5}	O ₃ estival	O ₃	NO ₂
	Différence en %			
Canada	-5	-3	-2	-4
Ontario	-2	0	-2	-6
Québec	-4	4	2	-5
Colombie-Britannique	-3	-18	-11	-3
Alberta	-11	-11	-4	-3
Manitoba	-11	-21	-19	1
Saskatchewan	-15	-10	-7	-3
Nouvelle-Écosse	-9	5	2	-2
Nouveau-Brunswick	-6	-10	-3	-6
Terre-Neuve-et-Labrador	-4	-15	-4	6
Île-du-Prince-Édouard	-10	-6	-11	-4
Yukon	-1	-27	-2	21
Territoires du Nord-Ouest	-31	-30	-15	14
Nunavut	-36	13	0	24

Les valeurs négatives indiquent une diminution entre les périodes de 2017 à 2019 et de 2018 à 2020. Les valeurs positives indiquent une augmentation.

La figure A1 montre les estimations des décès prématurés par 100 000 personnes pour les DR au Canada en 2019. Cinq groupes ont été créés pour catégoriser les taux de mortalité normalisés attribuables à l'exposition à la pollution atmosphérique en 2019. Les taux des groupes 1 et 2 sont inférieurs à la moyenne nationale de 45 décès prématurés pour 100 000 personnes (groupe 3). Les groupes 4 et 5 sont associés à des taux supérieurs à la moyenne.

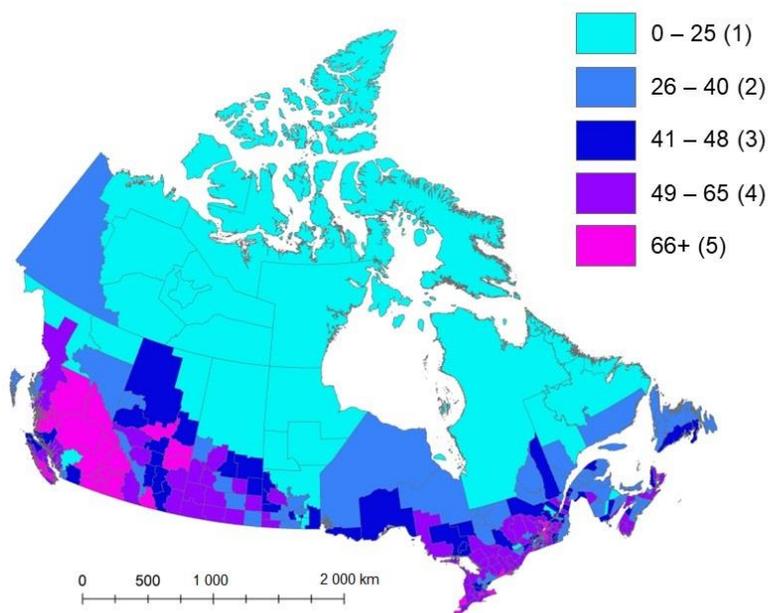
Plus précisément :

- Le groupe 1 correspond aux taux jusqu'au 10^e centile
 - 25 décès prématurés ou moins pour 100 000 personnes
- Le groupe 2 correspond aux taux entre les 10^e et 40^e centiles
 - de 26 à 40 décès prématurés pour 100 000 personnes
- Le groupe 3 correspond aux taux entre les 40^e et 60^e centiles
 - de 41 à 48 décès prématurés pour 100 000 personnes
- Le groupe 4 correspond aux taux entre les 60^e et 90^e centiles
 - de 49 à 65 décès prématurés pour 100 000 personnes
- Le groupe 5 correspond à des taux équivalents ou supérieurs au 90^e centile
 - 66 décès prématurés ou plus pour 100 000 personnes

Remarque : Les centiles sont arrondis à l'entier le plus près.

La répartition géographique des taux de mortalité normalisés en 2019 reflète généralement la répartition des concentrations de pollution atmosphérique (non illustrée) et est comparable à l'analyse principale de 2018 du présent rapport (figure 4). Les différences entre les valeurs par groupe ne permettent pas une comparaison directe avec la figure 4 de l'analyse principale. Cependant, la répartition géographique des DR présentant des taux de décès prématurés plus élevés ou plus faibles que la moyenne pour 100 000 personnes est constante.

Figure A1 : Nombre total de décès prématurés par 100 000 personnes, associés à l'exposition à la pollution atmosphérique par les PM_{2,5}, l'O₃ et le NO₂ pour les divisions de recensement au Canada, en 2019



Remarques : La moyenne nationale est de 45 décès prématurés pour 100 000 personnes. Groupe 1 = 30 DR; Groupe 2 = 84 DR; Groupe 3 = 56 DR; Groupe 4 = 93 DR; Groupe 5 = 30 DR.

Une comparaison des DR plus peuplées (tableau D1, annexe D) montre que les taux de décès prématurés pour 100 000 personnes sont passablement constants (les différences de taux sont souvent inférieures à 2) entre les 2 périodes d'analyse. Les différences sont plus marquées (différences de taux de 3 à 5) pour les centres urbains de l'Alberta et du Manitoba. Les changements les plus importants concernent les centres urbains des Prairies, qui pourraient également avoir été influencés par des épisodes de fumée provenant des feux de forêt (ECCC 2023a; Matz et coll. 2020). Dans les centres urbains au-delà des Prairies, où les restrictions liées à la COVID-19 ont eu un impact considérable sur la pollution atmosphérique liée à la circulation routière, très peu de changements sont observés.

Les DR affichant les taux les plus élevés de décès prématurés (tableau D2) entre les 2 périodes d'analyse montrent d'importantes différences, en particulier en Colombie-Britannique. Par exemple, le taux de décès prématurés pour 100 000 personnes à Cariboo, en Colombie-Britannique, a varié de 138 en 2018 à 114 en 2019. Le taux pour la DR d'Okanagan-Similkameen variait de 110 à 100 pour 100 000 personnes. En revanche, les taux des DR en Ontario et au Québec, comme à Prince Edward et à Joliette, ne diffèrent que de 2 entre les périodes.

Les DR affichant les plus grandes différences entre les résultats de 2018 et ceux de 2019 pour ce qui est du fardeau sanitaire (selon les décès prématurés par 100 000 personnes) figurent au tableau A5. Les résultats indiquent que les différences étaient les plus marquées dans les DR non urbaines dans les provinces de

l'Ouest et les Prairies. Les différences étaient principalement associées à une variation des décès liés aux PM_{2,5}.

Les résultats pour les DR présentant les taux les plus faibles de décès prématurés par 100 000 personnes (tableau D3) entre les 2 périodes d'analyse sont cohérents (différences de taux inférieures à 2) et correspondent aux régions rurales ou éloignées. Dans l'ensemble, la répartition géographique du fardeau sanitaire est comparable, comme le montrent les figures 4 (rapport principal) et A1.

Des études ont montré que les restrictions liées à la COVID-19 avaient une incidence sur les concentrations de NO₂ dans l'air ambiant, mais que leur influence sur les concentrations de PM_{2,5} était minime (Fioletov et coll., 2022; Griffin et coll., 2020; Mashayekhi et coll., 2021; Zhao et coll., 2022). Ces résultats suggèrent que les différences entre les périodes de pollution atmosphérique sont probablement liées à des sources indépendantes des restrictions liées à la COVID-19, notamment la fumée des feux de forêt. En fait, bon nombre des DR énumérées au tableau A5 correspondent aux régions ou aux DR les plus touchées par la fumée des feux de forêt (par exemple, Matz et coll., 2020).

Les résultats suggèrent que des facteurs autres que la COVID-19 peuvent grandement influencer l'exposition à la pollution atmosphérique et les estimations du fardeau sanitaire. Selon l'emplacement des DR les plus touchées par la pollution atmosphérique et les variations entre les analyses de 2018 et de 2019, une partie de la diminution du fardeau sanitaire est probablement attribuable à une réduction de la fumée des feux de forêt.

Tableau A5 : Divisions de recensement affichant la plus grande différence dans le nombre de décès prématurés liés à la pollution atmosphérique par 100 000 personnes, de 2018 à 2019

Nom de la division de recensement (identificateur)	Différence dans le nombre de décès prématurés par 100 000 personnes ^a	
	PM _{2,5}	Tous les polluants
C.-B. – Cariboo (DR5941)	23	24
Man. – Division n° 21 (DR4621)	19	20
Man. – Division n° 20 (DR4620)	13	14
C.-B. – Thompson-Nicola (DR5933)	12	13
C.-B. – Kootenay Est (DR5901)	12	13
Alb. – Division n° 3 (DR4803)	12	12
C.-B. – Kootenay Boundary (DR5905)	8	11
Man. – Division n° 16 (DR4616)	10	11
Sask. – Division n° 7 (DR4707)	9	10
C.-B. – Okanagan-Similkameen (DR5907)	8	10
Sask. – Division n° 14 (DR4714)	8	9

^a Différence entre les estimations de décès prématurés de 2018 et de 2019. Les valeurs positives indiquent un plus grand nombre de décès prématurés en 2018 par rapport à 2019. Les valeurs sont arrondies au nombre entier le plus proche.

Les données actuelles suggèrent que la pollution atmosphérique en 2020 était différente de celle des années précédentes. À la lumière des études canadiennes qui ont examiné l'influence des restrictions liées à la

COVID-19 sur la pollution de l'air ambiant au Canada, les résultats actuels ne sont pas concluants quant à leur influence sur la diminution des PM_{2,5} et le fardeau sanitaire en général. D'autres sources, comme les émissions de fumée des feux de forêt, ont peut-être contribué à la diminution des concentrations des PM_{2,5} dans l'air ambiant. Il faudrait disposer d'analyses et de données supplémentaires jusqu'en 2022 pour faire la lumière sur le rôle des restrictions liées à la COVID-19 et d'autres sources d'émissions de polluants atmosphériques.

Annexe B : Modèle de régression de l'utilisation des terres pour le NO₂ pour 2020

Les concentrations annuelles moyennes de NO₂ ont été estimées à l'aide d'un modèle national de régression de l'utilisation des terres (RUT) de 2018 à 2020 (Hystad et Larkin, 2022a, 2022b). Il a fallu procéder à des mises à jour du modèle RUT pour 2020 afin de tenir compte des changements et des perturbations dans la source des mesures des colonnes troposphériques de NO₂.

À compter de 2020, les mesures de l'instrument de surveillance de la pollution troposphérique (TROPOspheric Monitoring Instrument ou TROPOMI) à bord du satellite Sentinel-5 Precursor du programme Copernicus remplacent les mesures précédentes de l'instrument de surveillance de l'ozone (OMI). La résolution spatiale de TROPOMI (3,5 km x 3,5 km) est plus fine que la résolution spatiale de l'OMI (13 km x 24 km). Des essais ont été menés pour évaluer l'influence du changement dans les données satellitaires sur les estimations du NO₂ et la cohérence avec les modèles précédents (Hystad et Larkin, 2022b).

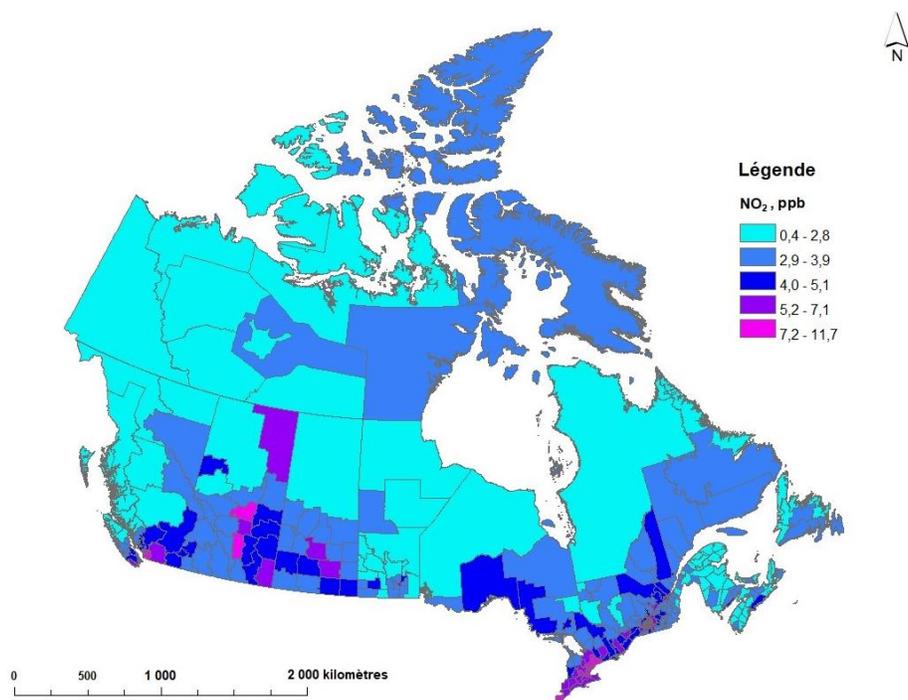
Les concepteurs du modèle ont également conservé les mêmes prédicteurs pour la circulation routière et les mêmes coefficients et rayons de distances que les années précédentes. Cette approche est conçue pour maintenir l'uniformité de la méthodologie, de la structure du modèle et des tendances spatiales des prévisions du modèle pour toutes les années de modèle (antérieures et futures). Les variables du modèle sont l'indice de végétation par différence normalisée (IVDN), la densité de la population, les chemins de fer, la température, l'usage industriel de même que les autoroutes et les voies rapides.

Le rendement du modèle RUT a été évalué en comparant les concentrations de NO₂ prévues et observées. Les observations pour 2020 correspondent aux données annuelles moyennes de NO₂ issues de 191 stations de surveillance du RNSPA au Canada. Le coefficient de détermination (R^2) pour le modèle, déterminé à l'aide de TROPOMI et des prédicteurs du modèle RUT précédent de 2019, a atteint 0,65, avec une erreur quadratique moyenne (EQM) de 1,93 ppb (Hystad et Larkin, 2022b). Le rendement du modèle de 2020 s'est légèrement amélioré par rapport aux modèles annuels de 2016 à 2019 (R^2 de 61 % à 67 % et EQM de 2,13 à 2,41 ppb) (Hystad et Larkin, 2022a, 2022b).

Les estimations annuelles moyennes de NO₂ pour 2020 sont appliquées aux centroïdes des îlots de diffusion (ID) (ou de l'emplacement valide le plus proche). Des estimations sont disponibles pour 489 676 ID (Recensement de 2016). Les estimations relatives aux ID allaient de 0 à 17,9 ppb, avec une moyenne de 4,6 ppb (5,4 ppb en 2018 et 5,3 en 2019). Les résultats des ID ont été utilisés pour calculer les concentrations pondérées en fonction de la population pour chaque DR.

La figure B1 illustre la répartition géographique des concentrations annuelles moyennes de NO₂ sur 3 ans (de 2018 à 2020). La concentration ambiante moyenne nationale pondérée en fonction de la population est de 6,94 ppb pour le NO₂ de 2018 à 2020, ce qui est inférieur à l'estimation de 7,26 ppb de 2017 à 2019.

Figure B1 : Moyenne sur 3 ans des concentrations annuelles de NO₂ pondérée en fonction de la population dans l'ensemble des divisions de recensement, de 2018 à 2020 (comprend la pollution atmosphérique provenant de toutes les sources)



Annexe C : Taux de référence des effets sur la santé

Tableau C1 : Taux de référence des effets sur la santé par million de personnes et par année, utilisés dans l'OEBQA en 2018

Effets sur la santé	Mortalité – exposition aiguë ^a	Jours de symptômes respiratoires aigus	Cas de bronchite chronique chez l'adulte	Jours de symptômes d'asthme	Visites à l'urgence – problèmes cardiaques	Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	Mortalité – exposition aiguë ^b	Mortalité – exposition chronique – problèmes respiratoires ^c	Jours d'activités restreintes mineures	Visites à l'urgence – problèmes respiratoires	Jours d'activités restreintes
Groupe d'âge de la population, en années	Tous	N.A. de 5 à 19; adultes	Plus de 25	Asthmatique de 5 à 19	Tous	De 5 à 19	Plus de 25	Plus de 30	N.A. de 5 à 19; adultes	Tous	N.A. de 5 à 19; adultes
Canada	7 080	64 000 000	6 400	73 000 000	10 300	186 000	9 730	1 070	8 000 000	26 700	19 000 000
Terre-Neuve-et-Labrador	9 430	64 000 000	6 400	73 000 000	14 300	186 000	12 400	1 280	8 000 000	36 000	19 000 000
Île-du-Prince-Édouard	8 440	64 000 000	6 400	73 000 000	15 400	186 000	11 700	1 470	8 000 000	40 900	19 000 000
Nouvelle-Écosse	9 460	64 000 000	6 400	73 000 000	13 000	186 000	12 600	1 370	8 000 000	30 200	19 000 000
Nouveau-Brunswick	9 300	64 000 000	6 400	73 000 000	16 800	186 000	12 320	1 320	8 000 000	40 500	19 000 000
Québec	7 520	64 000 000	6 400	73 000 000	11 700	186 000	10 200	1 190	8 000 000	32 700	19 000 000
Ontario	6 860	64 000 000	6 400	73 000 000	9 820	186 000	9 500	988	8 000 000	22 500	19 000 000
Manitoba	7 600	64 000 000	6 400	73 000 000	9 910	186 000	11 000	1 150	8 000 000	26 600	19 000 000

Saskatchewan	7 590	64 000 000	6 400	73 000 000	11 400	186 000	10 900	1 220	8 000 000	40 600	19 000 000
Alberta	5 410	64 000 000	6 400	73 000 000	7 320	186 000	7 760	867	8 000 000	23 300	19 000 000
Colombie-Britannique	7 170	64 000 000	6 400	73 000 000	9 530	186 000	9 590	1 060	8 000 000	23 800	19 000 000
Yukon	6 080	64 000 000	6 400	73 000 000	11 400	186 000	8 390	849	8 000 000	30 600	19 000 000
Territoires du Nord-Ouest	4 480	64 000 000	6 400	73 000 000	8 880	186 000	6 680	1 020	8 000 000	45 400	19 000 000
Nunavut	3 890	64 000 000	6 400	73 000 000	4 460	186 000	6 210	1 480	8 000 000	68 900	19 000 000

N.A. : non asthmatique.

- ^a Mortalité (non accidentelle) toutes causes confondues chez les personnes de tous âges.
- ^b Mortalité (non accidentelle) toutes causes confondues dans la population canadienne de plus de 25 ans.
- ^c Mortalité de cause respiratoire dans la population canadienne de plus de 30 ans.

Remarques pour l'interprétation des valeurs : Les taux de référence des effets sur la santé peuvent varier d'une province ou d'un territoire à l'autre, ou une seule valeur peut s'appliquer pour le Canada (en l'absence de valeurs géographiques plus précises). Les valeurs supérieures à 1 million indiquent que le nombre d'incidences par année pour chaque personne est supérieur à 1. Par exemple, chaque enfant asthmatique âgé de 5 à 19 ans est associé, en moyenne, à 73 jours de symptômes d'asthme par année. Ainsi, le taux de référence annuel pour 1 million de personnes pour la population cible est de 73 millions de jours de symptômes d'asthme.

Annexe D : Autres estimations des impacts sur la santé

Tableau D1 : Nombre de décès prématurés par 100 000 personnes : Divisions de recensement les plus peuplées, en 2018 et en 2019

Province - Nom de la DR (identificateur)	Population	Décès par 100 000	Population	Décès par 100 000
	2018		2019	
Ont – Toronto (DR3520)	2 925 349	43	2 955 348	42
C.-B. – Région métropolitaine de Vancouver (DR5915)	2 535 948	36	2 550 702	37
Qc – Montréal (DR2466)	2 049 056	57	2 062 928	54
Alb. – Division n° 6 (DR4806)	1 642 274	46	1 675 087	42
Alb. – Division n° 11 (DR4811)	1 493 305	46	1 523 178	44
Ont. – Peel (DR3521)	1 482 936	28	1 496 209	28
Ont. – York (DR3519)	1 176 125	31	1 187 077	31
Ont. – Ottawa (DR3506)	989 196	38	998 948	37
Man. – Division n° 11 (DR4611)	745 863	47	754 083	42
Ont. – Durham (DR3518)	681 961	38	688 193	37
Qc – Québec (DR2423)	596 491	55	600 998	54
Ont. – Halton (DR3524)	577 169	36	582 715	35
Ont. – Hamilton (DR3525)	576 109	58	582 095	56
Ont. – Waterloo (DR3530)	560 487	42	565 905	41
Ont. – Simcoe (DR3543)	503 174	49	508 416	48

Alb. : Alberta; C.-B. : Colombie-Britannique; Man. : Manitoba; Ont. : Ontario; Qc : Québec

Tableau D2 : Nombre de décès prématurés par 100 000 personnes : Divisions de recensement ayant les taux les plus élevés, en 2018 et en 2019

Province - Nom de la DR (identificateur)	Population	Décès par 100 000	Province - Nom de la DR (identificateur)	Population	Décès par 100 000
2018			2019		
C.-B. – Cariboo (DR5941)	62 691	138	C.-B. – Cariboo (DR5941)	63 195	114
C.-B. – Okanagan-Similkameen (DR5907)	83 304	110	C.-B. – Okanagan-Similkameen (DR5907)	84 281	100

C.-B. – Kootenay Boundary (DR5905)	31 086	107	C.-B. – Kootenay Boundary (DR5905)	31 395	96
C.-B. – Fraser-Fort George (DR5953)	93 503	91	Qc – Shawinigan (DR2436)	51 118	90
Qc – Shawinigan (DR2436)	50 632	90	C.-B. – Fraser-Fort George (DR5953)	94 039	85
C.-B. – Thompson-Nicola (DR5933)	134 115	84	C.-B. – Bulkley-Nechako (DR5951)	40 159	83
Qc – Pierre-de-Saurel (DR2453)	52 725	84	Qc – Pierre-de-Saurel (DR2453)	53 220	82
Ont. – Lambton (DR3538)	134 695	82	Ont. – Lambton (DR3538)	136 327	80
C.-B. – Bulkley-Nechako (DR5951)	39 909	82	Qc – Joliette (DR2461)	69 298	79
C.-B. – Central Kootenay (DR5903)	60 611	82	C.-B. – Central Kootenay (DR5903)	61 184	79
C.-B. – North Okanagan (DR5937)	86 763	81	Qc – Nicolet-Yamaska (DR2450)	23 781	78
Qc – Joliette (DR2461)	68 705	80	Ont. – Prince Edward (DR3513)	26 828	78
Alb. – Division n° 3 (DR4803)	44 219	80	Alb. – Division n° 13 (DR4813)	76 961	77
C.-B. – Columbia-Shuswap (DR5939)	52 061	78	C.-B. – North Okanagan (DR5937)	87 578	76
Ont. – Prince Edward (DR3513)	26 440	78	Qc – Francheville (DR2437)		74

Alb. : Alberta, C.-B. : Colombie-Britannique; Ont. : Ontario et Qc : Québec

Tableau D3 : Nombre de décès prématurés par 100 000 personnes : Divisions de recensement ayant les taux les plus bas, en 2018 et en 2019

Province - Nom de la DR (identificateur)	Population	Décès par 100 000	Province - Nom de la DR (identificateur)	Population	Décès par 100 000
2018			2019		
T.-N.-L. – Division n° 10 (DR1010)	24 167	6	Nt – Baffin (DR6204)	20 712	6
Nt – Baffin (DR6204)	20 403	7	T.-N.-L. – Division n° 10 (DR1010)	23 951	6
Nt – Keewatin (DR6205)	11 226	7	Nt – Kitikmeot (DR6208)	7 044	6

Nt – Kitikmeot (DR6208)	6 938	9	Nt – Keewatin (DR6205)	11 396	7
Alb. – Division n° 16 (DR4816)	84 124	9	Alb. – Division n° 16 (DR4816)	85 457	10
Qc – Nord-du-Québec (DR2499)	45 644	11	T.N.-O. – Région 3 (DR6103)	2 953	10
Qc – La Jacques-Cartier (DR2422)	42 396	13	Man. – Division n° 23 (DR4623)	9 882	10
T.N.-O. – Région 3 (DR6103)	2 927	13	Qc – Nord-du-Québec (DR2499)	45 887	11
T.-N.-L. – Division n° 11 (DR1011)	2 584	14	T.N.-O. – Région 6 (DR6106)	21 838	12
Man. – Division n° 10 (DR4610)	12 279	14	Qc – La Jacques-Cartier (DR2422)	42 641	13
Man. – Division n° 23 (DR4623)	9 789	16	T.-N.-L. – Division n° 11 (DR1011)	2 558	13
T.N.-O. – Région 6 (DR6106)	21 722	17	Man. – Division n° 10 (DR4610)	12 408	15
T.N.-O. – Région 4 (DR6104)	3 591	18	Man. – Division n° 22 (DR4622)	45 803	15
T.N.-O. – Région 2 (DR6102)	2 486	19	T.N.-O. – Région 1 (DR6101)	7 205	15
T.N.-O. – Région 5 (DR6105)	7 445	19	Sask. – Division n° 18 (DR4718)	39 792	15

Alb. : Alberta; C.-B. : Colombie-Britannique; Man. : Manitoba; T.-N.-L. : Terre-Neuve-et-Labrador; T. N.-O. : Territoires du Nord-Ouest; Nt : Nunavut; Ont. : Ontario; Qc : Québec