



CHAPITRE 5

Qualité de l'air

LA SANTÉ DES CANADIENS ET DES CANADIENNES
DANS UN CLIMAT EN CHANGEMENT : FAIRE
PROGRESSER NOS CONNAISSANCES POUR AGIR



Santé
Canada

Health
Canada

Canada



Auteurs principaux

Marika Egyed, Santé Canada

Phil Blagden, Santé Canada

Auteurs collaborateurs

David Plummer, Environnement et Changement climatique Canada

Paul Makar, Environnement et Changement climatique Canada

Carlyn Matz, Santé Canada

Mike Flannigan, Université de l'Alberta

Morgan MacNeill, Santé Canada

Eric Lavigne, Santé Canada

Benny Ling, Santé Canada

Diana Valencia Lopez, Santé Canada

Betty Edwards, Santé Canada

Radenko Pavlovic, Environnement et Changement climatique Canada

Jacinthe Racine, Environnement et Changement climatique Canada

Pierre Raymond, Santé Canada

Robyn Rittmaster, Santé Canada

Aaron Wilson, Santé Canada

Guoliang Xi, Santé Canada

Suggestion de citation

Egyed, M., Blagden, P., Plummer, D., Makar, P., Matz, C., Flannigan, M., MacNeill, M., Lavigne, E., Ling, B., Lopez, D. V., Edwards, B., Pavlovic, R., Racine, J., Raymond, P., Rittmaster, R., Wilson, A., et Xi, G. (2022). Qualité de l'air. Dans P. Berry et R. Schnitter (éd.), [*La santé des Canadiens et des Canadiennes dans un climat en changement : faire progresser nos connaissances pour agir*](#). Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada.



Table des matières

Résumé	322
Messages clés	322
5.1 Introduction	326
5.2 Méthodes et approche	326
5.3 Effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur	327
5.3.1 Matières particulaires	328
5.3.2 Ozone	329
5.3.3 Populations à risque plus élevé	329
5.4 Interactions entre les changements climatiques et la pollution de l'air extérieur	330
5.4.1 Effets des matières particulaires sur le climat	331
5.4.2 Effets du méthane et de l'ozone sur le climat	333
5.4.3 Effets des changements climatiques sur la qualité de l'air	333
5.4.4 Prévisions liées à la qualité de l'air dans un climat en évolution	335
5.4.5 Politiques de qualité de l'air et atténuation des changements climatiques	336
5.4.6 Principales incertitudes	337
5.5 Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liés aux changements climatiques et avantages accessoires pour la santé de l'atténuation des gaz à effet de serre	338
5.5.1 Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liés aux changements climatiques	339
5.5.2 Avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique de l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre	342
Encadré 5.1 Élimination des centrales au charbon au Canada : une étude de cas sur les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique	346
5.5.3 Faits saillants de la recherche au Canada : Quantification des impacts du réchauffement climatique sur la santé en matière de pollution atmosphérique au Canada et éventuels avantages accessoires pour la santé de la voie d'atténuation des gaz à effet de serre	347
5.5.4 Conclusion	354
5.5.5 Principales incertitudes	355
5.6 Changements climatiques et pollution atmosphérique par les feux de forêt	356
5.6.1 Feux de forêt au Canada dans un climat en évolution	356
5.6.2 Effets sur la santé de la pollution atmosphérique par les feux de forêt	357
5.6.3 Fardeau pour la santé de la fumée des feux de forêt ces dernières années	359



5.6.4	Quantification des impacts récents sur la santé de la pollution atmosphérique au Canada par la fumée des feux de forêt	360
5.6.5	Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique par la fumée des feux de forêt en raison des changements climatiques	369
5.6.6	Populations à risque plus élevé	370
5.6.7	Conclusion	371
5.6.8	Principales incertitudes	371
5.7	Adaptation et atténuation des risques des effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur	372
5.7.1	Pollution de l'air extérieur	372
5.7.2	Fumée des feux de forêt	376
5.8	Impacts des changements climatiques sur la qualité de l'air intérieur et la santé	378
5.8.1	Étanchéité à l'air des bâtiments	378
5.8.2	Impact des conditions ambiantes changeantes sur le milieu intérieur	379
5.8.3	Événements météorologiques extrêmes et feux de forêt	379
5.8.4	Populations à risque plus élevé	381
5.8.5	Adaptation	382
5.8.6	Principales incertitudes	383
5.9	Impacts des changements climatiques sur les aéroallergènes	383
5.9.1	Impact des changements climatiques sur les concentrations, la répartition et la durée saisonnière du pollen au Canada	383
5.9.2	Impacts sanitaires de l'évolution des aéroallergènes selon les scénarios de changements climatiques	385
5.9.3	Adaptation	385
5.9.4	Principales incertitudes	386
5.10	Conclusion	386
5.10.1	Impacts des changements climatiques et de la qualité de l'air sur la santé au Canada	386
5.10.2	Populations à risque plus élevé	388
5.10.3	Adaptation	389
5.10.4	Lacunes sur le plan des connaissances	390
5.11	Références	392

Résumé

Les changements climatiques et la qualité de l'air sont intimement liés : les changements climatiques ont une incidence sur la qualité de l'air au Canada, et plusieurs polluants atmosphériques contribuent aux changements climatiques. L'exposition aux principaux polluants atmosphériques, y compris les matières particulaires et l'ozone, augmente le risque d'effets nocifs sur la santé, qu'il s'agisse des symptômes respiratoires, du développement de maladies ou de la mortalité précoce. On s'attend à ce que le réchauffement climatique aggrave les niveaux de pollution atmosphérique au Canada. Comme la fréquence et la gravité des feux de forêt devraient augmenter en raison des changements climatiques, les émissions découlant des feux de forêt représenteront l'un des plus grands risques climatiques pour la qualité de l'air au Canada. Les changements climatiques peuvent également influencer sur la qualité de l'air intérieur lorsque des niveaux élevés de polluants atmosphériques extérieurs s'infiltrent dans les bâtiments ou lorsque la moisissure s'accumule à la suite d'événements météorologiques extrêmes, comme des inondations. Les changements climatiques ont une incidence sur les allergènes en suspension dans l'air tels que le pollen en élargissant la répartition géographique des espèces végétales, en prolongeant les saisons polliniques et en augmentant la densité pollinique.

Certains groupes sont plus exposés aux impacts de la pollution atmosphérique sur la santé, comme les enfants, les personnes âgées, les peuples autochtones, les personnes atteintes d'affections préexistantes comme l'asthme ou les maladies cardiaques, et les populations vivant dans des régions où les niveaux de pollution atmosphérique sont élevés. Les mesures d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre peuvent apporter aux populations de grands avantages accessoires pour la santé en raison de l'amélioration de la qualité de l'air. Ces avantages accessoires peuvent aider à compenser les coûts d'atténuation des changements climatiques, en soutenant la mise en œuvre accélérée des politiques d'atténuation. Les efforts d'adaptation qui permettraient de prévenir ou d'atténuer les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé associés aux changements climatiques renferment la limitation de l'exposition aux polluants atmosphériques, y compris par l'utilisation de refuges d'urgence au cours de feux de forêt; les prévisions quotidiennes de la qualité de l'air, de la fumée des feux de forêt et des aéroallergènes, comme la Cote air santé; et la prévention des crues et l'assurance que les bâtiments disposent d'une ventilation et d'une filtration de l'air adéquates.

Messages clés

- Les changements climatiques et la qualité de l'air sont liés : dans l'ensemble, un climat plus chaud devrait aggraver la pollution atmosphérique au Canada, et certains polluants atmosphériques concourent par ailleurs aux changements climatiques. Si les émissions de polluants atmosphériques demeurent inchangées, le réchauffement climatique aura probablement pour effet d'élever les concentrations d'ozone dans les régions peuplées et industrialisées comme le sud de l'Ontario et le sud-ouest du Québec. Les effets projetés sur les matières particulaires sont plus modestes et d'une nature plus incertaine.



- Les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé au Canada, notamment les décès prématurés et les maladies, devraient s'aggraver à l'avenir en raison de l'influence des changements climatiques. À moins que ces impacts ne soient compensés par la réduction de la pollution atmosphérique, on s'attend à ce que des centaines de décès chaque année surviennent d'ici le milieu du siècle. Aujourd'hui, la pollution atmosphérique compte parmi les grandes causes écologiques de mortalité et de maladie au Canada, étant à l'origine d'un nombre estimatif de 15 300 décès chaque année pour une valeur économique de 114 milliards de dollars annuellement.
- Par ailleurs, le Canada doit se préparer à un avenir avec plus de feux de forêt. La montée des émissions découlant des feux de forêt est l'un des plus grands risques climatiques pour la qualité de l'air au Canada. La fumée que dégagent les feux de forêt, et qui peut se propager sur de vastes parties du territoire canadien, a contribué à environ 620 à 2 700 décès chaque année au pays de 2013 à 2018. Le fardeau que lève cette fumée pour la santé publique devrait augmenter du fait des changements climatiques.
- Les changements climatiques allongeront les saisons des allergènes de l'air, augmenteront la densité pollinique et la répartition géographique des allergènes. On s'attend à ce que les allergies respiratoires et l'asthme touchent de plus en plus de gens plus souvent à l'avenir, ce qui se traduira par un alourdissement des coûts pour le système de santé.
- Les changements climatiques peuvent nuire à la qualité de l'air intérieur à cause d'une infiltration accrue de polluants et d'allergènes atmosphériques, et en raison de événements météorologiques comme les inondations qui entraînent la formation de moisissure dans les bâtiments. En même temps, l'amélioration du rendement énergétique des bâtiments qui ne disposent pas d'un système de ventilation adéquat peut diminuer la qualité de l'air intérieur. Au nombre des stratégies clés d'adaptation en ce qui concerne l'air intérieur, il y a la ventilation, la filtration et la maîtrise des sources de polluants.
- Les prévisions quotidiennes de la qualité de l'air, de la fumée engendrée par les feux de forêt et des aéroallergènes qui sont livrées sous des formes accessibles comme la Cote air santé constituent d'importants outils de protection de la santé communautaire et une grande stratégie d'adaptation pour informer les populations risquant davantage de subir des impacts sur leur santé à cause d'un climat en évolution.
- Les mesures d'atténuation des polluants climatiques, dont le méthane et le carbone suie, peuvent apporter à la santé des populations locales de grands avantages accessoires dans l'immédiat et à long terme en diminuant la pollution atmosphérique. Les avantages de ces mesures d'atténuation pour la qualité de l'air peuvent aider à compenser les coûts associés à la protection du climat. Les mesures d'atténuation des changements climatiques qui contribuent à l'amélioration de la qualité de l'air permettront également d'éviter d'ici le milieu du siècle des milliers de décès chaque année au Canada.



Risques pour la santé des impacts du changement climatique sur la pollution atmosphérique.

Aperçu des impacts sanitaires de la qualité de l'air dans le contexte des changements climatiques

CATÉGORIE D'IMPACT OU D'ALÉA SANITAIRE	CAUSES LIÉES AU CLIMAT	EFFETS POSSIBLES SUR LA SANTÉ
Qualité de l'air	<ul style="list-style-type: none">• Concentrations plus élevées de matières particulaires en suspension dans l'air liées à la fumée produite par les feux de forêt• Augmentation de l'ozone troposphérique et éventuellement de matières particulaires en raison du réchauffement• Concentrations plus élevées de matières particulaires en suspension dans l'air en raison des épisodes de sécheresse• Augmentation des moisissures et des contaminants chimiques dans les environnements intérieurs en raison des inondations, des effets sur la qualité de l'air ambiant et augmentation des rejets provenant de sources intérieures de pollution atmosphérique• Prolongation de la saison et répartition géographique du pollen, et augmentation de la production de pollen par les plantes et les arbres• Réchauffement et variations dans les précipitations ayant une incidence sur la croissance et l'étendue des agents pathogènes atmosphériques, aérosols ou transmis par gouttelettes	<ul style="list-style-type: none">• Maladies respiratoires et cardiovasculaires et décès prématurés liés à la qualité de l'air• Exacerbation des maladies respiratoires chroniques, comme l'asthme et la maladie pulmonaire obstructive chronique• Cancer du poumon• Développement et exacerbation des allergies• Irritation des yeux, du nez et de la gorge, et essoufflement• Exacerbation des impacts sur la santé mentale• Impacts sur les infrastructures et les services de santé• Impacts sur les services de santé et services sociaux• Risques liés aux maladies infectieuses transmises par inhalation provenant de sources environnementales (p. ex., la cryptococcose)

5.1 Introduction

Les changements climatiques et la qualité de l'air sont intimement liés, l'un à l'autre, de multiples façons qui pourraient avoir des effets sur la santé humaine. Des aspects des changements du climat comme l'élévation des températures peuvent influencer sur les concentrations de polluants atmosphériques qui touchent les Canadiens et les Canadiennes. En revanche, certains polluants atmosphériques contribuent aux changements climatiques et au réchauffement de l'atmosphère. Il convient aussi de noter qu'un climat en évolution devrait être source de conditions qui influent sur la fréquence et la gravité des feux de forêt, qui sont une grande cause de pollution atmosphérique, et sur les concentrations d'aéroallergènes comme le pollen, qui jouent un rôle dans les maladies allergiques. Un climat en évolution peut en outre influencer sur la qualité de l'air intérieur : une pollution plus dense du milieu extérieur (par le smog, la fumée des feux de forêt, les aéroallergènes, etc.) peut s'infiltrer dans les bâtiments; sans une ventilation suffisante, les mesures d'efficacité énergétique des bâtiments peuvent causer une accumulation de polluants dans l'air intérieur; des événements météorologiques extrêmes comme les crues peuvent enfin créer de la moisissure dans les immeubles.

Les polluants climatiques et atmosphériques émanent souvent des mêmes sources (de la combustion des combustibles fossiles, par exemple). Ainsi, les stratégies d'atténuation des gaz à effet de serre (GES) qui visent à réduire les polluants climatiques peuvent aussi avoir localement d'importants avantages accessoires pour la santé par une diminution concomitante des émissions de polluants atmosphériques.

Ce chapitre résume d'abord les effets de la pollution atmosphérique sur la santé et décrit les liens entre les changements climatiques et la qualité de l'air. On y expose ensuite les effets attendus du réchauffement climatique sur les impacts sur la santé de la pollution atmosphérique au Canada, puisque les concentrations de polluants, les aéroallergènes et la qualité de l'air intérieur subissent l'influence d'un climat en évolution. Une attention particulière est accordée aux populations plus vulnérables à la pollution atmosphérique comme les enfants, les personnes âgées, les personnes ayant déjà des problèmes de santé et les peuples autochtones. L'incidence des feux de forêt futurs en situation de changements climatiques et les éventuels avantages accessoires pour la santé de l'atténuation des émissions de GES sont mis en évidence. Des stratégies possibles d'adaptation en vue d'aider les décideurs à planifier les impacts des changements climatiques sur la santé des Canadiens et des Canadiennes sont abordées.

5.2 Méthodes et approche

L'information livrée dans le présent chapitre porte sur les impacts au Canada et tient compte des données provinciales ou régionales disponibles. Les résultats des études réalisées aux États-Unis seront également examinés, puisqu'il faut constater que, souvent, les données propres au Canada sont restreintes, et que les deux pays se ressemblent généralement à de multiples égards (développement économique, démographie, mesures de réduction des émissions de polluants atmosphériques, etc.). Dans l'ensemble, les études parues de 2005 à 2019 ont été privilégiées. La majeure partie de la documentation examinée est tirée de revues scientifiques de langue anglaise évaluées par les pairs et trouvée à la suite de recherches dans les bases de données de citations et références (PubMed, Medline, Scopus, Google Scholar, etc.) avec en complément

une analyse manuelle des listes de références dans des études clés. Les études primaires et les articles de synthèse ont été consultés. De plus, les documents d'intérêt tirés de la documentation grise, notamment des rapports et du contenu Web des gouvernements et des organismes, ont été examinés.

Ce chapitre présente deux analyses nouvelles aux fins du présent rapport. La première est une étude des impacts sur la santé de la pollution atmosphérique au Canada dans le contexte des changements climatiques et, en matière de pollution atmosphérique, des avantages accessoires pour la santé de l'atténuation des GES. La seconde étude traite des impacts sur la santé ces dernières années de la fumée des feux de forêt, le but étant de mieux comprendre les conséquences d'un climat en évolution sur cette source de pollution atmosphérique.

5.3 Effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur

La pollution atmosphérique compte parmi les grandes causes environnementales de la mortalité tant dans le monde qu'au Canada (Institute for Health Metrics and Evaluation [IHME], 2019). Elle est la onzième cause de décès en importance au Canada (Alam et coll., 2019). Selon les estimations, les concentrations actuelles de trois grands polluants atmosphériques, à savoir les matières particulaires ($PM_{2,5}$)¹, l'ozone et le dioxyde d'azote (NO_2), sont collectivement à l'origine d'environ 15 300 décès prématurés au Canada chaque année, ayant une valeur économique de 114 milliards de dollars (Santé Canada, 2021). De plus, selon les estimations, ces polluants causent aussi un grand nombre d'ennuis de santé non mortels, dont des milliers de visites à l'hôpital et des millions de jours de symptômes de l'asthme tous les ans au pays, ce qui représente un important problème de santé de la population. Les données scientifiques montrent qu'il n'y a pas de seuil d'exposition en deçà duquel nombre de ces effets sur la santé seraient sans risque. Toute augmentation progressive de la concentration d'un polluant atmosphérique, même une légère hausse, est associée à un risque accru d'effets nocifs sur la santé. Il faut donc dire que, même au Canada où les niveaux de pollution atmosphérique sont relativement faibles à comparer à ceux de bien d'autres pays, cette pollution représente un fardeau considérable de maladies.

Les effets sur la santé de la pollution atmosphérique ont suscité des études poussées et sont bien décrits dans la documentation scientifique examinée par les pairs. Ces effets ont été étudiés à fond par Santé Canada (Santé Canada, 2013; Santé Canada, 2016), l'Environmental Protection Agency aux États-Unis (EPA, 2019; EPA, 2020b) et des organismes internationaux comme l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2020). Il est reconnu que l'action de grands polluants atmosphériques comme les $PM_{2,5}$ et l'ozone expose davantage la population à des effets nocifs sur la santé, qu'il s'agisse des symptômes respiratoires, de la morbidité ou de la mortalité précoce. La présente section donne un aperçu des effets sur la santé de l'ozone et des $PM_{2,5}$ afin de mieux comprendre les risques actuels et futurs que font peser les changements climatiques sur la santé des Canadiens et des Canadiennes.

1 Le terme $PM_{2,5}$ s'emploie pour décrire les particules d'un diamètre médian de masse de 2,5 microns ou moins. De telles particules peuvent pénétrer profondément dans les poumons humains (Santé Canada, 2013). Ces matières particulaires sont souvent appelées « aérosols » ou « particules d'aérosol », surtout lorsqu'il est question d'effets climatiques.

5.3.1 Matières particulaires

Les matières particulaires (PM) sont un mélange complexe de très petites particules à l'état solide et de gouttelettes à l'état liquide qui se composent d'un grand nombre de produits chimiques comme le carbone élémentaire, les composés organiques, les métaux, les sulfates et les nitrates. Ces particules sont assez fines pour rester pendant assez longtemps en suspension dans l'atmosphère. Les matières particulaires primaires émanent directement de sources comme le carbone suie, alors que les matières particulaires secondaires se forment dans l'atmosphère à partir de composés précurseurs qui subissent des réactions chimiques. Les précurseurs des matières particulaires primaires et ceux des matières particulaires secondaires ont eux-mêmes une grande diversité de sources naturelles et anthropiques comme les feux de forêt, les gaz d'échappement des véhicules automobiles et la combustion du charbon. Leurs effets sur la santé sont directement fonction de la taille des particules, puisque les particules plus fines pénètrent plus profondément dans les poumons. Les $PM_{2,5}$ sont largement préoccupantes pour la santé humaine, ont fait l'objet de vastes recherches et études et, parmi les principaux polluants atmosphériques, causent la plus grande diversité d'effets sur la santé.

Dans les évaluations de risques qu'ils ont publiées, Santé Canada (2013) et l'EPA américaine (2019) ont sopesé les preuves des effets sur la santé d'une exposition à court et à long terme aux matières particulaires $PM_{2,5}$ et leurs conclusions sont résumées ici. Elles indiquent qu'une exposition à court terme (de quelques heures à quelques jours) aux $PM_{2,5}$ ambiantes augmente le risque de mortalité précoce, et notamment de mortalité toutes causes confondues, d'origine cardiovasculaire et d'origine respiratoire. De plus, une telle exposition accroît le risque d'effets indésirables cardiovasculaires et respiratoires, notamment par aggravation des affections préexistantes du système cardiovasculaire et des voies respiratoires (asthme, maladie pulmonaire obstructive chronique [MPOC], etc.), dérèglement des fonctions cardiaque et pulmonaire, accentuation des symptômes respiratoires et détérioration des indicateurs de santé cardiovasculaire. L'exposition à court terme est également de nature à multiplier les interventions médicales. Ainsi, des études basées sur la population montrent qu'une plus grande exposition à court terme aux $PM_{2,5}$ détermine une montée des visites à la salle d'urgence et des hospitalisations à cause de problèmes respiratoires ou cardiovasculaires.

Dans l'ensemble, les données font voir qu'une exposition à long terme (en mois ou en années) aux $PM_{2,5}$ ambiantes augmente le risque de mortalité non accidentelle et cardiovasculaire. Une telle exposition peut également être associée à la mortalité respiratoire. À une exposition à long terme, il y a plus de risques d'effets respiratoires indésirables, y compris une augmentation des symptômes et des effets sur le développement pulmonaire des enfants, tout comme des effets cardiovasculaires, tels que les paramètres sanitaires liés à la progression de l'athérosclérose. L'exposition chronique aux $PM_{2,5}$ accroît le risque de cancer du poumon; le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a caractérisé les matières particulaires de l'air extérieur comme cancérigènes pour les humains (CIRC, 2016).

Il n'y a pas que les vastes données sur les résultats respiratoires et cardiovasculaires des $PM_{2,5}$, puisque de nouvelles données nous disent que l'exposition à long terme à ces matières particulaires peut produire des effets nocifs sur le système nerveux et provoquer notamment la démence (Fu et coll., 2019). L'exposition aux $PM_{2,5}$ est de plus en plus rattachée à d'autres effets sanitaires, aux affections du métabolisme comme le diabète (Chen et coll., 2013), et à des anomalies de la grossesse comme le faible poids à la naissance (Stieb et coll., 2016; Lavigne et coll., 2019), par exemple.

5.3.2 Ozone

L'ozone est un gaz qui n'est pas directement émis par les sources de pollution atmosphérique. Il se forme plutôt dans l'atmosphère à partir de réactions entre des composés précurseurs et le rayonnement solaire. Santé Canada (2013) et l'EPA américaine (2020a) ont soupesé la preuve des effets sanitaires d'une exposition à court et à long terme à l'ozone. Leurs conclusions sont résumées ici. L'exposition à court terme à cette substance augmente le risque de mortalité non accidentelle et cardiopulmonaire. Les données des études consacrées à l'exposition à court terme à l'ozone chez les humains démontrent aussi une diminution de la fonction pulmonaire, une accentuation des symptômes respiratoires (toux, essoufflement, etc.) et une hyperréactivité des voies aériennes. Les études épidémiologiques montrent une exacerbation de l'asthme et de la MPOC, une montée des infections respiratoires et une hausse des hospitalisations et des visites à la salle d'urgence pour des troubles respiratoires comme l'asthme. Il apparaît également que l'exposition à court terme à l'ozone provoque des effets sur le métabolisme et peut également nuire au système cardiovasculaire. Quant à l'exposition à long terme à l'ozone, elle a été rattachée à un déficit de croissance de la fonction pulmonaire chez les enfants (Gauderman et coll., 2000), à l'apparition de l'asthme dans des sous-groupes qui passent plus de temps à l'extérieur (enfants, travailleurs de plein air, etc.) et à l'accentuation des symptômes respiratoires chez les enfants asthmatiques. Certaines données démontrent qu'une exposition à long terme peut contribuer à la mortalité précoce, plus particulièrement d'origine respiratoire (Turner et coll., 2016).

5.3.3 Populations à risque plus élevé

Les données indiquent que diverses sous-populations ont un risque accru des effets sur la santé d'une piètre qualité de l'air (Santé Canada, 2013; EPA, 2019; EPA, 2020a). Un risque accru d'effets sanitaires associés aux matières particulaires a été constaté chez les adultes plus âgés et les jeunes enfants, ainsi que chez les personnes atteintes déjà d'affections cardiovasculaires ou pulmonaires ou porteuses de facteurs génétiques qui les exposent davantage aux effets des matières particulaires. De même, certaines personnes sont plus sensibles à l'exposition à l'ozone à cause de problèmes de santé sous-jacents, de l'âge, de leurs activités ou de leur patrimoine génétique. Plus précisément, cette exposition augmente les risques pour la santé chez les enfants, les adultes plus âgés, les sous-groupes qui passent plus de temps à l'extérieur, les asthmatiques ou les personnes atteintes de MPOC et les personnes chez qui on a détecté un polymorphisme génétique associé à la réaction au stress oxydatif et à l'inflammation. On estime dans l'ensemble qu'environ le tiers de la population canadienne présente au moins un facteur de risque la rendant plus vulnérable à la pollution atmosphérique (Stieb et coll., 2019).

Les populations vivant dans des régions où les niveaux de pollution atmosphérique sont plus élevés ont un risque accru des effets nocifs sur la santé. Les études des populations des grands centres urbains du Canada laissent voir que la privation matérielle et sociale est liée à une plus grande exposition à la pollution atmosphérique (Pinault et coll., 2016a, 2017). Il faut aussi dire que les enfants vivant dans des quartiers à faible revenu, les populations racialisées et les immigrants sont exposés à des niveaux plus élevés de pollution atmosphérique que les enfants des quartiers mieux nantis, les populations blanches et les non-immigrants respectivement (Pinault et coll., 2016b; Pinault et coll., 2017).

Les peuples autochtones² au Canada pourraient d'ailleurs s'exposer davantage aux effets nuisibles à la santé d'une piètre qualité de l'air extérieur. Dans l'ensemble, on a signalé que le fardeau des maladies respiratoires chroniques, dont l'asthme et la MPOC, est disproportionnée chez les membres des Premières Nations (Carrière et coll., 2017) et les Métis (Gershon et coll., 2014). De plus, des taux plus élevés d'infection des voies respiratoires inférieures ont été déclarés chez les enfants inuits et des Premières Nations (Kovesi, 2012; McCuskee et coll., 2014). Cela pourrait se traduire par une augmentation des risques pour la santé liés à la pollution atmosphérique. De plus, le risque d'exposition à de l'air de mauvaise qualité peut être élevé pour les peuples autochtones à cause de facteurs multiples comme les logements surpeuplés, la ventilation insuffisante, l'exposition à la fumée des poêles à bois et la proximité de nombreuses collectivités autochtones avec les forêts, et par conséquent, une augmentation des risques associés à la fumée des feux de forêt (Reading et Halseth, 2013; CCNSA, 2017). Les iniquités sociales et sanitaires dont sont victimes les populations autochtones peuvent élever les risques pour la santé liés à la mauvaise qualité de l'air extérieur et intérieur. Bon nombre de ces iniquités sont sous-tendues par le racisme systémique et la colonisation (voir le chapitre 2 : Changements climatiques et santé des Autochtones du Canada et le chapitre 9 : Changements climatiques et équité en santé).

5.4 Interactions entre les changements climatiques et la pollution de l'air extérieur

Nombreuses sont les activités humaines qui émettent non seulement du dioxyde de carbone (CO_2), qui est principalement à l'origine des changements climatiques, mais aussi des composés qui concourent à la pollution de l'air extérieur. La combustion de combustibles fossiles dégage, quant à elle, non seulement des polluants climatiques comme le CO_2 et le méthane, mais aussi des polluants atmosphériques comme les $\text{PM}_{2,5}$, les oxydes d'azote (le NO_x , notamment le NO_2), le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde de carbone (CO) et les composés organiques volatils (COV). Les réactions entre ces polluants atmosphériques peuvent former des $\text{PM}_{2,5}$ supplémentaires et de l'ozone troposphérique. Certains de ces polluants atmosphériques peuvent modifier le bilan radiatif de la Terre et nuire au climat. Ils sont connus sous le nom des polluants climatiques de courte durée de vie (PCDV), car ces composés séjournent bien moins longtemps dans l'atmosphère que le CO_2 . Cette section fait le point sur les liens entre les différents PCDV, les changements climatiques et la qualité de l'air, en mettant l'accent sur les matières particulaires, le méthane et l'ozone. La figure 5.1 brosse un tableau sommaire de ces liens.

Les impacts des PCDV sur le climat est quantifiée grâce à des estimations de leur effet de « forçage radiatif », lequel se définit comme la « variation nette du bilan énergétique du système terrestre par suite d'une certaine perturbation imposée » [traduction] (Myhre et coll., 2013, p. 664). Un PCDV qui crée un forçage radiatif positif

2 Le terme « autochtone » est utilisé dans le présent chapitre pour désigner collectivement les premiers habitants du Canada et leurs descendants, y compris les Premières Nations, les Inuits et les Métis selon la définition de l'article 35 de la *Loi constitutionnelle de 1982*. Dans la mesure du possible, une distinction très nette est établie entre ces trois groupes distincts et reconnus par la Constitution.

a pour effet d'élever quelque peu la température près de la surface. En revanche, un forçage radiatif négatif produira un effet net de refroidissement. Toutefois, l'efficacité avec laquelle les PDCV changent la température près de la surface varie selon le forçage radiatif. De nombreux agents de forçage peuvent causer des modifications rapides à divers constituants du système climatique – effets des aérosols sur les nuages, par exemple – et les estimations de ce forçage que nous analyserons comportent normalement de telles modifications, sauf indication contraire.

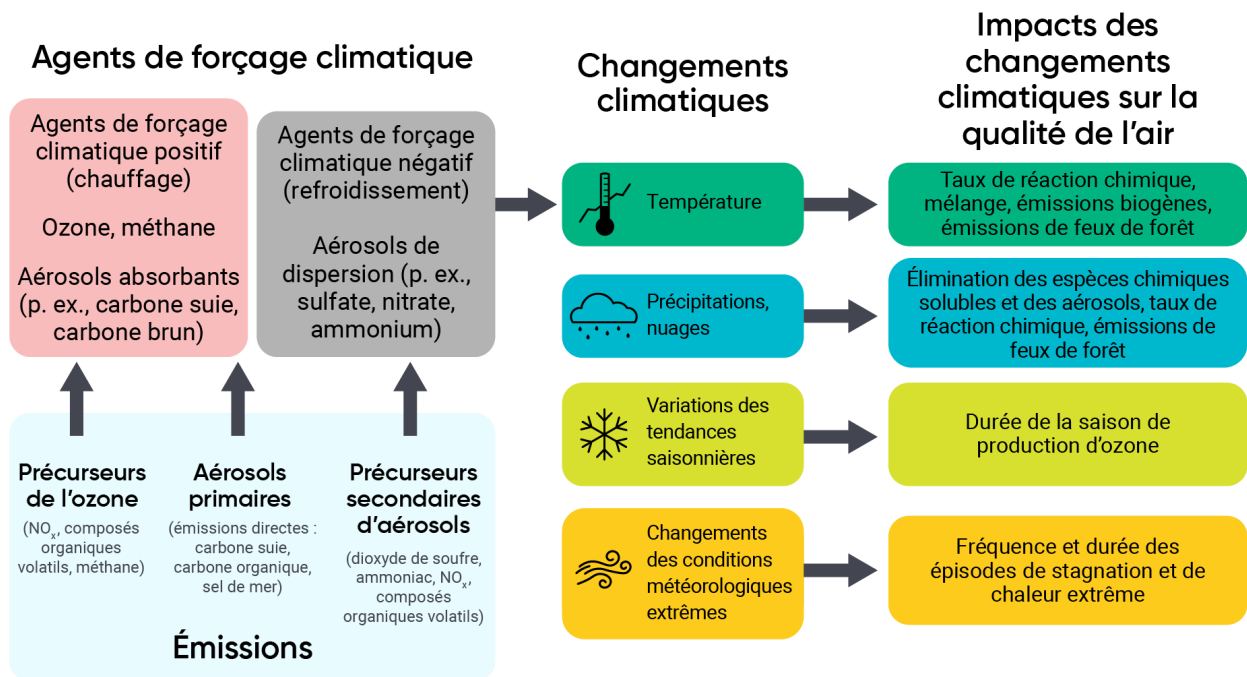


Figure 5.1 Liens entre la qualité de l'air et les changements climatiques. Les cases des PDCV indiquent un forçage radiatif positif net (rouge; réchauffement) ou un forçage radiatif négatif net (grise; refroidissement).
Source : d'après Ravishankara et coll., 2012.

5.4.1 Effets des matières particulaires sur le climat

Les matières particulaires peuvent influencer sur le climat par interaction directe avec le rayonnement, surtout par voie de dispersion ou d'absorption du rayonnement solaire incident. Les sulfates, les nitrates, l'ammonium et les matières organiques particulaires en aérosol secondaires ont principalement pour effet de disperser le rayonnement solaire incident, dont une partie est réfléchiée et renvoyée dans l'espace; par conséquent, ces types de matières particulaires ont un net effet de refroidissement sur le climat (Boucher et coll., 2013). En revanche, les types de matières particulaires qui absorbent le rayonnement solaire incident comme le carbone suie et certaines catégories de matières organiques particulaires appelées carbone brun, ont un net effet de réchauffement (Bond et coll., 2013). La présence de nuages influe sur ces effets (Chand et coll., 2009), tout comme la nature de la surface de la Terre lorsque le ciel est clair. Les matières particulaires sur

des surfaces très réfléchissantes comme la neige ont un effet net de réchauffement plus marqué que sur des surfaces moins réfléchissantes, parce qu'une partie relativement supérieure du rayonnement solaire incident aurait été renvoyée dans l'espace sans ces matières particulaires (Haywood et Shine, 1995). De plus, le mélange de composés dans chacune des particules d'aérosol peut influencer sur les effets radiatifs directs des matières particulaires. Ainsi, l'absorption du rayonnement solaire par le carbone suie est augmentée lorsque les matières particulaires sont revêtues de composés plus faiblement absorbants, comme les sulfates (Jacobson, 2001; Liu et coll., 2017).

Les matières particulaires ont par ailleurs un effet sur le climat en agissant sur les nuages qu'elles « ensemencent », d'où la possibilité pour l'eau d'entrer en condensation liquide ou solide, agissant comme noyau de condensation des nuages et noyau glaçogène, respectivement. Outre la masse des particules dans l'atmosphère, leur nombre a une influence sur la formation des nuages, leur plus grande concentration numérique dans l'atmosphère (nombre total de particules par unité de volume d'air) ayant pour effet de former des nuages à l'état liquide où se multiplient les gouttelettes plus fines, ce qui rend les masses nuageuses plus réfléchissantes avec un effet de refroidissement sur le climat (Boucher et coll., 2013). Précisons cependant que les interactions des matières particulaires et des nuages sont régies par un grand nombre de boucles de rétroaction ayant pour effet de modifier l'ordre de grandeur et l'orientation des effets radiatifs de ces interactions à l'échelle locale, notamment par des variations de régime de production de précipitations pouvant changer le cycle de vie ou l'étendue des nuages dans l'espace, ainsi que par des changements comportant l'apparition de particules de glace au sein des formations nuageuses (Fan et coll., 2016). C'est pourquoi des incertitudes subsistent au sujet des effets des matières particulaires sur les nuages et le climat (Seinfeld et coll., 2016).

Le cinquième rapport d'évaluation³ du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a évalué le forçage radiatif net des matières particulaires d'origine anthropique dans le monde en tenant compte tant des effets radiatifs directs que des interactions aérosols-nuages; il a dégagé une valeur de $-0,90$ (intervalle de confiance [IC] de 5 % à 95 %, soit de $-1,9$ à $-0,1$) W/m^2 (ce qui représente un effet net de refroidissement). Cela vient probablement compenser une importante fraction estimée à $+2,83$ (IC de 5 % à 95 %, soit de $+2,54$ à $+3,12$) W/m^2 du forçage radiatif par variation de concentration des GES bien mélangés⁴ (CO_2 , méthane, oxyde nitreux et halocarbures) entre 1750 et 2011. Il reste que le forçage net par les matières particulaires se combine à un important forçage positif (réchauffement) par le carbone suie de la consommation de combustibles fossiles et de biocarburants et au forçage négatif (refroidissement) par les sulfates, les nitrates et les aérosols organiques primaires et secondaires. Le forçage net par les matières particulaires, dont il est mentionné plus haut, ne comprend pas le surcroît de forçage positif par le carbone suie qui se dépose sur la neige et qui est estimé à $+0,04$ W/m^2 . Celui-ci a un impact de deux à quatre fois plus marqué sur les températures de surface que le CO_2 par unité de forçage radiatif (Myhre et coll., 2013; Skiles et coll., 2018).

En raison de la brève durée de vie dans l'atmosphère (une semaine environ) et de la haute variabilité de la répartition spatiale des matières particulaires, les effets radiatifs peuvent être bien plus importants à l'échelle

3 Les incertitudes des estimations citées du forçage radiatif relèvent un intervalle de confiance variant de 5 % à 95 % selon le cinquième rapport d'évaluation du GIEC.

4 Les GES bien mélangés sont ceux qui séjournent longtemps dans l'atmosphère, ce qui leur confère une concentration relativement homogène dans la troposphère.

régionale que ce que font voir les estimations moyennes à l'échelle planétaire présentées ci-dessus. La composition chimique des matières particulaires influe sur la trajectoire et le sort du rayonnement solaire incident dans sa traversée de l'atmosphère. Les matières particulaires de forte dispersion ainsi que celles de forte absorption du rayonnement incident réduisent ensemble la quantité de rayonnement solaire qui atteint la surface de la Terre. Cependant, seules les matières particulaires de forte absorption réchaufferont la couche atmosphérique là où elles apparaissent. De tels effets peuvent avoir des impacts marqués sur les températures de surface et les chutes de pluie en diminuant la quantité d'énergie absorbée à la surface et, dans le cas des particules d'absorption, en chauffant l'atmosphère en hauteur (Ramanathan et coll., 2005; Liu et coll., 2012). Les études de modélisation montrent que, par réaction des régimes éoliens et météorologiques planétaires, les effets des PCDV sur le climat ne se limitent pas aux régions où ont lieu les émissions et peuvent même se révéler supérieurs dans des régions fort éloignées des sources des émissions (Shindell et coll., 2015; Kasoar et coll., 2016).

5.4.2 Effets du méthane et de l'ozone sur le climat

D'une durée de vie dans l'atmosphère d'environ 9,1 ans (Prather et coll., 2012), le méthane est un gaz relativement bien mélangé dans toute l'atmosphère. Il émane d'une grande diversité de sources (zones humides naturelles, zones géologiques de suintement, riziculture, ruminants, extraction et consommation de combustibles fossiles, etc.) avec des apports approximativement égaux des sources naturelles et anthropiques à l'échelle planétaire (Saunio et coll., 2016). Le méthane agit directement comme GES avec un forçage radiatif estimé à +0,48 (IC de 5 % à 95 %, soit de +0,43 à +0,53) W/m² par suite d'une hausse d'environ 150 % des concentrations de 1750 à 2011 (Myhre et coll., 2013). De plus, le méthane réagit chimiquement dans l'atmosphère, participant à la production photochimique d'ozone. Quant à l'ozone, il n'est pas seulement un polluant atmosphérique, mais agit aussi comme GES (Forster et Shine, 1997). Ainsi, le méthane aura un effet supplémentaire de forçage climatique par les mutations en ozone.

L'ozone est issu par voie photochimique de composés précurseurs dans la basse atmosphère, notamment du méthane, des autres COV et des NO_x. C'est un gaz hautement réactif, et il n'existe que peu de mesures fiables antérieures aux années 1950 à son sujet (Cooper et coll., 2014). Par conséquent, les estimations des variations de l'ozone troposphérique et des effets de cet ozone sur le climat sont fondées sur des modèles numériques plus incertains encore que pour les GES persistants (CO₂, par exemple). Les estimations en question montrent que l'accroissement de l'ozone depuis l'époque préindustrielle à cause des émissions de précurseurs (méthane, CO, COV non méthaniques et NO_x) a donné lieu à un forçage radiatif estimé à +0,50 (IC de 5 % à 95 %, soit de +0,30 à 0,70) W/m², dont +0,24 (IC de 5 % à 95 %, soit de +0,11 à +0,37) W/m² est rattaché à l'ozone d'origine méthanique (Myhre et coll., 2013).

5.4.3 Effets des changements climatiques sur la qualité de l'air

Les changements climatiques peuvent avoir d'importants effets sur la qualité de l'air. Les études montrent une forte corrélation entre la température et l'ozone troposphérique (Camalier et coll., 2007). Ce rapport tient à divers facteurs : effets directs de température sur les réactions chimiques génératrices d'ozone;

accroissement des émissions biogènes de précurseurs de l'ozone (COV émanant de la végétation, par exemple) avec la température; corrélation entre des températures plus élevées et des conditions météorologiques propices à la production d'ozone (Steiner et coll., 2006; Schnell et Prather, 2017). Si on s'attend à ce que l'ozone troposphérique augmente en certaines saisons au-dessus des régions industrielles avec l'élévation de la température, on s'attend aussi à ce que, à eux seuls, les changements climatiques viennent diminuer la concentration de fond de l'ozone à l'échelle planétaire⁵, parce que l'augmentation de la vapeur d'eau diminue les concentrations d'ozone par une plus grande destruction photochimique de cette substance dans les régions éloignées (Wu et coll., 2008a; Stevenson et coll., 2013).

Les impacts directs de l'élévation de la température sur les matières particulaires varient selon les saisons. Des températures plus clémentes l'hiver font qu'une plus grande fraction de certains constituants des matières particulaires demeure en phase gazeuse, ce qui diminuera les concentrations de ces matières particulaires. Par ailleurs, un temps estival plus doux aura pour effet d'augmenter la production de sulfates et les concentrations de matières particulaires (Dawson et coll., 2007). Les observations partout aux États-Unis font voir que d'autres facteurs liés à la température contribuent en plus aux concentrations de matières particulaires (Tai et coll., 2010). En outre, des émissions accrues de COV de sources biogènes comme les arbres avec l'élévation de la température influent fortement sur la formation des constituants organiques des matières particulaires (Day et Pandis, 2011).

Les changements climatiques comportent bien d'autres changements complexes que l'élévation des températures. En réchauffant plus rapidement l'Arctique, les changements climatiques pourraient rendre plus persistantes les conditions chaudes et sèches liées à des systèmes de haute pression qui se déplacent lentement (Coumou et coll., 2018). Les épisodes estivaux de dégradation de la qualité de l'air sur le sud-est du Canada et le nord-est des États-Unis ont fréquemment à voir avec ces importants systèmes de haute pression à déplacement lent et ne prennent fin qu'avec le passage de cyclones des latitudes moyennes et de leurs fronts froids. Des cyclones estivaux des latitudes moyennes ont été observés moins fréquemment ces derniers temps, ce qui mène à un effet négatif sur la qualité de l'air (Leibensperger et coll., 2008). Dans plusieurs études, on a établi des projections de fréquence plus faible des passages des cyclones des latitudes moyennes dans de futurs scénarios de changements climatiques (Mickley et coll., 2004; Wu et coll., 2008b). Toutefois, l'ordre de grandeur de ces effets particuliers sur les variations futures de la pollution atmosphérique est incertain. Tai et coll. (2012) ont constaté que les variations de fréquence du passage de cyclones des latitudes moyennes n'influaient que peu sur les matières particulaires. De leur côté, Horton et coll. (2014) se sont reportés à une analyse de 15 différents modèles climatiques pour relever des hausses relativement modestes des épisodes de stagnation, ce qui pourrait augmenter les concentrations de polluants de 2080 à 2099 le long du littoral ouest de l'Amérique du Nord, dans le nord-est des États-Unis et dans le sud-est du Canada.

5 La « concentration de fond » de l'ozone est la concentration d'ozone dans les régions éloignées, loin des sources anthropiques d'émissions abondantes. La concentration de fond varie en fonction de la latitude, de l'altitude et de la saison et demeure largement influencée par les sources anthropiques.

5.4.4 Prévisions liées à la qualité de l'air dans un climat en évolution

Un grand nombre d'études ont fait appel à des modèles de qualité de l'air à l'échelle régionale, joints à des projections du climat, en vue d'estimer les variations futures de l'ozone troposphérique et des matières particulaires en Amérique du Nord. Il convient de noter que les projections de la qualité future de l'air dépendent des projections par modélisation des changements du climat physique et que ceux-ci sont plus incertains aux échelles régionales (sur le plan sous-continentale et à moindre échelle encore) pour diverses raisons (Deser et coll., 2012; Mearns et coll., 2013; Giorgi et Gutowski, 2015). Les variations des émissions de polluants atmosphériques et de leurs précurseurs influenceront sur la qualité future de l'air. Maintes études estiment les effets des changements climatiques seulement par des projections dans l'avenir reposant sur des émissions constantes et actualisées de polluants atmosphériques. L'impact des changements climatiques à eux seuls sur la qualité de l'air, ce qui est l'objet de la présente section, est souvent ce qu'on appelle la « pénalité climatique » (Wu et coll., 2008b).

Si les différences d'hypothèses et de scénarios de modélisation rendent difficile toute comparaison détaillée, un certain nombre de conclusions générales s'imposent. Les études disponibles révèlent en général que, par rapport aux conditions actuelles, les changements climatiques feront que, sur de grandes parties de l'Amérique du Nord, la concentration moyenne diurne de l'ozone augmentera légèrement en volume (de 2 à 3 parties par milliard) pendant l'été (de juin à août) d'ici le milieu du siècle (Hogrefe et coll., 2004; Nolte et coll., 2008; Lam et coll., 2011; Kelly et coll., 2012). Différentes études par modélisation ont également relevé des hausses isolées d'environ 5 parties par milliard en volume. Les plus fortes augmentations étaient projetées au-dessus des régions industrialisées comme le nord-est des États-Unis et les régions adjacentes du sud-est du Canada. Ces études ont également relevé des signes d'impacts plus vastes des changements climatiques les jours où les concentrations d'ozone sont les plus fortes (Hogrefe et coll., 2004; Nolte et coll., 2008), ainsi que des indications selon lesquelles les changements climatiques pourraient allonger la saison de production d'ozone (Nolte et coll., 2008; Trail et coll., 2014).

Les estimations de l'impact des changements climatiques en soi sur les matières particulaires sont plus incertaines et les études se font aussi moins nombreuses; il faut préciser que les processus physicochimiques qui influent sur les matières particulaires sont plus complexes et plus sensibles aux mouvements des variables du climat physique que les modèles climatiques représentent mal, la fréquence des précipitations, par exemple. Tagaris et coll. (2007) ont prévu une diminution de 10 % à 20 % (1 à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) des $\text{PM}_{2,5}$ sur le centre et le sud-est des États-Unis vers 2050 à cause de précipitations accrues, bien que la simulation ait porté sur trois étés uniquement. Par ailleurs, Kelly et coll. (2012) ont simulé les conditions de 10 étés à l'horizon 2050 pour constater que les effets des changements climatiques à eux seuls entraîneraient une augmentation estivale des concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ de 0,5 à 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la majeure partie de l'est des États-Unis jusque dans le sud-ouest de l'Ontario. Ils projetaient des hausses de 0,3 à 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la région plus étendue du sud de l'Ontario et du sud du Québec. Si les $\text{PM}_{2,5}$ s'accroissaient, c'était par l'effet net d'une augmentation des sulfates et des aérosols organiques secondaires et d'une diminution des nitrates. Ces variations peuvent être mises en comparaison avec les projections par Trail et coll. (2014) d'une diminution estivale des $\text{PM}_{2,5}$ de 1 à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les périodes entourant 2050 sur la majeure partie du centre des États-Unis vers les Grands Lacs, phénomène attribuable à une plus grande dispersion des polluants dans l'atmosphère en raison des variations prévues de la vitesse des vents et des précipitations. Ces résultats montrent bien le degré d'incertitude de notre compréhension actuelle de certains aspects des changements

du climat physique et des projections liées de la qualité de l'air, comme le montrent les modèles existants. Les études disponibles font voir de très légères variations des moyennes annuelles régionales des $PM_{2,5}$ (Tagaris et coll., 2007; Lam et coll., 2011; Trail et coll., 2014).

Deux importantes mises en garde s'imposent au sujet de l'analyse qui précède. D'abord, les émissions de précurseurs de l'ozone et des matières particulaires ont été considérablement réduites au cours des dernières années aux États-Unis et au Canada grâce aux mesures de réduction des émissions adoptées en vue d'atténuer les impacts de la pollution atmosphérique sur l'environnement et la santé humaine (Amann et coll., 2013; Stieb et coll., 2015; Fann et coll., 2017; Jiang et coll., 2018; Zhang et coll., 2018). Selon les projections, les émissions de polluants atmosphériques devraient diminuer davantage dans les prochaines décennies en raison de la réglementation de la qualité de l'air, et les projections disponibles montrent que d'importants gains nets de qualité de l'air peuvent être réalisés compte tenu à la fois des baisses prévues des émissions de polluants atmosphériques et de l'impact négatif des changements climatiques (Tagaris et coll., 2007; Nolte et coll., 2008; Lam et coll., 2011; Kelly et coll., 2012; Pfister et coll., 2014; Trail et coll., 2014; Yahya et coll., 2017). Cependant, des réductions supplémentaires des émissions de polluants atmosphériques seraient nécessaires pour compenser l'effet de pénalité climatique. Il faut mentionner ensuite que les variations des concentrations planétaires de méthane influenceront sur les futures concentrations d'ozone en Amérique du Nord (Yahya et coll., 2017). L'augmentation des concentrations de méthane détermine une hausse des concentrations de fond de l'ozone à l'échelle planétaire (Stevenson et coll., 2013), ce qui influe sur les concentrations d'ozone en Amérique du Nord, puisque les épisodes de forte concentration d'ozone à l'échelle régionale ajoutent aux concentrations de fond à l'échelle mondiale.

Un autre impact des changements climatiques sur la qualité de l'air est l'augmentation prévue en durée et en gravité de la saison des feux de forêt (Flannigan et coll., 2013). L'estimation des effets des changements climatiques sur les émissions découlant des feux de forêt sous forme d'aérosols de carbone suie et de carbone organique fait voir des hausses de 80 % à 150 % d'ici 2050 (par rapport à la période de 1997 à 2001) sur l'ouest des États-Unis (Yue et coll., 2013) avec un accroissement de 20 % à 60 % des concentrations estivales moyennes de $PM_{2,5}$ (Val Martin et coll., 2015). Ces projections reposent sur des hausses de la superficie annuelle moyenne brûlée qui varient de 25 % à près de 170 % et qui se comparent aux estimations de hausse des superficies brûlées d'ici le milieu du siècle au Canada (Boulanger et coll., 2014). À noter que l'étude de Val Martin et coll. (2015) n'a trouvé aucune montée du phénomène des feux de forêt dans l'est des États-Unis; ces chercheurs estimaient en effet que tout effet des changements climatiques serait négligeable, alors que, selon les projections, les feux de forêt au Canada augmenteraient d'un océan à l'autre (Boulanger et coll., 2014; Wang et coll., 2017). Pour obtenir de plus amples renseignements au sujet de l'impact des changements climatiques sur les feux de forêt au Canada et des impacts de ces derniers sur la santé, voir la section 5.6 Changements climatiques et pollution atmosphérique par les feux de forêt.

5.4.5 Politiques de qualité de l'air et atténuation des changements climatiques

À cause du séjour relativement bref des polluants aériens dans l'atmosphère, la diminution de leurs émissions influe rapidement sur leurs concentrations atmosphériques et le forçage radiatif lié de ces composés. On

reconnaît, par conséquent, que les mesures de réduction de certains polluants atmosphériques dans la catégorie des PCDV, comme le carbone suie, sont un moyen de lutter contre le réchauffement climatique à court terme (CCAP, 2020). Cela donnerait plus de temps pour que les mesures internationales d'atténuation des émissions de CO₂ aient un impact avant que les seuils critiques de température ne soient dépassés, tout en allégeant le fardeau que lève la pollution atmosphérique sur la santé et l'environnement (GIEC, 2018). Shindell et coll. (2012) prévoient une diminution de 0,5 °C du réchauffement planétaire moyen d'ici 2050 par rapport à l'ère préindustrielle, en raison d'un ensemble de mesures de contrôle des émissions de méthane et de carbone suie avec d'autres avantages importants estimés pour la santé humaine et les rendements agricoles. Stohl et coll. (2015) ont dégagé un gain plus modeste en refroidissement de 0,22 °C d'ici 2050 grâce à des mesures de contrôle des émissions destinées à maximiser l'avantage climatique avec principalement pour cible le méthane et le carbone suie. Les auteurs ont en outre estimé que l'élimination totale des sources terrestres anthropiques de SO₂ empêcherait un réchauffement de près de 0,7 °C, ce qui illustre le grand effet de refroidissement des matières particulaires de sulfate en provenance des émissions de précurseurs du SO₂.

Ces résultats démontrent le besoin d'évaluer les politiques des changements climatiques et de la qualité de l'air de manière intégrée. Cibler les PCDV à effet net de réchauffement sur le climat, à savoir le méthane et le carbone suie, serait en même temps avantageux pour le climat et la qualité de l'air. En revanche, certaines mesures destinées à améliorer la qualité de l'air pourraient présenter des conséquences négatives imprévues sur les changements climatiques (Stohl et coll., 2015; Partanen et coll., 2018). Toutefois, l'application stratégique de mesures de réduction des émissions de polluants atmosphériques peut avoir des avantages accessoires de taille pour l'évolution du climat; des stratégies d'atténuation des GES bien conçues, comme celles qui visent à diminuer la consommation de combustibles fossiles, peuvent aussi nettement contribuer à la qualité de l'air et, de là, à la santé de la population (Vandyck et coll., 2018). Les avantages accessoires sur la santé associés à la réduction des GES sont examinés à la section 5.5 Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liés aux changements climatiques et avantages accessoires pour la santé de l'atténuation des gaz à effet de serre et également mis en évidence au chapitre 10 : Adaptation et résilience des systèmes de santé du présent rapport.

5.4.6 Principales incertitudes

Un des plus grands risques des changements climatiques pour la qualité dans l'ensemble du Canada est l'augmentation prévue des émissions découlant des feux de forêt. Une meilleure compréhension des effets des changements climatiques sur les feux de forêt nécessite de développer davantage la capacité à simuler les interactions du climat et des risques de feu en tenant compte d'influences anthropiques comme la gestion des feux par la suppression dans les modèles du cycle du carbone terrestre, par exemple. Un autre élément important d'incertitude des projections des effets des changements climatiques sur la qualité de l'air est l'impact des variations futures des émissions biogènes. Comme il a été indiqué, l'augmentation de ces émissions en raison de l'élévation des températures constitue un important mécanisme par lequel les changements climatiques nuisent à la qualité de l'air. Cependant, les effets probables des facteurs de stress accrus du CO₂ et de l'eau ne sont pas bien compris, pas plus que les changements de répartition des types de végétation sur ces mêmes émissions biogènes (Fiore et coll., 2015). Enfin, maintes études d'estimation

de l'impact des changements climatiques sur la qualité de l'air sont fondées sur quelques années seulement de simulation en raison du coût de calcul des modèles. Vu les courtes périodes en question, il est difficile de retrancher l'incidence de la variabilité aléatoire d'année en année des effets des changements climatiques (Barnes et coll., 2016) ou de soumettre à une analyse robuste les impacts des changements climatiques sur les événements climatiques plus extrêmes, mais moins fréquents.

5.5 Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liés aux changements climatiques et avantages accessoires pour la santé de l'atténuation des gaz à effet de serre

L'exposition aux polluants atmosphériques peut avoir divers effets nocifs sur la santé; même de légères hausses de l'exposition sont liées à une augmentation du risque (voir la section 5.3 Effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur). On s'attend à ce que les changements climatiques détériorent la qualité de l'air dans le monde et au Canada en raison de la pénalité climatique (voir la section 5.4 Interactions entre les changements climatiques et la pollution de l'air extérieur). Des études se sont proposé d'estimer les effets de la pénalité climatique sur deux grands polluants atmosphériques qui ont des impacts marqués sur la santé, l'ozone et les $PM_{2,5}$, dans de futurs scénarios de changements climatiques possibles (Ebi et McGregor, 2008; Gao et coll., 2013; Turnock et coll., 2019). À l'inverse, nombre de stratégies qui visent à réduire les émissions de PCDV et de GES de longue durée – par une baisse de la consommation de combustibles fossiles, par exemple – devraient selon les prévisions diminuer les émissions de polluants atmosphériques et améliorer la qualité de l'air. Les bienfaits qui s'y rattachent sur la santé de la population est ce qu'on appelle les « avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique », parce qu'ils ne sont pas le motif premier à l'origine de l'élaboration de ces politiques. Ainsi, les efforts entrepris pour atténuer les changements climatiques au Canada pourraient être source d'importants avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique. De nombreuses initiatives visant à réduire les changements climatiques sont amorcées à l'échelle mondiale (p. ex., l'Accord de Paris [CCNUCC, 2015]), nationale (p. ex., *Un environnement sain et une économie saine* [ECCC, 2020]), provinciale (p. ex., *Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques* [ministère de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques, 2012]) et municipale (p. ex., *Climate 2050 Strategic Framework* [région métropolitaine de Vancouver, 2018]).

Les scientifiques peuvent quantifier les impacts sur la santé de la population (décès prématurés, épisodes d'asthme, etc.) qui sont attribuables à une hausse ou une baisse quelconque de la pollution atmosphérique. Les économistes estiment la valeur sociale de ces impacts sur la santé en tenant compte entre autres de l'alourdissement des frais médicaux, de la diminution de la productivité au travail et des effets d'un risque accru de mortalité. Les méthodes employées permettent d'estimer les impacts sur la santé et la valeur

monétaire qui en découle tant pour les coûts d'une plus grande pollution atmosphérique dans un climat en réchauffement que pour les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique par l'atténuation des polluants climatiques. Il convient de noter que les impacts modélisés sur la santé de la pollution atmosphérique ou les avantages des différents scénarios sont probablement sous-estimés, car ce ne sont pas tous les effets nocifs sur la santé de l'exposition à la pollution atmosphérique qui peuvent être quantifiés et évalués de cette manière.

Cette section du chapitre passe en revue les études publiées qui, en matière de pollution atmosphérique, ont évalué les impacts sur la santé de la pénalité climatique et les éventuels avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique de l'atténuation des changements climatiques avec la valeur économique de ces résultats. Il présente en outre des renseignements au sujet des impacts sur la santé de la pénalité climatique et des éventuels avantages accessoires pour la santé de l'atténuation des GES au Canada et, entre autres, ceux associés à l'élimination de la production d'électricité à partir du charbon au pays.

5.5.1 Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liés aux changements climatiques

Les chercheurs ont étudié comment un climat en évolution pourrait influencer les futurs impacts de la pollution atmosphérique sur la santé de la population. Ils ont procédé à l'évaluation de ces impacts sur la santé sur les plans tant régional que mondial selon divers scénarios de projections du climat, y compris les profils représentatifs d'évolution de concentration (RCP)⁶ et le Rapport spécial sur les scénarios d'émissions (SRES)⁷ du GIEC, et pour plusieurs périodes futures. La plupart des études ont examiné l'influence des changements climatiques sur l'ozone, et certaines se sont aussi intéressées aux PM_{2,5}. Les résultats ont été pris en considération sur le double plan de la mortalité précoce et de la morbidité. Dans les études ici recensées, les auteurs ont estimé, en matière de pollution atmosphérique, les impacts supplémentaires sur la santé des changements climatiques (impact du réchauffement climatique sur les concentrations de polluants atmosphériques) en maintenant la constance des autres facteurs.

Des études plus récentes se sont reportées aux RCP décrits dans le cinquième rapport d'évaluation du GIEC (2014) et d'autres publications (van Vuuren et coll., 2011; van Vuuren et Carter, 2014) pour établir par modélisation des projections sur les futurs changements climatiques. Les RCP, à savoir les RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0 et RCP 8.5 (qui traitent de divers niveaux de forçage radiatif en watts au mètre carré), présentent des scénarios de politique climatique mondiale de la plus rigoureuse (RCP 2.6) à la moins rigoureuse (RCP 8.5) pour ce qui est des trajectoires des concentrations et des réductions de GES. Ils comportent aussi des politiques envisagées pour limiter la pollution atmosphérique. Les scénarios RCP plus rigoureux sont aussi rattachés à de moindres émissions de polluants atmosphériques dans le monde et au Canada, étant donné

6 Les profils représentatifs d'évolution de concentration (RCP) sont quatre différentes conséquences vraisemblables de scénarios de politiques climatiques futurs (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0 et RCP 8.5) avec des trajectoires d'émissions et de concentrations de GES et d'autres polluants atmosphériques et des voies d'aménagement du territoire (GIEC, 2014).

7 Le SRES décrit des scénarios de projection des émissions en quatre scénarios : A1 (sous-groupe A1B), A2, B1 et B2, décrivant des futurs vraisemblables en fonction d'hypothèses sur différentes forces motrices comme le développement social et économique, l'innovation technologique et les changements environnementaux (Nakicenovic et coll., 2000).

que de nombreux changements d'activités sectorielles visant à réduire les émissions de GES (par exemple, la transition vers des sources d'énergie plus propres) amèneraient une diminution des émissions de polluants atmosphériques. Les quatre scénarios RCP prévoient une élévation moyenne des températures dans le monde de 2081 à 2100 (par rapport à la période de 1986 à 2005) pour des valeurs respectives de 1,0 °C, 1,8 °C, 2,2 °C et 3,7 °C. Les RCP offrent un examen plus approfondi des impacts des stratégies possibles d'atténuation des émissions de GES. Ils constituent un prolongement et un développement des projections du SRES des émissions de GES qui étaient employées dans les rapports d'évaluation antérieurs du GIEC (GIEC, 2014).

Il n'y a pas d'analyses qu'ait récemment publiées le Canada à l'aide des scénarios RCP, mais des résultats ont été diffusés dans le cadre des analyses faites aux États-Unis et dans le monde. Dans une analyse nationale, Fann et coll. (2015) ont estimé que les concentrations maximales d'ozone sur une période quotidienne moyenne de 8 heures pendant l'été augmenteraient approximativement de 1 à 5 parties par milliard dans certaines régions des États-Unis dans un proche avenir (2030) à cause des changements climatiques, selon les scénarios RCP 6.0 et RCP 8.5. Cette analyse a mis en comparaison les impacts en fonction du climat de 2030 sur la qualité de l'air selon les projections des RCP et les impacts correspondants en l'an 2000. Le tableau 5.1 présente les effets de l'ozone sur la santé en 2030. Les plages de valeurs de projection traduisent les estimations des effets de l'ozone sur la santé dans de multiples études épidémiologiques. Dans l'ensemble, les impacts sur la santé et les coûts liés pour la société seront plus élevés d'un ordre de grandeur dans le scénario RCP 8.5 que dans le scénario RCP 6.0.

Tableau 5.1 Hausses projetées des impacts annuels sur la santé liés à l'ozone (dénombrement) en 2030 aux États-Unis dans deux scénarios climatiques

PROJECTION DU CLIMAT	DÉCÈS PRÉMATURÉS	HOSPITALISATIONS	VISITES À LA SALLE D'URGENCE	SYMPTÔMES RESPIRATOIRES AIGUS	JOURS D'ÉCOLE MANQUÉS	VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE (EN DOLLARS AMÉRICAINS DE 2010)
RCP 6.0	De 37 à 170	360	89	210 000	67 000	De 0,32 à 1,4 milliard
RCP 8.5	De 420 à 1 900	3 900	1 200	1 900 000	650 000	De 3,6 à 15 milliards

Source : Fann et coll., 2015

Des impacts bien moindres sur la santé aux États-Unis dans l'année 2050 (moins de 100 décès prématurés imputables à l'ozone) ont été déclarés dans une analyse distincte de la pénalité climatique selon les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5 (Stowell et coll., 2017).

Les impacts des changements climatiques sur les effets sanitaires de l'ozone et des $PM_{2,5}$ selon le scénario RCP 8.5 ont aussi été évalués à l'échelle mondiale avec des estimations respectives de 43 600 et 215 000 décès supplémentaires chaque année d'ici 2100 attribuables aux concentrations supérieures d'ozone et de $PM_{2,5}$, dont presque 10 000 décès en Amérique du Nord. Selon les estimations, les impacts à plus court terme (2030) dans le monde seraient de presque 60 000 décès de plus chaque année à cause de ces deux polluants en combinaison (Silva et coll., 2017). De multiples modèles évoquent une hausse des risques sanitaires liés aux $PM_{2,5}$ à cause de la pénalité climatique dans neuf des dix régions du globe, dont l'Amérique du Nord (Park et coll., 2020).

Plusieurs chercheurs ont appliqué le scénario SRES A1B plus ancien, lequel se compare en gros au RCP 6.0 et présente une hausse estimée à 1,59 °C de la température planétaire en 2050, en vue d'établir des projections des impacts sur la santé de la pollution atmosphérique liés aux changements climatiques. Ces études estiment qu'il y aura des centaines de décès liés à l'ozone et plusieurs milliers liés aux $PM_{2,5}$ au cours de l'année 2050 aux États-Unis à cause du réchauffement climatique, tout comme des milliers de visites à l'hôpital, d'incidents de bronchite et de crises d'asthme (Selin et coll., 2009; Tagaris et coll., 2009). Les auteurs ont présenté pour l'année 2090 des estimations plus élevées de décès liés à l'ozone et aux $PM_{2,5}$ sous l'effet des changements climatiques, soit 13 000 décès en Amérique du Nord et plus de 100 000 dans le monde (Fang et coll., 2013). Une étude de 50 villes américaines selon le scénario SRES A2 pour les années 2050, lequel prévoit une élévation de la température moyenne estivale de 1,6 °C à 3,2 °C dans l'est des États-Unis, laisse voir des hausses de la mortalité (de 0,11 % à 0,27 %) et des hospitalisations pour cause d'asthme (2,1 %) et de MPOC (de 0,2 % à 1,6 %) en raison de concentrations supérieures d'ozone dans un scénario futur de changements climatiques (Bell et coll., 2007).

Une analyse canadienne a estimé les impacts sur la santé de la pollution atmosphérique pour une élévation hypothétique de 4 °C des températures ambiantes en 2002 et pour des émissions anthropiques de polluants atmosphériques constantes aux niveaux de 2002 (Séguin, 2008). Sur le plan national, la hausse des concentrations estivales d'ozone attribuable à l'élévation des températures était liée à 156 décès prématurés de plus et à une valeur économique totale de 750 millions de dollars en raison des cas de mortalité et de morbidité. Ce chiffre a augmenté, pour passer à 658 décès prématurés (3,2 milliards de dollars) lorsque les hausses d'émissions biogènes attendues sous un climat plus doux étaient prises en compte. Toutefois, la même étude projetait, avec une incertitude considérable, une diminution nette des concentrations de $PM_{2,5}$ dans un climat plus doux, si bien que, selon les estimations, l'effet net des deux polluants pour une élévation de température de 4 °C était de 300 décès prématurés de plus approximativement à un coût social de 1,4 milliard de dollars.

Dans l'ensemble, ces études démontrent que les changements climatiques devraient diminuer la qualité de l'air et causer une mortalité et une morbidité considérables en raison de la pollution atmosphérique avec ce qui serait des centaines ou des milliers de décès de plus chaque année en Amérique du Nord au cours de ce siècle et 100 000 décès de plus chaque année dans le monde d'ici 2100 selon les estimations. Les études consacrées tant à l'ozone qu'aux $PM_{2,5}$ ont généralement estimé que les effets des changements climatiques sur les problèmes de santé liés aux $PM_{2,5}$ sont supérieurs d'un ordre de grandeur environ aux problèmes correspondants liés à l'ozone.

5.5.2 Avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique de l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre

Les mesures d'atténuation des GES et des PCDV aident à stabiliser le climat en diminuant les polluants ayant pour effet d'élever les températures dans le monde et d'accélérer les changements climatiques. Par ailleurs, les stratégies d'atténuation des changements climatiques peuvent présenter un éventail d'avantages accessoires indirects pour la santé (Markandya et coll., 2018). Les plus importants sont les avantages accessoires pour la santé liés à la diminution de la pollution atmosphérique par les facteurs suivants : l'atténuation des changements climatiques qui limite la pénalité climatique; certains polluants climatiques (carbone suie, ozone, etc.) qui contribuent à la pollution atmosphérique soit directement, soit comme précurseurs; des changements dans les activités de l'industrie et des transports qui diminuent les émissions de PCDV et de GES de longue durée et qui peuvent aussi réduire les polluants atmosphériques ordinaires qui sont émis en même temps (Smith et coll., 2014). L'usage répandu des véhicules électriques propulsés par une énergie à faibles émissions de carbone peut, par exemple, constituer une stratégie d'atténuation des GES qui pourrait avoir pour autre effet d'accroître la qualité de l'air. Ainsi, les mesures d'atténuation des changements climatiques sont l'occasion d'intégrer les objectifs de stabilisation du climat aux objectifs de réduction des impacts sur la santé de la pollution atmosphérique, ce qui pourrait compenser les coûts de mise en œuvre de ces mesures (Thompson et coll., 2016).

Dans les études portant sur les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique des stratégies d'atténuation des GES, un scénario de politique prévoyant une forte atténuation des GES et des baisses concomitantes des émissions de polluants atmosphériques est comparé à un scénario d'atténuation limitée des GES et d'accroissement concomitant des émissions de polluants atmosphériques. La valeur économique des avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique permet d'intégrer les avantages accessoires à un cadre de lutte contre les changements climatiques plus général, et la rentabilité et l'optimisation possible de diverses mesures d'atténuation des GES, qui peuvent imposer un fardeau économique à la société, peuvent être examinées. Des études font état des avantages accessoires pour la santé en valeur monétaire totale en dollars ou en avantage marginal par tonne d'équivalent CO₂ qui est réduite. Sauf indication contraire, les avantages accessoires pour la santé liés tant aux PM_{2,5} qu'à l'ozone sont évalués dans les études qui seront passées en revue plus loin.

Dans une analyse mondiale des mesures d'atténuation des GES selon le scénario RCP 4.5, il a été estimé que les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique au Canada pourraient varier de 4 500 à 6 500 décès prématurés évités chaque année entre 2030 et 2100 par rapport au scénario de référence lié aux projections des RCP (West et coll., 2013) (tableau 5.2). Selon les estimations, les avantages accessoires aux États-Unis seraient supérieurs d'environ un ordre de grandeur (West et coll., 2013; Zhang et coll., 2017). Il a été estimé que, dans le monde, l'évolution des émissions permettrait d'éviter 0,5 million, 1,3 million et 2,2 millions de décès par exposition combinée à l'ozone et aux PM_{2,5} en 2030, 2050 et 2100 respectivement. Selon les estimations, les avantages accessoires marginaux pour la santé moyens à l'échelle mondiale seraient d'une valeur monétaire de 50 \$ à 380 \$ la tonne de CO₂ (tCO₂) (en dollars américains de 2005), ce qui dépasse les coûts marginaux de réduction des GES en 2030 et 2050 dans cette analyse et compense en partie ces mêmes coûts en 2100 (West et coll., 2013). Pour les États-Unis, la valeur marginale

des décès évités liés à l'ozone et aux $PM_{2,5}$ variait selon les estimations de 45 \$ à 137 \$/tCO₂ (en dollars américains de 2005) (Zhang et coll., 2017).

Tableau 5.2 Avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique liés au scénario projeté RCP 4.5 (décès prématurés évités chaque année)

ÉTUDE	2030		2050		2100	
	OZONE	$PM_{2,5}$	OZONE	$PM_{2,5}$	OZONE	$PM_{2,5}$
Canada (West et coll., 2013)	368	4 270	792	5 750	1 180	2 880
États-Unis (West et coll., 2013)	2 440	19 300	7 550	29 500	24 800	35 400
États-Unis (Zhang et coll., 2017)			8 000	16 000		
Échelle mondiale (West et coll., 2013)	0,5 million		1,3 million		2,2 millions	

D'autres études ont évalué les décès liés à la pollution atmosphérique qui ont été évités dans le contexte des voies d'atténuation des changements climatiques en fonction de cibles précises d'élévation future de la température moyenne à la surface du globe par rapport à un scénario de référence. Les avantages accessoires de la réduction de la pénalité climatique en matière de pollution atmosphérique aux États-Unis ont fait l'objet d'une estimation pour deux scénarios d'atténuation des changements climatiques faisant intervenir des hausses respectives de 2,5 °C et 2,0 °C de la température moyenne à la surface du globe (Saari et coll., 2019). Les deux scénarios en question ont retranché aux impacts combinés de l'ozone et des $PM_{2,5}$ sur la santé des milliers et des dizaines de milliers de décès pour 2050 et 2100 respectivement et ont fait voir à l'horizon 2100 pour les $PM_{2,5}$ des avantages supérieurs de 40 % au titre de la politique la plus rigoureuse

en comparaison avec la politique la moins rigoureuse. En 2100, les risques de pollution atmosphérique (par l'ozone et les $PM_{2,5}$) tenant aux changements climatiques auront diminué de 70 % à 88 % dans les scénarios de politique. De même, l'estimation des avantages accessoires pour la santé aux États-Unis d'une limitation du réchauffement planétaire en 2100 à une hausse de 1,5 °C fait voir 11 000 et 52 000 décès prématurés évités respectivement en 2050 et 2100 sur tout le territoire américain par rapport à un scénario de référence où l'élévation de la température moyenne à la surface du globe est de 6 °C. Ces avantages accessoires pour la santé sont respectivement évalués à 150 milliards et 1,3 billion de dollars américains (en dollars américains de 2005) respectivement, ce qui équivaut à un taux de 25 \$ (IC à 95 %, soit de 9 \$ à 42 \$) par tonne d'équivalent CO_2 (tCO_2e) et de 122 \$ (IC à 95 %, soit de 45 \$ à 207 \$) par tCO_2e (Garcia-Menendez et coll., 2015).

Dans une analyse à l'échelle planétaire, Vandyck et coll. (2018) ont examiné les conséquences sur la qualité de l'air en 2100 de l'application de deux scénarios d'atténuation des GES, en fonction des baisses d'émissions découlant des contributions déterminées au niveau national⁸, ce qui donne des valeurs respectives dans le premier cas de 2,5 °C à 3,2 °C et dans le deuxième de 2,0 °C d'élévation de la température moyenne mondiale à l'horizon 2100. À l'échelle mondiale, les décès liés à la pollution atmosphérique qui ont été évités en 2050 sont estimés entre 0,3 et 0,5 million pour le scénario des contributions déterminées au niveau national et entre 0,7 à 1,5 million pour le scénario de 2 °C, y compris environ 20 000 à 25 000 décès évités aux États-Unis. Le moment choisi pour l'adoption des mesures est susceptible d'influer sur l'ordre de grandeur des avantages accessoires accumulés pour la santé. Il est estimé, par exemple, qu'environ 150 millions de décès liés à la pollution atmosphérique dans le monde pourraient être évités au cours de ce siècle si des mesures de réduction des émissions de carbone visant à limiter le réchauffement à 2 °C étaient appliquées plus tôt que tard dans ce laps de temps (Shindell et coll., 2018).

Une autre étude à l'échelle mondiale a expressément porté sur les avantages accessoires possibles pour la santé en matière de pollution atmosphérique si les cibles de 1,5 °C et 2 °C de variation des températures de l'Accord de Paris étaient atteintes, et les a comparées avec les coûts d'atténuation correspondants des scénarios de politique climatique (Markandya et coll., 2018). À l'échelle mondiale, il a été estimé que la valeur économique des avantages accessoires pour la santé l'emportait sur les coûts d'atténuation dans tous les scénarios en question; le rapport entre les avantages accessoires pour la santé et les coûts d'atténuation des changements climatiques variant dans ce cas de 1,4 à 2,45. En ce qui a trait aux éventuels avantages accessoires pour la santé, le meilleur potentiel appartenait à la Chine et à l'Inde, mais des avantages accessoires importants étaient également estimés tant pour l'Union européenne que pour les États-Unis. Dans l'ensemble, les mesures d'atténuation des changements climatiques dans le respect des objectifs de l'Accord de Paris peuvent être rentables dans les scénarios modélisés et, selon les régions, lorsque les avantages accessoires pour la santé par la qualité de l'air sont pris en compte.

Dans d'autres études, on a estimé que des milliers de décès liés à l'ozone seront évités en Amérique du Nord et que des centaines de milliers le seront à l'échelle mondiale selon les divers scénarios d'atténuation des changements climatiques, y compris ceux ciblant le méthane (West et coll., 2007, 2012). Dans ce dernier cas,

8 Les contributions déterminées au niveau national sont des engagements de réduction des émissions pris par les divers pays en vue de respecter l'Accord de Paris sous le régime de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC, 2015).

la réduction était estimée à une valeur de 13 \$ à 17 \$/tCO₂e (en dollars américains de 2005) en 2030, ce qui excédait les coûts des mesures visant à réduire les émissions de méthane (West et coll., 2012).

Certaines études ont examiné les avantages accessoires de stratégies d'atténuation des changements climatiques visant des agents PCDV ou des secteurs d'émissions bien précis. Selon les estimations, les avantages accessoires par an pour la santé d'une électrification intégrale des parcs de véhicules du Grand Toronto et de Hamilton (Canada) seraient de 260 et 330 décès évités, en tenant compte d'une électricité tirée respectivement du gaz naturel et des énergies renouvelables (Gai et coll., 2020). Les avantages accessoires pour la santé en Amérique du Nord de l'adoption de scénarios ambitieux d'énergie et de transports propres aux États-Unis ont permis d'estimer à 175 000 et 120 000 les décès liés à la pollution atmosphérique qui seront évités pour la période de 2015 à 2030, respectivement, avec d'autres avantages annuels par la suite (Shindell et coll., 2016). La majorité des avantages tenaient à des réductions des PM_{2,5} et une fraction moindre, aux réductions de l'ozone; l'estimation pour le Canada était de 3 % à 4 % de l'ensemble des avantages (en milliers de décès évités pour la période de 2015 à 2030). La valeur estimée des avantages découlant de politiques à court terme aux États-Unis était de 250 milliards de dollars américains (IC de 95 %, soit de 140 milliards à 1,05 billion de dollars américains) chaque année.

Une analyse à l'échelle planétaire des stratégies de réduction du méthane et du carbone suie fait voir que l'application des mesures permettrait d'éviter de 0,7 à 4,7 millions de décès par an dans le monde, le plus grand impact étant attribuable aux réductions de carbone suie et un avantage marginal de 700 \$ à 5 000 \$ américains par tonne de réduction du méthane (Shindell et coll., 2012). Selon les estimations, les politiques du carbone pour les États-Unis concernant la production d'électricité et le transport routier propres et un système de plafonnement et d'échange à l'échelle de l'économie offriraient des avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique par des réductions des PM_{2,5} et d'ozone qui compenseraient les coûts d'atténuation des GES dans une proportion approximative de 26 % à 1 050 % (Thompson et coll., 2014). Les avantages accessoires marginaux pour la santé des réductions de PM_{2,5} dans un scénario de plafonnement et d'échange ont été estimés à 6 \$/tCO₂, ce qui excédait les coûts de mise en œuvre, et à 8 \$/tCO₂ (en dollars américains de 2005) dans un scénario d'énergie propre, qui ont partiellement compensé les coûts de mise en œuvre (Saari et coll., 2015). Dans le cas d'une politique infranationale sur le carbone dans le nord-est des États-Unis, des avantages accessoires marginaux pour la santé de 148 \$/tCO₂ (en dollars américains de 2006) ont été comparés aux coûts d'atténuation des GES de 126 \$/tCO₂ dans un scénario d'énergie propre, et des avantages accessoires marginaux pour la santé de 80 \$/tCO₂ ont été comparés aux coûts de 15 \$/tCO₂ dans un scénario de plafonnement et d'échange. Il est apparu que les coûts variaient amplement en fonction des différences régionales de consommation d'énergie (Thompson et coll., 2016).

Il importe de tenir compte de tous les aspects des variations d'émissions lorsqu'on évalue les avantages accessoires pour la santé des stratégies d'atténuation des changements climatiques. On a constaté que, en matière de pollution atmosphérique, les avantages accessoires pour la santé aux États-Unis de l'adoption des véhicules électriques (VE) variaient selon la combinaison de sources de production d'électricité (Peters et coll., 2020). Selon les estimations, que 25 % des VE s'alimentent par la combinaison de réseaux électriques en place aux États-Unis permettrait d'éviter 437 (IC à 95 %, soit de 295 à 578) et 98 (IC à 95 %, soit de 33 à 162) décès prématurés par an grâce aux réductions respectives des PM_{2,5} et de l'ozone, et ce, pour une valeur totale d'environ 16,8 milliards de dollars américains. On a estimé que les avantages accessoires pour la santé seraient environ le double pour le même taux d'adoption des VE si la fraction des sources d'énergie

sans émissions doublait dans le réseau électrique, mais que la réduction concomitante des émissions de CO₂ n'augmentait que de 10 % environ.

Dans l'ensemble, les études des avantages accessoires possibles pour la santé en matière de pollution atmosphérique grâce aux scénarios d'atténuation des changements climatiques visant à une élévation maximale des températures moyennes mondiales de 1,5 °C à 3 °C indiquent invariablement que des avantages appréciables pour la santé s'ensuivraient. En valeur annuelle, le fardeau de la maladie serait réduit jusqu'à des dizaines de milliers de décès prématurés liés aux PM 2,5 et à l'ozone aux États-Unis en 2050 et 2100, et jusqu'à 1 million à 2 millions dans le monde. Si on les compare directement dans une étude, les politiques d'atténuation plus rigoureuses confèrent de plus grands avantages accessoires, et on sait que ceux-ci seront plus importants si les politiques sont mises en œuvre plus tôt que tard. En matière de pollution atmosphérique, les avantages accessoires pour la santé représentent un gain appréciable du point de vue de la santé publique pour les divers pays et à l'échelle mondiale et la valeur socioéconomique dégagée peut contribuer à la prise en charge des coûts d'atténuation, voire les compenser. Il convient d'ajouter que l'examen mixte des options d'atténuation des changements climatiques et de la pollution atmosphérique procure un cadre pour optimiser les avantages généraux en santé publique et reconnaître les conséquences imprévues comme les risques non voulus pour la santé. C'est ce qui ressort de la promotion des véhicules alimentés au diesel dans certains pays en raison de leurs émissions réduites de GES, ce qui a entraîné une augmentation des émissions de polluants atmosphériques (Cames et Helmers, 2013; Haines, 2017).

Encadré 5.1 Élimination des centrales au charbon au Canada : une étude de cas sur les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique

En 2012, le gouvernement du Canada a rendu public le *Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone – secteur de l'électricité thermique au charbon* (gouvernement du Canada, 2012). Ce règlement établit une norme de rendement en matière d'émissions de CO₂ pour les nouvelles unités de production d'électricité à partir du charbon et celles qui ont atteint la fin de leur vie utile de 50 ans. Le but est de ménager une transition permanente vers des options de production d'électricité à émissions faibles ou nulles de CO₂, par exemple grâce aux énergies renouvelables ou au gaz naturel à haut rendement énergétique, de sorte qu'aucune nouvelle centrale fortement émettrice ne voie le jour au Canada. En 2010, l'Alberta, l'Ontario, la Saskatchewan, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et le Manitoba avaient une capacité de production d'électricité à partir du charbon, par ordre décroissant de grandeur.

Selon les estimations, le Règlement permettrait de 2015 à 2035 d'éviter 6 820 mégawatts de production d'électricité à partir du charbon, dont 74 % en Alberta, 14 % en Nouvelle-Écosse et 11 % en Saskatchewan. Il en résulterait une baisse des émissions de 219 Mt d'équivalent CO₂ d'une valeur de 5,6 milliards de dollars (en dollars canadiens de 2010) en coût social du carbone⁹ (gouvernement du Canada, 2012).

9 Le coût social du carbone est une mesure pécuniaire des dommages mondiaux prévus découlant d'une tonne supplémentaire d'émissions de CO₂ pour une année donnée.

En plus d'émettre des GES, la production d'électricité au charbon est une source d'émissions de polluants atmosphériques. Les avantages accessoires pour la qualité de l'air et la santé des réductions d'émissions de polluants atmosphériques permises par le Règlement ont été estimés par le gouvernement du Canada. Voici ce qui est estimé comme baisses cumulatives d'émissions de polluants atmosphériques de 2015 à 2035 : 1 156 kt de SO_x, 546 kt de NO_x, 9 kt de PM_{2,5} et 48 kt de CO. Le gouvernement a procédé à une modélisation de la qualité de l'air pour voir en quoi ces variations des émissions influeraient sur les concentrations de polluants atmosphériques.

On a estimé que, de 2015 à 2035, l'amélioration supplémentaire de la qualité de l'air grâce au Règlement permettra d'éviter 900 décès prématurés, 800 visites à l'hôpital, 120 000 épisodes d'asthme et 2,7 millions d'épisodes-jours de difficultés respiratoires ou d'activité réduite chez les gens. De ces impacts cumulatifs, 590, 140, 80 et 57 décès évités concernaient l'Alberta, la Saskatchewan, le Manitoba et l'Ontario respectivement, selon ces mêmes estimations. On a évalué que les avantages accessoires pour la santé en 2015 seraient sur le plan national d'une valeur de 4,2 milliards de dollars (en dollars de 2010), dont environ 70 % étaient attribuables aux réductions de PM_{2,5} ambiantes et environ 26 % aux réductions d'ozone ambiant. En matière de pollution atmosphérique, des avantages accessoires pour la santé de 4,2 milliards de dollars ont largement contribué à la valeur estimée de l'ensemble des avantages accessoires du Règlement (23,3 milliards de dollars), qui se trouvaient à dépasser les coûts correspondants estimés à 16,1 milliards de dollars (gouvernement du Canada, 2012). Le Règlement a par la suite été modifié en vue d'accélérer au pays l'élimination progressive des centrales au charbon classiques d'ici 2030. Selon les estimations, l'amélioration de la qualité de l'air qui en découle de 2019 à 2055 permettrait d'éviter 260 décès prématurés et 40 000 épisodes d'asthme de plus, pour une valeur socioéconomique totale de 1,2 milliards de dollars (gouvernement du Canada, 2018).

Cette étude de cas illustre que, en matière de pollution atmosphérique, les avantages accessoires pour la santé des stratégies d'atténuation des GES pourraient être d'une valeur appréciable pour les Canadiens et les Canadiennes, bien que la réduction de la pollution atmosphérique puisse ne pas être l'objet premier des dispositions réglementaires ou de la politique en question. Il convient d'ajouter que si, dans la lutte contre les changements climatiques, certains des avantages d'une diminution des GES ne peuvent s'obtenir qu'à moyen ou à long terme (Zickfeld et Herrington, 2015), les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique se font sentir immédiatement à la suite de la baisse des émissions; ils s'accumulent avec le temps et se réalisent dans la région où les mesures d'atténuation sont mises en œuvre.

5.5.3 Faits saillants de la recherche au Canada : Quantification des impacts du réchauffement climatique sur la santé en matière de pollution atmosphérique au Canada et éventuels avantages accessoires pour la santé de la voie d'atténuation des gaz à effet de serre

Aux fins du présent rapport d'évaluation, Santé Canada a soumis à une analyse les impacts possibles sur la santé de la pollution atmosphérique au Canada à cause de la pénalité climatique, ainsi que les éventuels avantages accessoires pour la santé d'une voie donnée d'atténuation des GES. Dans une étude antérieure,

les scientifiques d'Environnement et Changement climatique Canada avaient modélisé la qualité de l'air au milieu du siècle en Amérique du Nord pour examiner les effets du réchauffement climatique et des mesures de réduction des émissions de GES (Kelly et coll., 2012). Ils ont estimé la qualité de l'air à l'aide d'un système régional unifié de modélisation de la qualité de l'air (AURAMS), qui est un système canadien de modélisation intégrale de la qualité de l'air au niveau régional. Plus précisément, ils ont modélisé les concentrations de polluants atmosphériques pendant la période de juin à août en fonction du climat actuel (données météorologiques de 1997 à 2006) et en fonction du climat projeté de 2041 à 2050 (données météorologiques du scénario SRES A2). Ils ont gardé constantes les émissions de polluants atmosphériques tirées de l'inventaire canadien des émissions de 2002 entre les deux scénarios de manière à cerner l'impact de l'évolution des conditions climatiques seules. Ils ont pris en compte les émissions biogènes et l'effet de la température sur ces émissions, mais non les variations des émissions découlant des feux de forêt liées aux changements climatiques. Ils ont en outre estimé les concentrations de polluants atmosphériques en fonction du même climat projeté de 2041 à 2050 à l'aide d'un inventaire des émissions en 2050 selon le scénario RCP 6.0 (scénario modéré d'atténuation des GES), lequel a servi à mettre à l'échelle les émissions de polluants atmosphériques en Amérique du Nord de 2002 à 2050 (Kelly et coll., 2012). S'ils ont choisi le RCP 6.0, c'est parce qu'il détaille largement les variations d'activités émettrices concomitantes, permettant d'obtenir un calcul plus précis des réductions de polluants atmosphériques liées à la baisse des activités émettrices de GES. Cette mise à l'échelle est le reflet à la fois des réductions d'émissions de polluants atmosphériques avec l'atténuation des GES et des mesures de réduction supposées de la pollution atmosphérique. Ces chercheurs ont estimé pour chaque scénario les concentrations de polluants atmosphériques sur une grille nationale à résolution de 45 km et pris en considération les effets tant sur l'ozone que sur les $PM_{2,5}$. Comme il est mentionné à la section 5.4 Interactions entre les changements climatiques et la pollution de l'air extérieur, les effets d'un climat en évolution sur les $PM_{2,5}$ sont plus complexes et moins bien étudiés que les effets sur l'ozone. De ce fait, les projections d'évolution des $PM_{2,5}$ sont plus incertaines.

Aux fins de la présente analyse, les scientifiques se sont reportés aux résultats pour la qualité de l'air des trois scénarios modélisés par Kelly et coll. (2012) comme données d'entrée pour l'Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air (OEBQA, version 3) de Santé Canada. L'OEBQA est un modèle national d'estimation des avantages ou des dommages pour la santé humaine (mortalité et morbidité) et le bien-être associés aux variations supplémentaires des concentrations ambiantes de polluants atmosphériques, dont les $PM_{2,5}$ et l'ozone, au Canada (Santé Canada, 2019). Il analyse les relations concentrations-réponses (RCR) qui caractérisent l'augmentation du risque par habitant d'un effet négatif sur la santé par unité de hausse de la concentration des polluants atmosphériques ambiants d'après les études scientifiques publiées. Il estime les impacts sur la santé en combinant divers paramètres : le risque de base des effets nocifs pour la population, les chiffres de population, la RCR et la variation des concentrations de polluants atmosphériques entre les scénarios. De plus, l'OEBQA livre des estimations de la valeur économique des résultats sur la santé; ces estimations tiennent compte des conséquences possibles sur le bien-être social des résultats sur la santé, ce qui comprend l'alourdissement des frais médicaux, la diminution de la productivité au travail, la douleur et la souffrance et les effets d'un risque accru de mortalité.

Les estimations de concentrations de polluants atmosphériques selon ces trois scénarios ont permis de répondre aux questions suivantes.

Quels seraient les impacts différentiels sur la santé de la pollution atmosphérique au Canada en 2050 dans les cas suivants :

- climat en évolution, si les émissions de précurseurs de la pollution atmosphérique demeurent inchangées (pénalité climatique);
- diminution des émissions de ces précurseurs selon les projections du RCP 6.0 dans les conditions climatiques futures;
- climat en évolution et diminution des émissions de polluants atmosphériques selon les projections du RCP 6.0 comparativement aux conditions climatiques et aux émissions récentes?

Les tableaux 5.3 et 5.4 présentent les impacts sur la santé de la population canadienne calculés pour 2050 (de juin à août) et les estimations correspondantes de la valeur économique.

Tableau 5.3 Décès prématurés liés à l’ozone et aux PM_{2,5} et valeur économique de juin à août à l’échelle nationale, provinciale et territoriale^a

RÉGION	VARIATION DU NOMBRE DE DÉCÈS PRÉMATURÉS (VALEUR ÉCONOMIQUE)		
	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION EN 2050 ^b	IMPACT DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^c	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION ET DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^d
Canada	850 (2 700 000 000 \$)	-5 200 (-16 000 000 000 \$)	-4 400 (-14 000 000 000 \$)
Colombie-Britannique	-56 (-170 000 000 \$)	-81 (-250 000 000 \$)	-140 (-420 000 000 \$)
Alberta	-9 (-27 000 000 \$)	-220 (-680 000 000 \$)	-230 (-710 000 000 \$)
Saskatchewan	9 (29 000 000 \$)	-58 (-180 000 000 \$)	-49 (-150 000 000 \$)
Manitoba	15 (48 000 000 \$)	-62 (-190 000 000 \$)	-47 (-150 000 000 \$)
Ontario	620 (1 900 000 000 \$)	-2 900 (-9 100 000 000 \$)	-2 300 (-7 300 000 000 \$)
Québec	270 (830 000 000 \$)	-1 500 (-4 700 000 000 \$)	-1 200 (-3 900 000 000 \$)

RÉGION	VARIATION DU NOMBRE DE DÉCÈS PRÉMATURÉS (VALEUR ÉCONOMIQUE)		
	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION EN 2050 ^b	IMPACT DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^c	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION ET DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^d
Nouveau-Brunswick	18 (56 000 000 \$)	-120 (-380 000 000 \$)	-110 (-330 000 000 \$)
Nouvelle-Écosse	-5 (-16 000 000 \$)	-160 (-500 000 000 \$)	-170 (-520 000 000 \$)
Île-du-Prince-Édouard	4 (12 000 000 \$)	-30 (-94 000 000 \$)	-26 (-82 000 000 \$)
Terre-Neuve-et-Labrador	-9 (-28 000 000 \$)	-50 (-150 000 000 \$)	-59 (-180 000 000 \$)
Yukon	< 1	< 1	< 1
Territoires du Nord-Ouest	< 1	< 1	< 1
Nunavut	< 1	< 1	< 1

a. Les chiffres et les valeurs représentent les estimations moyennes de la mortalité précoce. Les chiffres et les valeurs sont arrondis au nombre entier le plus proche, avec un maximum de deux chiffres significatifs. Les valeurs sont exprimées en dollars canadiens de 2018 avec actualisation de 2050 à 2019 à un taux de 3 %. Les chiffres et valeurs étant arrondis, la somme des nombres peut ne pas correspondre aux totaux.

b. Impact du climat en évolution : (climat de 2045 aux émissions de 2002) – (climat de 2002 aux émissions de 2002)

c. Impact de la réduction des émissions de polluants atmosphériques selon le RCP 6.0 : (climat de 2045 aux émissions de 2002) – (climat de 2045 aux émissions de 2045 du RCP 6.0)

d. Impact du climat en évolution et de la réduction des émissions de polluants atmosphériques selon le RCP 6.0 : (climat de 2045 aux émissions de 2045 du RCP 6.0) – (climat de 2002 aux émissions de 2002)

Cette analyse permet d'estimer que l'impact du réchauffement climatique en 2050 se traduirait par 850 décès de plus au pays pendant l'été avec de nettes différences entre les régions. La plupart des décès se produiraient en Ontario (620) et au Québec (270), et certaines régions connaîtraient de modestes baisses de la pollution atmosphérique et des impacts sur la santé (Colombie-Britannique, par exemple). Ce tableau s'accorde avec les variations de la qualité de l'air projetées par Kelly et coll. (2012). Ces auteurs estiment que, en Amérique du Nord, les hausses les plus marquées de l'ozone et des $PM_{2,5}$ se produiraient dans les régions industrialisées comme le nord-est des États-Unis et les régions adjacentes du sud-est du Canada. Selon des projections conformes au scénario RCP 6.0, la diminution des émissions de polluants atmosphériques aurait comme avantage national pour la santé de la population environ 5 200 décès prématurés évités au cours de l'année 2050; il y aurait des retombées dans toutes les provinces, surtout en Ontario (2 900 décès prématurés évités) et au Québec (1 500). En matière de pollution atmosphérique, il s'agit là des avantages accessoires pour la santé des stratégies d'atténuation des GES selon le scénario RCP 6.0 avec ses hypothèses quant à l'adoption au fil des ans de mesures plus rigoureuses de réduction de la pollution atmosphérique dans le monde. Le dernier scénario examiné a pris en compte les effets tant du réchauffement planétaire que des réductions d'émissions de polluants atmosphériques. Les résultats indiquent que les avantages procurés par l'atténuation de la pollution atmosphérique sont amoindris par les effets négatifs du réchauffement climatique. Comme il a été indiqué plus haut, les projections par modélisation des variations des concentrations de $PM_{2,5}$ sont considérées comme plus incertaines que les projections correspondantes pour l'ozone, ce qui vaut aussi pour les impacts sur la santé découlant de ces projections.

Tableau 5.4 Impacts (dénombrement) sur la morbidité et la mortalité au Canada et valeur économique par l'ozone et les $PM_{2,5}$ pour la période de juin à août^a

RÉSULTAT DE SANTÉ	POLLUANT	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION EN 2050 ^b	IMPACT DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^c	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION ET DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^d
Mortalité				
Mortalité	Ozone	610	-3 500	-3 000
Mortalité	$PM_{2,5}$	250	-1 700	-1 400
Mortalité	Ozone + $PM_{2,5}$	850	-5 200	-4 400



RÉSULTAT DE SANTÉ	POLLUANT	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION EN 2050 ^b	IMPACT DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^c	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION ET DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^d
Morbidité				
Jours de symptômes respiratoires aigus	Ozone, PM _{2,5}	1 900 000	-12 000 000	-9 600 000
Cas de bronchite chronique chez les adultes	PM _{2,5}	160	-1 100	-900
Jours de symptômes de l'asthme	Ozone, PM _{2,5}	160 000	-920 000	-770 000
Épisodes de bronchite aiguë chez les enfants	PM _{2,5}	670	-4 400	-3 700
Visites à la salle d'urgence pour troubles respiratoires ou cardiaques	Ozone, PM _{2,5}	970	-6 000	-5 000
Hospitalisations pour troubles respiratoires ou cardiaques	Ozone, PM _{2,5}	210	-1 300	-1 100
Jours d'activité restreinte	PM _{2,5}	210 000	-1 500 000	-1 200 000

RÉSULTAT DE SANTÉ	POLLUANT	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION EN 2050 ^b	IMPACT DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^c	IMPACT DU CLIMAT EN ÉVOLUTION ET DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES SELON LE RCP 6.0 EN 2050 ^d
Jours d'activité restreinte mineure	Ozone	340 000	-2 000 000	-1 600 000
Valeur (moyenne [2,5^e percentile, 97,5^e percentile])				
Ensemble des décès prématurés	Ozone, PM _{2,5}	2,7 G\$ [0,92 G\$, 5,1 G\$]	-16 G\$ [-5,7 G\$, -31 G\$]	-14 G\$ [-4,8 G\$, -26 G\$]
Ensemble des résultats	Ozone, PM _{2,5}	2,7 G\$ [0,97 G\$, 5,2 G\$]	-17 G\$ [-6,0 G\$, -32 G\$]	-14 G\$ [-5,0 G\$, -27 G\$]

G\$: milliards de dollars

a. Les chiffres représentent les estimations moyennes des résultats sur la santé. Les chiffres et les valeurs sont arrondis au nombre entier le plus proche, avec un maximum de deux chiffres significatifs. Les valeurs sont exprimées en dollars canadiens de 2018 avec actualisation de 2050 à 2019 à un taux de 3 %. Les chiffres et valeurs étant arrondis, la somme des nombres peut ne pas correspondre aux totaux.

b. Impact du climat en évolution : (climat de 2045 aux émissions de 2002) – (climat de 2002 aux émissions de 2002)

c. Impact de la réduction des émissions de polluants atmosphériques selon le RCP 6.0 : (climat de 2045 aux émissions de 2002) – (climat de 2045 aux émissions de 2045 du RCP 6.0)

d. Impact du climat en évolution et de la réduction des émissions de polluants atmosphériques selon le RCP 6.0 : (climat de 2045 aux émissions de 2045 du RCP 6.0) – (climat de 2002 aux émissions de 2002)

L'exposition à l'ozone et aux PM_{2,5} accroît aussi le risque de troubles multiples non mortels, qu'il s'agisse de symptômes de l'asthme ou de problèmes cardiorespiratoires entraînant l'hospitalisation. Ce sont là d'importants aspects de la santé de la population. Dans cette analyse, il est estimé que l'effet de la pénalité climatique sur la diminution de la qualité de l'air se traduit par 1,9 million de jours de symptômes respiratoires

aigus et des dizaines de milliers de jours de symptômes de l'asthme et d'activité restreinte, ce qui représente un fardeau appréciable pour la santé publique. Ce fardeau contraste avec les avantages accessoires accrus sur le plan de la santé qu'apporteraient chaque année les réductions de pollution atmosphérique prévues par le scénario RCP 6.0, dont des milliers de visites évitées à l'hôpital pour troubles cardiorespiratoires, sans compter les affections respiratoires. Dans une proportion approximative de 70 %, les impacts sur la mortalité sont attribuables aux variations estimées de concentrations ambiantes d'ozone, la proportion restante étant attribuable aux $PM_{2,5}$.

Selon les estimations, la valeur économique des dommages causés à la santé par la pollution atmosphérique au Canada et un climat qui se réchauffe serait de 2,7 milliards de dollars d'après une analyse visant la période estivale de 2050 avec des valeurs respectives de 0,97 à 5,2 milliards de dollars pour le 2,5^e et le 97,5^e percentiles. Il faut y voir surtout le reflet de la valeur liée à un risque accru de mortalité précoce. Fait important, cette analyse montre aussi les grands avantages accessoires d'ordre socioéconomique qui pourraient découler des améliorations de la qualité de l'air selon les projections du RCP 6.0, lesquels ont été estimés à 17 milliards de dollars avec des valeurs respectives de 6,0 à 32 milliards de dollars pour le 2,5^e et le 97,5^e percentiles en 2050.

5.5.4 Conclusion

Dans l'ensemble, les données scientifiques indiquent que les changements climatiques influenceront sur les processus atmosphériques et, de ce fait, sur la qualité de l'air. Plusieurs études estiment que, aux États-Unis, le réchauffement climatique pourrait causer chaque année des centaines ou des milliers de décès imputables à l'ozone au cours de ce siècle. Moins d'études se sont attachées aux impacts sur la santé des $PM_{2,5}$, mais celles qui l'ont fait semblent indiquer que ces $PM_{2,5}$ auront sur la santé des impacts supérieurs d'environ un ordre de grandeur à ceux de l'ozone (Tagaris et coll., 2009; Fang et coll., 2013; Silva et coll., 2017). Une seule étude a été relevée où les impacts sur la santé au Canada étaient analysés. Cette étude ne portait que sur les impacts sur la santé de l'ozone. On y estimait que la pénalité climatique selon le scénario SRES A1B causerait 45 décès de plus au Canada au cours de l'année 2050 (Selin et coll., 2009). Dans une nouvelle analyse pour le Canada aux fins du présent rapport national d'évaluation, les impacts nets de la pénalité climatique sur la santé pendant l'été en 2050 ont été estimés à 850 décès de plus liés à la pollution atmosphérique (valeur totale des impacts de 2,7 milliards de dollars), dont environ 70 % seraient imputables à l'ozone et le reste aux $PM_{2,5}$, avec la vaste majorité des impacts sanitaires en Ontario et au Québec. À noter que cette analyse ne tient pas compte des impacts sur la qualité de l'air et la santé de la fumée des feux de forêt, dont il sera question plus loin dans ce chapitre.

Les stratégies d'atténuation des émissions de GES peuvent, en matière de pollution atmosphérique, apporter de grands avantages accessoires pour la santé; leur valeur pour la société est de nature à compenser les coûts des mesures d'atténuation des GES. Là encore, les études scientifiques estiment généralement que les avantages accessoires procurés par les réductions des $PM_{2,5}$ seront supérieurs d'environ un ordre de grandeur que ceux des réductions de l'ozone. La nouvelle analyse pour le Canada, présentée ci-dessus, permet, suivant le scénario RCP 6.0, d'estimer les avantages nets à environ 5 200 décès évités pendant l'été en une seule année en 2050, surtout en Ontario et au Québec, avec une valeur totale des avantages de 17 milliards de dollars. En matière de pollution atmosphérique, nous prévoyons des avantages accessoires

chaque année à cause de la diminution des émissions de GES, et les avantages cumulatifs sont bien plus imposants sur des décennies.

Les avantages accessoires pour la santé en matière de pollution atmosphérique en raison de l'atténuation des changements climatiques représentent d'importants gains éventuels à court terme et s'obtiennent localement là où les mesures d'atténuation sont mises en œuvre. L'intégration des avantages accessoires pour la santé dans un cadre de lutte contre les changements climatiques peut justifier l'adoption de mesures plus rigoureuses ou plus rapides d'atténuation de ces changements ou d'encouragement à la mise en œuvre d'interventions contre les changements climatiques (Shindell et coll., 2018). Des analyses appropriées pourraient permettre un choix stratégique de voies d'atténuation des changements climatiques au Canada qui viseraient de façon optimale aussi à réduire les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé de la population compte tenu du fardeau sanitaire et économique que les changements climatiques et la pollution atmosphérique font peser sur la société. Elles permettraient également de reconnaître les effets indésirables sur la santé.

5.5.5 Principales incertitudes

La modélisation de la qualité de l'air dans des scénarios prospectifs sous l'effet des changements climatiques présente un défi à cause des incertitudes inhérentes de la dynamique et de la chimie de l'atmosphère planétaire, de la réduction de l'échelle des scénarios du niveau mondial au niveau régional, des interactions chimiques-climatiques, des projections d'émissions et des conditions météorologiques (Tagaris et coll., 2009; Fang et coll., 2013; Silva et coll., 2016; Zhang et coll., 2017). Pour la plupart, les études d'intérêt pour le Canada ont été consacrées uniquement à l'ozone et moins d'analyses ont appréhendé les impacts des $PM_{2,5}$. Il est probable que les impacts modélisés sur la santé de la population soient sous-estimés, puisqu'il est actuellement impossible de quantifier tous les résultats sur la santé de l'exposition à la pollution atmosphérique (résultats neurologiques, par exemple). La variabilité des relations concentrations-réponses (RCR) et de la monétisation des résultats sur la santé dans les diverses études peut influencer sur les résultats (West et coll., 2013; Thompson et coll., 2014; Silva et coll., 2017). Qui plus est, les études entreprises à ce jour ont largement adopté des approches, des hypothèses et des méthodes de modélisation différentes pour étudier des questions elles-mêmes différentes, ce qui limite la capacité de faire la synthèse de l'information.

5.6 Changements climatiques et pollution atmosphérique par les feux de forêt

5.6.1 Feux de forêt au Canada dans un climat en évolution

En moyenne, 7 000 feux de forêt dévorent environ 2,5 millions d'hectares – soit environ la moitié de la superficie de la Nouvelle-Écosse – chaque année au Canada. Les superficies consumées au pays ont doublé depuis le début des années 1970, ce qui a été mis au compte des changements climatiques causés par des humains (Gillett et coll., 2004). Ainsi, on a constaté que l'influence humaine sur le climat avait largement concouru à la gravité des feux de forêt de la saison 2017 au Canada (Kirchmeier-Young et coll., 2019). L'accroissement des superficies brûlées augmente les émissions de polluants atmosphériques découlant des feux de forêt et élève les risques liés pour la santé des humains (Reisen et coll., 2015; Matz et coll., 2020). Voici les quatre facteurs qui influent sur les émissions provenant des feux de forêt : superficie brûlée, combustible consumé, intégralité de la combustion (efficacité) et facteur d'émission (qui est la quantité de matière polluante rejetée qui se mesure en grammes par kilogramme).

Le climat canadien se réchauffe et cela a des impacts profonds et immédiats sur les feux de forêt au Canada. L'accroissement des feux de forêt en raison de l'élévation des températures a une triple explication. Premièrement, le réchauffement des températures allonge la saison des feux de forêt; ce qui a déjà été observé dans certaines parties du territoire canadien. Cette saison est plus longue aujourd'hui que dans la période de 1959 à 2000 à l'intérieur de la Colombie-Britannique, en Alberta et dans le nord de l'Ontario (Albert-Green et coll., 2013; Hanes et coll., 2019). Deuxièmement, le réchauffement avive la foudre et, toutes choses égales, plus il y a d'éclairs, plus il y a de feux (Romps et coll., 2014). Troisièmement, le réchauffement rend les combustibles plus secs, à moins d'une augmentation considérable des précipitations (Flannigan et coll., 2016). Dans tous les scénarios futurs de changements climatiques pour le Canada, l'augmentation des précipitations ne suffit pas à compenser l'effet asséchant des températures plus chaudes. Si les combustibles sont plus secs, le feu s'amorce, se propage et produit ses effets avec plus d'intensité, ce qui rend les feux plus difficiles à maîtriser ou à éteindre et engendre de plus grandes émissions de polluants atmosphériques.

Les feux de forêt accusent des variations spatiotemporelles. De 1959 à 2015, le nombre d'importants feux et les superficies brûlées ont augmenté dans l'Ouest canadien (Hanes et coll., 2019). Cette tendance devrait se maintenir et les feux de forêt et leurs émissions de fumée devraient s'accroître le plus dans l'ouest du pays jusqu'en 2050. On s'attend à une intensification de ces feux sur tout le territoire canadien dans la première moitié de ce siècle (Flannigan et coll., 2005; Flannigan et coll., 2009).

Les scientifiques cherchent à établir si la montée récente des feux de forêt au Canada est directement le résultat des changements climatiques. Les hausses observées des grands feux de forêt s'accordent avec ce que laissent prévoir les changements climatiques (Flannigan et coll., 2009; Hanes et coll., 2019). Des recherches récentes semblent indiquer que, dans la dernière décennie, le risque de feu extrême dans l'ouest du pays s'est accru de 1,5 à 6 fois à cause des changements climatiques provoqués par les humains (Kirchmeier-Young et coll., 2017). Tan et coll. (2019) ont fait voir que les conditions météorologiques

extrêmes liées aux feux de forêt au printemps dans l'Ouest canadien en 2016 étaient fort probablement le résultat d'un réchauffement du climat causé par l'activité humaine qui rendait plus fréquentes des conditions météorologiques plus chaudes et plus sèches. Kirchmeier-Young et coll. (2019) ont évoqué pour leur part que les changements climatiques causés par les humains augmentaient la superficie consumée de 7 à 11 fois dans une saison de feux extrêmes comme celle de 2017 en Colombie-Britannique.

Amiro et coll. (2009) ont laissé entrevoir, à l'aide du modèle climatique global canadien, que les émissions découlant des feux de forêt doubleraient au Canada d'ici la fin du siècle. Cette hausse s'expliquait dans une large mesure par une extension de la superficie brûlée plutôt que par une augmentation du carburant consommé par unité de superficie (ce qu'on appelle la profondeur de brûlage). Des recherches récentes à l'aide de trois modèles climatiques globaux (HadGEM2, CanESM2 et CSIRO-Mk3.6.0) et de trois scénarios RCP (2.6, 4.5 et 8.5) semblent indiquer que la proportion de jours de la saison des feux de forêt au potentiel de forte consommation de carburant (profondeur de brûlage) par feu de forêt augmentera dans toutes les forêts canadiennes; elle ferait plus que doubler pour la forêt en Colombie-Britannique et le reste de la forêt boréale d'ici 2100 (Wotton et coll., 2017). Il se pourrait que, en Colombie-Britannique, la consommation de carburant double dès les années 2030 en raison uniquement de la profondeur de brûlage. Wotton et coll. (2017) font voir que la proportion de jours où les feux de forêt seront d'une intensité telle qu'il deviendra difficile sinon impossible de les éteindre augmentera de deux à trois fois pour la forêt en Colombie-Britannique et la forêt boréale d'ici 2100.

La fumée des feux de forêt peut franchir de grandes distances et influencer nettement sur des collectivités à 1 000 kilomètres ou plus de distance des feux. Ainsi, les grands centres de population ne sont pas à l'abri des impacts négatifs sur la santé de la fumée des feux de forêt, bien qu'ils puissent se trouver dans une région à faible risque de feu de forêt (Matz et coll., 2020). Il convient d'ajouter que les collectivités autochtones, qui peuvent avoisiner les forêts, peuvent être plus touchées par les feux de forêt et par les besoins et les effets d'évacuation (voir le chapitre 2 : Changements climatiques et santé des Autochtones du Canada).

Vu l'intensification à prévoir des feux de forêt, le potentiel d'interaction société-incendies au Canada (avec plus d'évacuations dans les collectivités, par exemple) est de nature à s'accroître. Dans l'ensemble, les Canadiens et les Canadiennes doivent se préparer à un avenir où les feux de forêt seront plus nombreux et à l'augmentation de la pollution atmosphérique que causent ces derniers en raison du climat en évolution.

5.6.2 Effets sur la santé de la pollution atmosphérique par les feux de forêt

Les émissions découlant des feux de forêt comportent un grand nombre de polluants atmosphériques : matière particulaire, CO, NO_x, méthane, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), COV, etc. Elles concourent à la formation d'ozone et de matières particulaires secondaires (Naeher et coll., 2007). Les effets sur la santé de certains de ces polluants atmosphériques sont abordés dans la section 5.3 Effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur. La composition précise de la fumée de chaque feu en milieu forestier est hautement variable et déterminée par de nombreux facteurs, dont le type de végétation (humide ou verte ou encore morte ou sèche), le type de combustion (vive ou lente) et les conditions météorologiques (Adetona et coll., 2016; Black et coll., 2017).

Les effets sur la santé de la fumée des feux de forêt représentent un domaine dynamique de recherche qui a fait l'objet d'examen approfondis en raison de l'importance de ces effets à l'échelle mondiale (Benmarhnia et coll., 2013; Youssouf et coll., 2014; Liu et coll., 2015; Adetona et coll., 2016; Reid et coll., 2016; Black et coll., 2017; Cascio, 2018). Ces examens se sont attachés aux études réalisées dans le monde, notamment en Amérique du Nord et du Sud, en Europe, en Australie et en Asie. Les méthodes d'évaluation de l'exposition à la fumée des feux de forêt varient selon les études et comprennent les appareils terrestres de surveillance des matières particulaires, l'imagerie satellitaire, la modélisation de la qualité de l'air, la comparaison des périodes avec et sans feu de forêt et les autodéclarations. D'après ces examens, les auteurs d'études épidémiologiques ont constaté que l'exposition à cette fumée est liée à une augmentation de la mortalité toutes causes confondues, mais il faudra multiplier les études pour voir quelles causes de mortalité entrent précisément le plus en jeu. De plus, les études spécialisées dégagent une association étroite entre l'exposition à la fumée des feux de forêt et la morbidité respiratoire, en particulier l'exacerbation de l'asthme et de la MPOC et la montée des infections respiratoires. Nombreuses sont les études qui font voir une hausse importante de l'utilisation des services de santé (hospitalisations, visites à la salle d'urgence, consultations médicales, consommation de médicaments, etc.) à cause des troubles respiratoires liés à l'intensification de la fumée des feux de forêt. Dans le cas de la morbidité cardiovasculaire et notamment de résultats sur la santé comme l'infarctus du myocarde, l'accident vasculaire cérébral, l'insuffisance cardiaque et les perturbations du rythme du cœur, le lien à faire avec la fumée des feux de forêt demeure non concluant en raison du petit nombre d'études constatant un effet et des nombreuses études sans conclusion. Maintes études nient quelque lien que ce soit avec les maladies cardiovasculaires comme groupe et les résultats ne concordent pas dans les études évaluant des résultats déterminés. Dans un petit nombre d'études, on a évalué d'autres effets sur la santé comme les issues des grossesses, la santé mentale et le diabète, mais il faudra pousser la recherche pour jauger l'impact de la fumée des feux de forêt sur ces effets de santé et d'autres encore.

Les études menées au Canada au sujet des effets sanitaires de l'exposition à la fumée des feux de forêt appuient les conclusions des examens dont nous avons parlé. Plus particulièrement, elles ont fait voir une montée des consultations médicales liées à l'asthme (Henderson et coll., 2011; McLean et coll., 2015; Dodd et coll., 2018a), des médicaments prescrits contre l'asthme (Henderson et coll., 2011; Elliot et coll., 2013; McLean et coll., 2015), ainsi que des consultations médicales et des hospitalisations liées aux troubles respiratoires (Henderson et coll., 2011; Dodd et coll., 2018a) par suite d'une exposition à la fumée des feux de forêt. Aucune association n'a cependant été dégagée dans le cas des consultations médicales ou des hospitalisations pour troubles cardiovasculaires (Henderson et coll., 2011; Dodd et coll., 2018a).

On ne comprend pas tout à fait comment la fumée des feux de forêt a des effets sur la santé, bien que les données probantes disponibles semblent indiquer que les mécanismes pourraient ressembler à ceux qui ont été observés pour les matières particulaires ambiantes. Les études sur les humains et les animaux exposés à la fumée des feux de forêt ou à la fumée de bois révèlent que les effets sur la santé tiennent à une intensification du stress oxydatif et des réactions inflammatoires, tout comme à une interaction possible des matières particulaires avec le système nerveux autonome et à un éventuel affaiblissement des réactions immunitaires (Adetona et coll., 2016; Reid et coll., 2016; Black et coll., 2017; Cascio, 2018).

5.6.3 Fardeau pour la santé de la fumée des feux de forêt ces dernières années

Les analyses d'impact sur la santé ont permis d'estimer le fardeau que font peser les feux de forêt pour la santé à cause de leur fumée qui accroît les concentrations de polluants atmosphériques. À l'échelle mondiale, de 1997 à 2006, la mortalité annuelle moyenne attribuable aux $PM_{2,5}$ provenant de la fumée des feux à l'échelle du paysage a été estimée à 339 000 décès (écart interquartile de 260 000 à 600 000) (Johnston et coll., 2012). Dans cette étude, les feux à l'échelle du paysage comprenaient les feux de forêt, de brousse et de tourbe et ils étaient liés à une concentration annuelle estimée de l'exposition pour les $PM_{2,5}$ de 0 à $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et à une concentration moyenne pondérée en fonction de la population de $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les impacts les plus marqués étaient relevés en Afrique subsaharienne (157 000 décès prématurés) et en Asie du Sud-Est (110 000 décès prématurés). Une analyse de sensibilité des années où les épisodes La Niña et El Niño ont été forts a aussi mis en évidence l'importance de la variabilité du climat dans les feux de forêt. Lors des épisodes El Niño avec des conditions sèches et une recrudescence des feux de forêt, la mortalité annuelle dans le monde attribuable aux $PM_{2,5}$ provenant de la fumée des feux à l'échelle du paysage était estimée à 532 000 décès comparativement à 262 000 lors des épisodes La Niña.

Dans une évaluation nationale pour la partie continentale des États-Unis, les épisodes de feux de forêt de 2008 à 2012 étaient liés à une exposition annuelle moyenne aux $PM_{2,5}$ provenant des feux de forêt pondérée en fonction de la population de 0,6 à $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon le nombre de feux de forêt dans l'année (Fann et coll., 2018). Ces expositions annuelles aux $PM_{2,5}$ provenant des feux de forêt étaient liées aux estimations suivantes des conséquences : 1 500 à 2 500 décès prématurés par exposition à court terme et 8 700 à 32 000 par exposition à long terme; 3 900 à 8 500 hospitalisations pour troubles respiratoires; 1 700 à 2 800 hospitalisations pour troubles cardiovasculaires. La valeur économique sur la période visée de cinq ans était de 63 milliards de dollars (en dollars américains de 2010) pour les décès prématurés et les hospitalisations combinées en raison de l'exposition à court terme. Pour les décès prématurés en raison de l'exposition à long terme, la valeur dégagée était de 450 milliards de dollars (en dollars américains de 2010) dans la même période de cinq ans. On observe une variation régionale considérable de l'exposition à la fumée des feux de forêt et des impacts consécutifs sur la santé, dont une recrudescence des feux de forêt dans les États de l'ouest et du sud-est.

Les études publiées livrent seulement une information limitée pour que nous puissions quantifier les impacts sur la santé et leur valeur monétaire imputables à la pollution atmosphérique causée par les feux de forêt au Canada. Un feu qui s'est produit en 2001 à Chisholm, en Alberta, a servi dans une étude de cas à estimer les impacts aigus sur la santé associés aux hausses à court terme des $PM_{2,5}$ (Rittmaster et coll., 2006; Rittmaster et coll., 2008). Ce feu qui a duré sept jours a ravagé quelque 116 000 hectares et largement influé sur la qualité de l'air à Edmonton (à 160 km au sud de Chisholm), à Red Deer (à 125 km au sud d'Edmonton) et aux environs. Les dommages causés à la santé par des concentrations de $PM_{2,5}$ supérieures à la norme pancanadienne de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ appliquée à l'époque ont été estimés à une valeur de 2 à 3 millions de dollars canadiens (en dollars canadiens de 1996).

5.6.4 Quantification des impacts récents sur la santé de la pollution atmosphérique au Canada par la fumée des feux de forêt

Comme il a été indiqué à la section 5.6.1 Feux de forêt au Canada dans un climat en évolution, les feux de forêt devraient s'intensifier au Canada avec le réchauffement climatique. À l'heure actuelle, l'incertitude est trop grande pour qu'on puisse prévoir avec suffisamment de précision où les feux de forêt se produiront au Canada d'ici le milieu du siècle et donc estimer les impacts sur la santé de la population de ces feux dans le cadre de changements climatiques éventuels futurs. Il est cependant instructif d'évaluer les impacts sur la santé de la pollution atmosphérique imputable aux feux de forêt pour mieux comprendre l'ordre de grandeur de ce problème de santé de la population. Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada ont soumis à une analyse les impacts sur la qualité de l'air et la santé humaine au Canada de la pollution atmosphérique causée ces dernières années par les feux de forêt, dont les résultats sont présentés dans cette section (Matz et coll., 2020).

Bien que de nature intermittente, la fumée des feux de forêt est reconnue comme tenant une grande place dans les problèmes de qualité de l'air en Amérique du Nord. Pour guider les alertes sur la qualité de l'air qui pourraient réduire l'exposition à la pollution atmosphérique et à protéger la santé humaine en cas de fumée de feux de forêt, Environnement et Changement climatique Canada a mis au point FireWork, qui est un système opérationnel intégral de prévision de la qualité de l'air reposant sur des données en temps quasi réel sur les émissions de combustion de biomasse. Ce système livre des prévisions opérationnelles par modélisation des concentrations de polluants atmosphériques émanant de la combustion de biomasse, notamment de $PM_{2,5}$, et ce, quotidiennement pour toute l'Amérique du Nord (Pavlovic et coll., 2016).

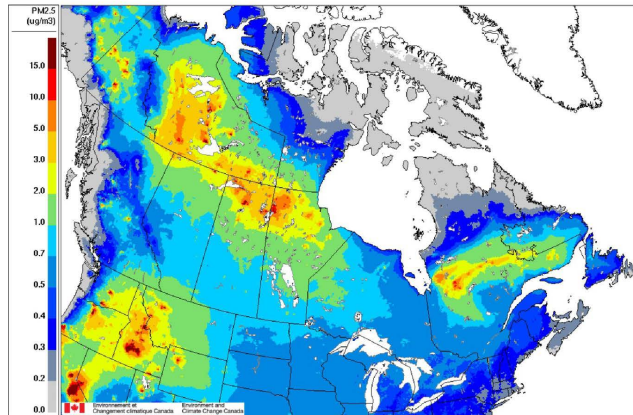
Une analyse rétrospective sur plusieurs années des prévisions de $PM_{2,5}$ provenant des feux de forêt, accessible par le biais du système FireWork, a permis d'estimer l'exposition de la population canadienne aux $PM_{2,5}$ émanant de feux de forêt (Munoz-Alpizar et coll., 2017). Les émissions découlant des feux de forêt de toute l'Amérique du Nord ont été incluses dans cette modélisation limitée à une période de cinq mois, de mai à septembre, pour les années civiles 2013 à 2018. En raison des changements importants apportés à la grille de modélisation utilisée pour 2016, les résultats du modèle sont entachés d'une grande incertitude. C'est pourquoi les résultats de 2016 n'ont pas fait l'objet d'une analyse plus poussée.

Les comparaisons en moyenne mensuelle des concentrations prévues de $PM_{2,5}$ à la surface émanant des feux de forêt accusent pour la période de 2013 à 2018 d'amples variations d'année en année tant pour le moment que pour les emplacements spatiaux des impacts (voir la figure 5.2). De plus, les feux de forêt peuvent parfois sévir à maintes reprises dans un même lieu et dans une même saison. La présence fréquente de $PM_{2,5}$ émanant de feux de forêt, plus particulièrement dans l'ouest de l'Amérique du Nord, influe sur l'atteinte régionale des normes de qualité de l'air en ce qui concerne les $PM_{2,5}$. La figure 5.3 présente le pourcentage de la masse terrestre du Canada où l'on retrouve des $PM_{2,5}$ provenant des feux de forêt et le pourcentage de la population canadienne touchée par les concentrations supérieures aux niveaux seuils indiqués de ces $PM_{2,5}$. De 2013 à 2017, plus de 60 % de la masse terrestre du Canada présentait des concentrations moyennes (de mai à septembre) de ces $PM_{2,5}$ qui étaient supérieures ou égales à $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$; plus de 90 % de la population était touché, ce qui démontre l'ampleur de la fumée des feux de forêt. Il faut aussi dire que, de 2013 à 2018, de 25 % à 40 % de la masse terrestre canadienne présentait des concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt égales ou supérieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, lesquelles touchaient de 20 % à 30 % de la population. À des niveaux seuils de concentration plus élevés, on a constaté une diminution plus grande des pourcentages de la masse terrestre et de la population qui étaient

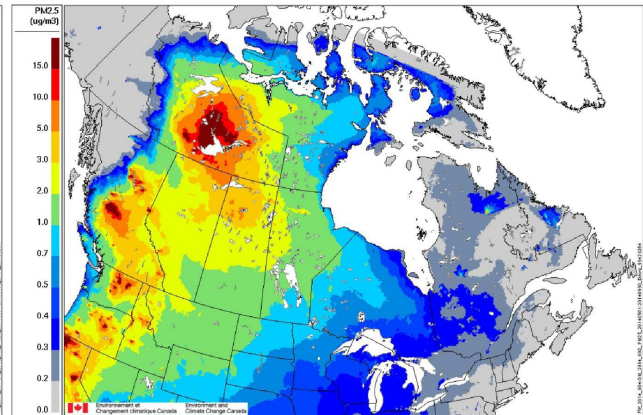


touchées. Comme la population canadienne n'est pas d'une répartition égale sur le large territoire, la proximité entre les centres de population et les feux de forêt détermine au plus haut point la population qui sera touchée par des concentrations supérieures de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt. En 2017 par exemple, les feux de forêt et les panaches de fumée ont touché de grands centres de population en Colombie-Britannique et la proportion de la population touchée a été supérieure à la proportion de la masse terrestre. La figure 5.4 présente des données pour les provinces et les territoires où des concentrations égales ou supérieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt concernent plus de 5 % de la masse terrestre et plus de 5 % de la population pour la période de 2013 à 2018. Plusieurs années entre 2013 et 2018, de 60 % à 100 % de la masse terrestre et plus de 80 % de la population dans les quatre provinces de l'Ouest et les Territoires du Nord-Ouest ont connu des concentrations moyennes (de mai à septembre) de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt d'au moins $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

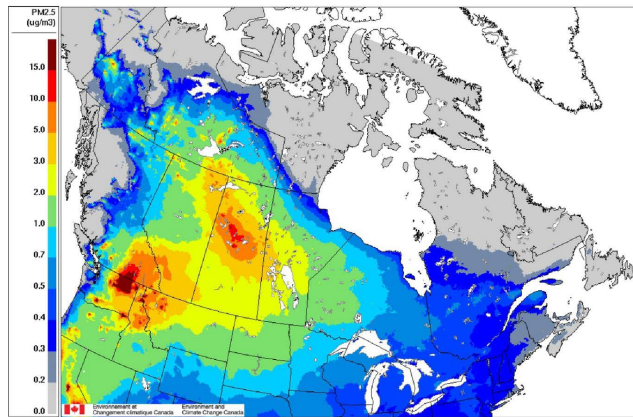
2013



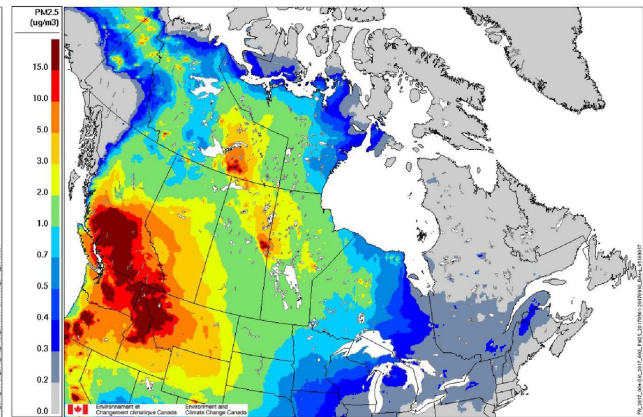
2014



2015



2017



2018

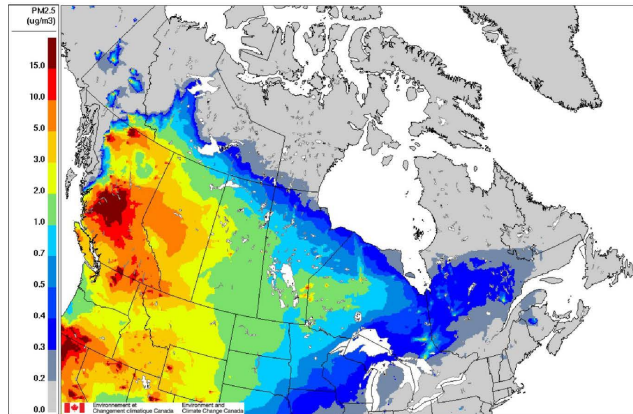


Figure 5.2 Concentrations de PM 2,5 émanant des feux de forêt (de mai à septembre) de 2013 à 2018 au Canada. Les couleurs des cartes vont du gris au rouge foncé dénotant des concentrations de PM_{2,5} émanant des feux de forêt variant de 0,0 à 15,0 µg/m³. Source : Matz et coll., 2020.

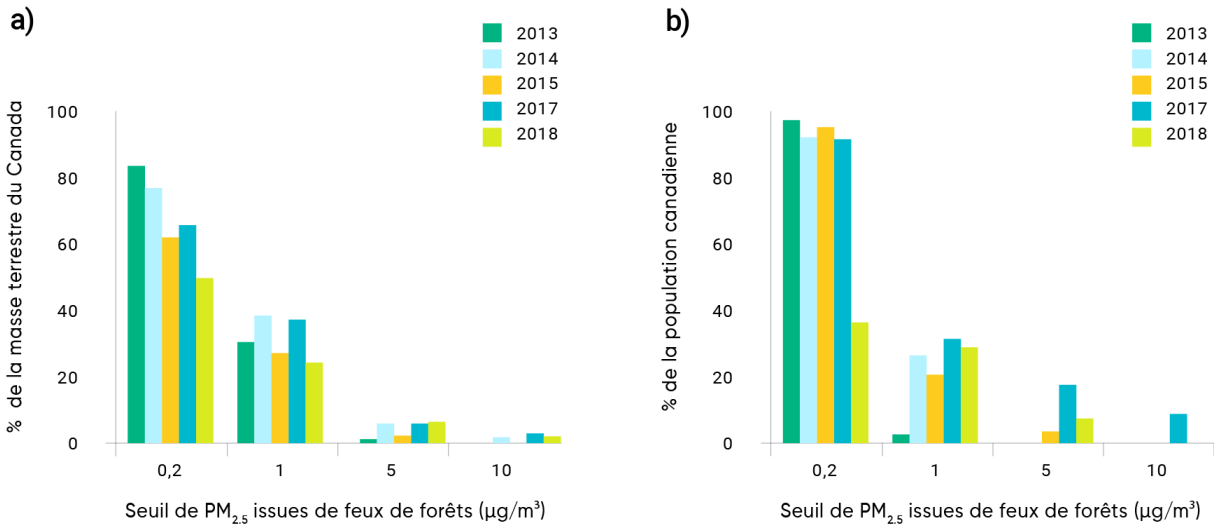


Figure 5.3 Pourcentages de la masse terrestre et de la population du Canada connaissant des concentrations moyennes (de mai à septembre) de PM_{2,5} émanant des feux de forêt dépassant les valeurs seuils données. Le tableau A montre le pourcentage de la masse terrestre canadienne connaissant des concentrations moyennes de PM_{2,5} émanant des feux de forêt supérieures aux seuils donnés, de mai à septembre, et le tableau B indique le pourcentage de la population connaissant des concentrations semblables les mêmes mois. Source : Matz et coll., 2020.

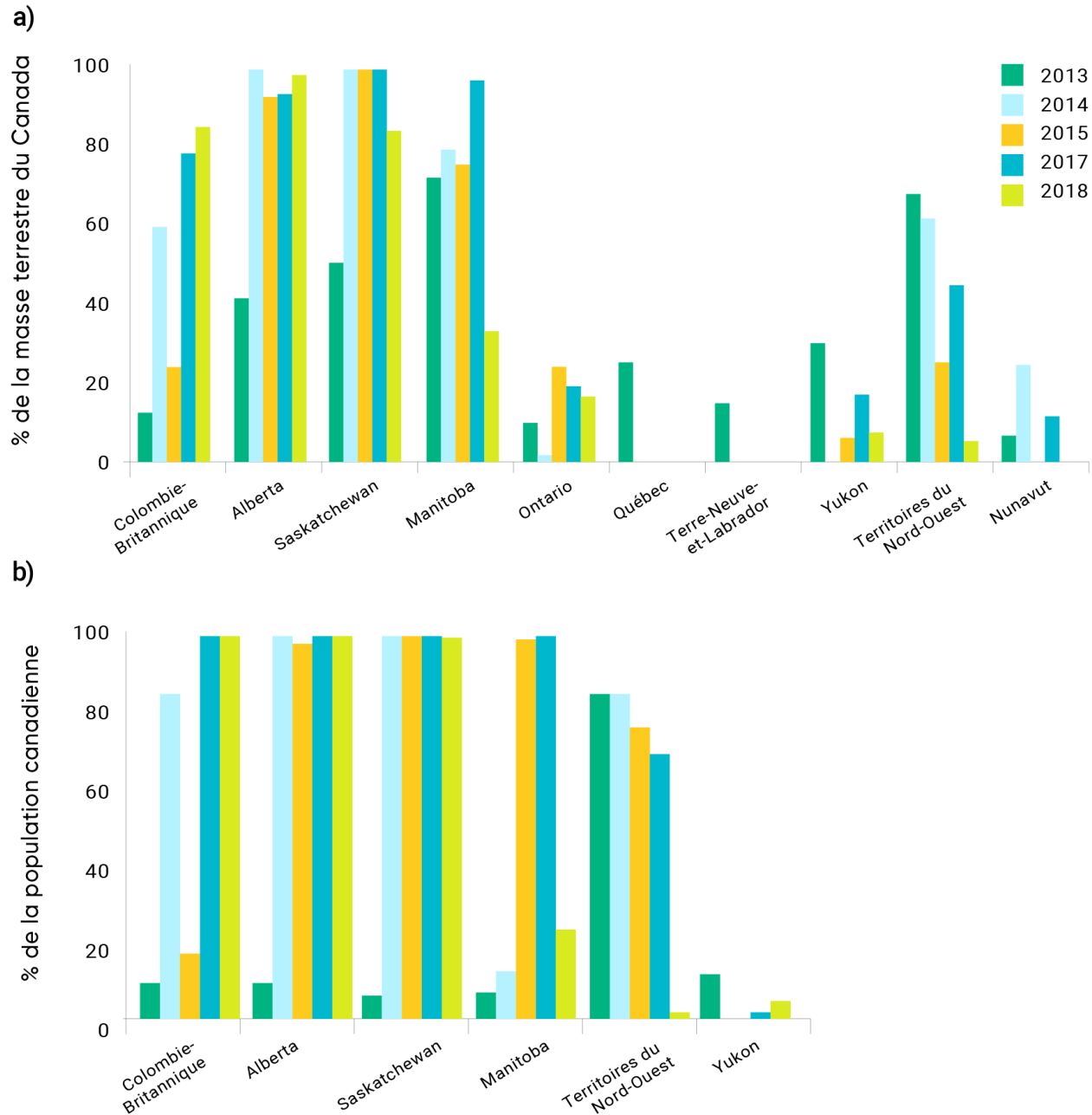


Figure 5.4 Pourcentages de la masse terrestre et de la population par province et territoire connaissant des concentrations moyennes (de mai à septembre) de $PM_{2.5}$ émanant des feux de forêt égales ou supérieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au cours de la période de 2013 à 2018. Le tableau A présente le pourcentage de la masse terrestre canadienne où les concentrations moyennes (de mai à septembre) de $PM_{2.5}$ émanant des feux de forêt sont supérieures ou égales à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de 2013 à 2018. Le tableau B fait de même pour le pourcentage de la population connaissant des concentrations moyennes semblables, de mai à septembre, de 2013 à 2018. Les tableaux A et B ne font état que des provinces et des territoires dont plus de 5 % de la masse terrestre ou de la population est touché. Source : Matz et coll., 2020.

Les impacts sur la santé de la population canadienne qui étaient attribuables aux $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt dans les périodes de 2013 à 2015 et de 2017 à 2018 ont fait l'objet d'une estimation à l'aide de l'OEBQA, version 3 de Santé Canada. Les résultats de mortalité et de morbidité et leur valeur économique sont présentés aux tableaux 5.5 et 5.6. À l'échelle nationale, de 54 à 240 décès prématurés par exposition à court terme et de 570 à 2 500 par exposition à long terme étaient attribuables en valeur annuelle aux $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt, tout comme de nombreux problèmes non mortels sur le plan de la santé cardiorespiratoire. Les effets les plus fréquents de morbidité étaient les jours de symptômes respiratoires aigus et les jours d'activité restreinte. La variation appréciable d'année en année des feux de forêt se reflète dans l'analyse des impacts sanitaires, les impacts les plus grands étant estimés pour 2017 et des impacts bien moindres pour 2013. La variabilité est également fonction de la dispersion des panaches de pollution atmosphérique provenant des feux sur les zones très peuplées. Pour les cinq années civiles visées, la valeur économique des impacts sur la santé de la population a été estimée à 410 millions à 1,8 milliards de dollars par an pour les impacts aigus sur la santé et à 4,3 milliards à 19 milliards de dollars pour les impacts chroniques sur la santé.

Tableau 5.5 Impacts aigus sur la santé et valeur économique^a des $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt dans les périodes de 2013 à 2015 et de 2017 à 2018

	2013	2014	2015	2017	2018
Mortalité aiguë	54	70	97	240	131
Valeur de la mortalité aiguë ^b	410 M\$ [120 M\$ à 830 M\$]	520 M\$ [160 M\$ à 1,1 G\$]	730 M\$ [220 M\$ à 1,5 G\$]	1,8 G\$ [530 M\$ à 3,7 G\$]	980 M\$ [280 M\$ à 2,0 G\$]
Jours de symptômes respiratoires aigus	100 000	140 000	190 000	420 000	240 000
Jours de symptômes de l'asthme ^c	2 600	3 400	4 600	10 000	6 000
Épisodes de bronchite aiguë chez les enfants	170	230	310	710	420



	2013	2014	2015	2017	2018
Visites à l'urgence en raison de problèmes respiratoires	34	45	61	140	83
Hospitalisations en raison de problèmes respiratoires	60	75	110	250	140
Visites à l'urgence en raison de troubles cardiaques	46	57	80	190	110
Hospitalisations en raison de troubles cardiaques	750 000	1 000 000	1 400 000	3 200 000	1 800 000
Jours d'activité restreinte	750,000	1,000,000	1,400,000	3,200,000	1,800,000
Valeur de la morbidité aiguë ^b	73 M\$ [13 M\$ à 177 M\$]	97 M\$ [17 M\$ à 240 M\$]	131 M\$ [24 M\$ à 320 M\$]	310 M\$ [58 M\$ à 750 M\$]	170 M\$ [33 M\$ à 420 M\$]

M\$: millions de dollars; G\$: milliards de dollars

a. Les chiffres en dollars au tableau 5.5 sont les valeurs socioéconomiques liées à de petites variations du risque d'obtention de divers résultats sur la santé. L'OEBQA estime la valeur économique de ces impacts sur la santé en tenant compte des conséquences possibles sur le bien-être social, économique et public des résultats sur la santé, ce qui comprend l'alourdissement des frais médicaux, la diminution de la productivité au travail, la douleur et la souffrance et les impacts d'un risque accru de mortalité.

b. Il s'agit d'une évaluation en moyenne d'itérations multiples [variation du 2,5^e au 97,5^e percentiles].

c. Les jours de symptômes de l'asthme sont estimés seulement pour les enfants (de 5 à 19 ans).

Tableau 5.6 Impacts chroniques sur la santé et valeur économique^a des PM_{2,5} émanant des feux de forêt dans les périodes de 2013 à 2015 et de 2017 à 2018

	2013	2014	2015	2017	2018
Mortalité chronique	570	730	1 000	2 500	1 400
Valeur de la mortalité chronique^b	4,3 G\$ [1,5 G\$ à 8,2 G\$]	5,5 G\$ [2,0 G\$ à 11 G\$]	7,6 G\$ [2,7 G\$ à 15 G\$]	19 G\$ [6,7 G\$ à 35 G\$]	10 G\$ [3,8 G\$ à 20 G\$]
Cas de bronchite chronique chez les adultes	530	710	960	2 300	1 300
Valeur de la morbidité chronique^b	230 M\$ [0 \$ à 620 M\$]	320 M\$ [0 \$ à 830 M\$]	420 M\$ [0 \$ à 1,1 G\$]	1,0 G\$ [0 \$ à 2,6 G\$]	560 M\$ [0 \$ à 1,5 G\$]

M\$: millions de dollars; G\$: milliards de dollars

a. Les chiffres en dollars au tableau 5.6 sont les valeurs socioéconomiques liées à de petites variations du risque d'obtention de divers résultats sur la santé. L'OEBQA estime la valeur économique de ces impacts sur la santé en tenant compte des conséquences possibles sur le bien-être social, économique et public des résultats sur la santé, ce qui comprend l'alourdissement des frais médicaux, la diminution de la productivité au travail, la douleur et la souffrance et les impacts d'un risque accru de mortalité.

b. Il s'agit d'une évaluation en moyenne d'itérations multiples [variation du 2,5^e au 97,5^e percentiles].

Le tableau 5.7 présente une ventilation par province et territoire des décès prématurés estimés à l'échelle nationale. En 2013, les impacts les plus importants ont été estimés pour l'Ontario et le Québec, reflet des feux de forêt dans le nord-ouest du Québec cette année-là. Les autres années (2014 à 2018), les effets impacts les plus marqués appartenaient à la Colombie-Britannique et à l'Alberta, ce qui témoignait du nombre élevé de feux de forêt dans l'Ouest canadien et aux États-Unis dans ces périodes. Au cours de ces années, on a aussi relevé des impacts sur la santé pour la Saskatchewan, le Manitoba, l'Ontario et le Québec, indice que le transport à grande distance des PM_{2,5} émanant des feux de forêt peut nuire à la santé des populations loin des endroits où éclatent les feux de forêt.

Tableau 5.7 Estimation des décès prématurés par exposition aiguë et chronique aux PM_{2,5} émanant des feux de forêt par province et territoire dans les périodes de 2013 à 2015 et de 2017 à 2018

	2013		2014		2015		2017		2018	
	AIGUË	CHRONIQUE	AIGUË	CHRONIQUE	AIGUË	CHRONIQUE	AIGUË	CHRONIQUE	AIGUË	CHRONIQUE
Canada	54	570	70	730	97	1 000	240	2 500	131	1 400
Colombie-Britannique	6	59	23	240	25	260	170	1 700	69	720
Alberta	7	71	19	200	28	290	42	440	42	430
Saskatchewan	3	30	6	60	9	96	6	62	5	53
Manitoba	3	35	4	37	7	74	4	45	4	40
Ontario	19	200	11	110	17	180	10	110	6	66
Québec	15	150	7	69	10	100	7	71	5	49
Nouveau-Brunswick	1	9	0	4	1	6	0	5	0	4
Île-du-Prince-Édouard	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1
Nouvelle-Écosse	1	8	0	3	1	5	0	5	0	3
Terre-Neuve-et-Labrador	1	6	0	1	0	2	0	1	0	1

	2013		2014		2015		2017		2018	
	AIGÜÈ	CHRONIQUE	AIGÜÈ	CHRONIQUE	AIGÜÈ	CHRONIQUE	AIGÜÈ	CHRONIQUE	AIGÜÈ	CHRONIQUE
Yukon	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Territoires du Nord-Ouest	0	2	1	5	0	1	0	1	0	0
Nunavut	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

5.6.5 Impacts sur la santé de la pollution atmosphérique par la fumée des feux de forêt en raison des changements climatiques

Dans de récentes études, la recrudescence à prévoir des feux de forêt selon les scénarios de changements climatiques a servi à estimer l'exposition de la population à la fumée des feux de forêt et les futurs impacts sur la santé. Mills et coll. (2018) ont établi des projections d'exposition à cette fumée dans l'ensemble des États continentaux des États-Unis selon les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5 pour 2050 et 2090. En 2050 selon les projections, il y aurait trois millions de gens de plus qui seraient exposés à la fumée des feux de forêt selon le RCP 8.5 comparativement au RCP 4.5 et la différence s'élèverait à 10 millions en 2090. Des variations régionales importantes s'observent dans tout le pays avec les impacts les plus grands sur la qualité de l'air dans le nord-est et le sud-ouest. Pour les méthodes de l'étude, on a fait preuve de prudence et n'a pas tenu compte du transport à grande distance de la fumée des feux de forêt. Ford et coll. (2018) se sont aussi reportés aux scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5 pour modéliser les feux de forêt et la combustion de biomasse ainsi que les émissions de $PM_{2,5}$ pour les États continentaux des États-Unis. Selon leurs estimations, les émissions annuelles moyennes de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt augmenteraient aux deux horizons 2050 et 2100, parce qu'elles s'amplifieraient pendant la saison de pointe des feux et que la saison des feux s'allongerait. Les hausses projetées les plus importantes des émissions s'observaient dans le sud-est des États-Unis et le long de la frontière canadienne. De plus, en raison de la diminution prévue des sources anthropiques de $PM_{2,5}$ selon les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5, la contribution relative des $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt monterait approximativement de 25 % en 2000 à 50 % en 2050 et 2100. Selon les projections, des 17 000 décès prématurés attribuables aux $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt en 2000 qui servent de référence modélisée, on passerait à 42 000 (RCP 4.5) ou 32 000 (RCP 8.5) d'ici 2050 et à 32 000 (RCP 4.5) ou 44 000 (RCP 8.5) d'ici 2100.

Liu et coll. (2016) ont estimé ce que seraient les hospitalisations pour troubles respiratoires chez les personnes âgées de tout l'ouest des États-Unis en se reportant aux projections de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt selon le scénario climatique SRES A1B. Les hausses à court terme des $PM_{2,5}$ en question étaient liées à une augmentation de 178 hospitalisations pour troubles respiratoires de personnes de 65 ans et plus de 2046 à 2051 par rapport à la période de 2004 à 2009. Les estimations étaient les plus élevées pour les centres de population du sud et du centre de la Californie, de l'ouest de l'État de Washington et du centre du Colorado et de l'Utah.

5.6.6 Populations à risque plus élevé

Pour certains des polluants atmosphériques associés à la fumée des feux de forêt comme les matières particulaires, de nombreuses études épidémiologiques ont cherché à établir quelles populations pouvaient être plus à risque (voir la section 5.3 Effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur). En comparaison, moins d'études ont porté sur les populations ou les conditions susceptibles d'accroître le risque d'effets nocifs sur la santé de l'exposition à la fumée des feux de forêt. Des données probantes limitées semblent indiquer que les jeunes enfants, les personnes âgées, les personnes déjà atteintes d'affections comme l'asthme ou la MPOC et la population moins favorisée sur le plan socioéconomique seraient plus à risque (Liu et coll., 2015; Reid et coll., 2016). Un examen récent des études nord-américaines fait voir un plus grand effet de la fumée des feux de forêt chez les femmes que chez les hommes dans le cas de l'utilisation des services de santé en raison de troubles respiratoires chez les adultes en santé et chez ceux qui souffrent de MPOC (Kondo et coll., 2019). Cet examen signalait aussi un risque relatif un peu moindre dans le cas de l'utilisation des services de santé pour troubles respiratoires chez les jeunes par rapport aux adultes, mais les données étaient insuffisantes pour qu'on puisse juger de la modulation des effets selon le revenu, l'éducation, l'accès aux soins ou d'autres caractéristiques personnelles. Il faudra pousser la recherche pour mieux distinguer les sous-populations les plus exposées aux effets sur la santé de la fumée des feux de forêt.

Les populations autochtones pourraient être plus sensibles aux effets sur la santé de la pollution atmosphérique causée par les feux de forêt (voir le chapitre 2 : Changements climatiques et santé des Autochtones du Canada). Au Canada, le fardeau des affections respiratoires chroniques comme l'asthme et la MPOC est plus lourd pour les membres des Premières Nations et les Métis (Gershon et coll., 2014; Carrière et coll., 2017), ce qui les expose davantage aux effets nocifs de la pollution atmosphérique dans l'ensemble. Une étude canadienne indique une montée des problèmes respiratoires, des visites à la salle d'urgence et des consultations pour la toux, l'asthme et la pneumonie pendant la saison prolongée des feux de forêt en 2014 dans les Territoires du Nord-Ouest comparativement aux deux années précédentes, bien que l'étude en question n'ait pas directement porté sur les peuples autochtones (Dodd et coll., 2018a). Il faut aussi dire que les populations autochtones en région éloignée sont davantage exposées aux risques de la fumée des feux de forêt en raison de la proximité.

Du fait de leur profession, les pompiers luttant contre les feux de végétation s'exposent plus fréquemment et plus abondamment à la fumée des feux de forêt que le grand public. Des études menées auprès de pompiers ont révélé des effets aigus sur la santé de l'exposition à la fumée des feux de forêt, notamment une fonction pulmonaire diminuée, l'inflammation des poumons, le stress oxydatif pulmonaire et systémique et les symptômes respiratoires (Youssof et coll., 2014; Adetona et coll., 2016; Black et coll., 2017; Groot et

coll., 2019). En revanche, on n'a pas encore dégagé les effets à long terme d'une exposition professionnelle cumulative à cette même fumée.

5.6.7 Conclusion

Des études scientifiques ont relevé de nombreux effets nocifs sur la santé de la fumée des feux de forêt, et notamment une mortalité précoce et des effets sur la santé respiratoire. De plus, de nouvelles recherches jaugent les liens possibles avec les effets sur la santé cardiovasculaire, tout comme sur les issues de la grossesse, la santé mentale et le diabète. En outre, d'importants impacts sur la santé de la population en raison des $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt ont été estimés pour le Canada et les États-Unis et dans le monde. Pour la population canadienne en particulier pour la période de 2013 à 2018, de 620 à 2 700 décès par an ont été attribués aux $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt, tout comme un grand nombre d'effets nocifs non mortels sur la santé. Les changements climatiques devraient accroître le nombre et la gravité des feux de forêt au Canada et dans le monde à cause de l'intensification des feux de forêt et de l'allongement de la saison des feux. La montée des émissions découlant des feux de forêt alourdira le fardeau sur la santé publique de la pollution atmosphérique et exigera des services de santé publique et des autres organismes gouvernementaux qu'ils redoublent d'efforts d'adaptation.

5.6.8 Principales incertitudes

Bien qu'on s'attende au Canada à une intensification des feux de forêt au cours de ce siècle, il est difficile d'estimer les impacts sur la santé de la population dans les scénarios prospectifs des changements climatiques, car l'exposition de la population dépendra du lieu et de l'importance des divers feux et des conditions météorologiques, autant de facteurs difficiles à prévoir avec la résolution spatiale requise. La modélisation de la qualité de l'air accuse foncièrement des incertitudes tenant à la complexité des processus atmosphériques. De plus, les impacts modélisés sur la santé de la population sont sans doute sous-estimés, car ce ne sont pas tous les effets sur la santé de l'exposition à la pollution atmosphérique qui peuvent être quantifiés et analysés. Il faut aussi dire que les études épidémiologiques des effets sanitaires de la pollution atmosphérique causée par les feux de forêt en particulier demeurent limitées et que les effets sur la santé pourraient différer de ceux d'une exposition à la pollution atmosphérique ambiante. On reconnaît dans le monde l'importance croissante de la fumée des feux de forêt comme source d'exposition à la pollution atmosphérique; la recherche sur les effets sanitaires de cette fumée constitue un domaine dynamique de recherche. Cela pourrait entraîner l'élaboration de relations concentrations-réponses (RCR) propres à cette source aux fins des évaluations des impacts sur la santé.

5.7 Adaptation et atténuation des risques des effets sur la santé de la pollution de l'air extérieur

Outre les stratégies visant à diminuer les émissions de polluants atmosphériques, de multiples initiatives aident à réduire l'exposition à la pollution de l'air extérieur et aux risques sanitaires de cette pollution au Canada. Elles visent la pollution de l'air extérieur en général et, plus récemment, comportent des mesures portant précisément sur la fumée des feux de forêt. On peut noter une diminution du nombre d'avis de smog ces dernières années au Canada et aux États-Unis grâce aux réductions des émissions de polluants atmosphériques, mais les épisodes de fumée des feux de forêt se sont faits plus fréquents. Comme les changements climatiques peuvent concourir à la détérioration de la qualité de l'air et à l'augmentation des feux de forêt, de telles mesures sont d'autant plus importantes pour la protection de la santé publique.

5.7.1 Pollution de l'air extérieur

Le Canada a mis au point la Cote air santé (CAS) pour faire connaître quotidiennement au public les risques pour la santé de la pollution atmosphérique et éclairer les décisions de protection de la santé. Les prévisions de la CAS sont conçues pour aider les Canadiens et les Canadiennes à savoir quand surveiller leurs symptômes, limiter leur exposition à la pollution atmosphérique et apporter d'autres changements de comportement comme l'adaptation des activités entourant l'exercice. Cette cote représente les impacts combinés du mélange de polluants atmosphériques et décrit les risques pour la santé en valeur relative. Plutôt que d'asseoir la cote sur des valeurs seuils tirées de normes de qualité de l'air, la CAS calcule les risques à partir de l'analyse épidémiologique des impacts sur la santé de la population d'une exposition à court terme (quotidienne) aux polluants atmosphériques avec une valeur de 10 pour le jour de risque le plus élevé qui ait été observé pendant la période de 1998 à 2001. La formule tient compte des concentrations de NO_2 , d'ozone et de $\text{PM}_{2,5}$ dans leurs contributions respectives à l'accroissement du risque de mortalité de causes non accidentelles (Stieb et coll., 2008). La CAS se présente sur une échelle de 1 à 10+. Plus le chiffre s'élève, plus s'accroît le risque pour la santé (voir la figure 5.5). La CAS est donc une initiative visant à réduire les risques de la pollution atmosphérique qui favorise l'adaptation par la réforme des comportements; elle a attiré l'attention internationale par son efficacité et sa clarté (Chen et coll., 2013b; Oakes et coll., 2014; Du et coll., 2020).

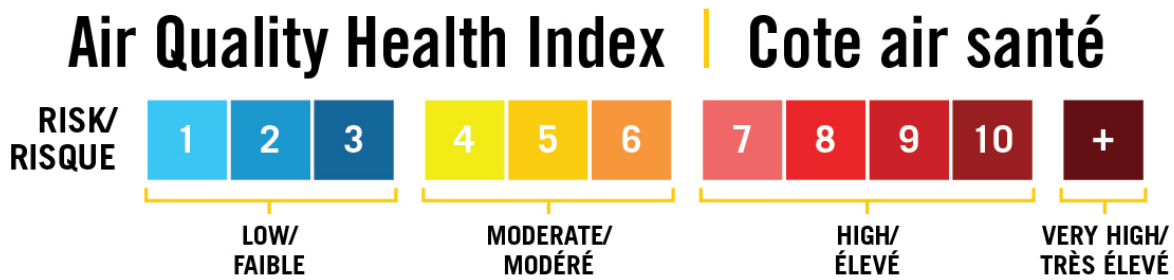


Figure 5.5 Échelle de la Cote air santé. Source : Gouvernement du Canada, 2019b.

L'utilité de la Cote air santé comme instrument d'adaptation dépend de la capacité de prévoir la qualité de l'air. Environnement et Changement climatique Canada établit les prévisions de la CAS pour tout le pays (gouvernement du Canada, 2019a); la cote est déclarée avec les prévisions météorologiques dans toutes les régions sauf au Québec, seule province à ne pas avoir adopté ce système. Avec son programme Info-Smog, le Québec a un indice de la qualité de l'air qui calcule un sous-indice pour chaque polluant relativement à une norme provinciale de la qualité de l'air (gouvernement du Canada, 2019b).

Les messages sanitaires et les conseils de protection de la santé communiqués par la CAS font la distinction entre la population en général et les populations qui peuvent être plus à risque (tableau 5.8). Les personnes atteintes de troubles cardiaques ou pulmonaires sont décrites comme étant les plus touchées par la pollution atmosphérique; d'autres populations plus à risque sont les personnes atteintes de diabète, les jeunes enfants, les personnes âgées et les personnes actives à l'extérieur. Les conseils de réduction de l'exposition visent principalement à prévenir les fortes expositions à la pollution atmosphérique par la modification des horaires et le déplacement des activités (à l'intérieur ou à l'extérieur et loin de la circulation, par exemple) et, en même temps, par l'encouragement à se livrer à des activités appropriées. Les personnes sont invitées à consulter les prévisions de la CAS et à apprendre à voir en quoi leur santé peut être touchée à différentes valeurs de cette cote (à reconnaître, par exemple, quand ils présentent des symptômes). Les personnes qui pourraient être plus à risque sont priées de contrôler leurs symptômes et de limiter les activités en plein air lorsque la CAS prend des valeurs plus élevées. En plus de l'information qui accompagne les prévisions de la CAS, un certain nombre de provinces, de municipalités et de médias publient des guides et des renseignements sur la CAS sur des pages Web et donnent des conseils d'adaptation au public. La campagne de sensibilisation Info air santé, qui a eu lieu de 2015 à 2019, a diffusé des renseignements supplémentaires sur les facteurs de vulnérabilité, les symptômes et les mesures de protection (Scout Environmental, 2019).

Des arrangements bilatéraux entre les autorités fédérales et locales régissent les alertes locales sur la qualité de l'air, aussi appelées avis, avertissements ou bulletins spéciaux sur la qualité de l'air. Les alertes peuvent être fondées sur une Cote air santé prévue de sept ou plus (risque élevé) ou intervenir là où un polluant particulier dépasse une concentration choisie par la province. Les messages de protection de la santé pour les avis s'accordent généralement avec les messages de la CAS en cas de risque élevé ou très élevé. Ils



peuvent toutefois être plus détaillés, avec des conseils pour éviter les endroits où circulent les voitures, rester à l'intérieur, dans un endroit muni de climatisation centrale, garder suffisamment de médicaments sous la main ou réduire la production de polluants de l'air intérieur, sans oublier les messages visant à l'adoption de mesures personnelles pour réduire la pollution, qu'il s'agisse de limiter l'utilisation de véhicules ou de s'abstenir de faire des feux à l'extérieur (ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, 2010). Au Québec, le programme Info-Smog diffuse des avis lorsqu'on constate ou prévoit qu'un polluant atteindra la catégorie « mauvaise » et il emploie des messages semblables de réduction des risques (Santé Montréal, 2017).

Tableau 5.8 Messages de santé de la CAS

NIVEAU DE RISQUE POUR LA SANTÉ	COTE AIR SANTÉ	MESSAGES RELATIFS À LA SANTÉ	
		MESSAGE DESTINÉ À LA POPULATION TOUCHÉE*	MESSAGE DESTINÉ À LA POPULATION EN GÉNÉRAL
Risque faible	1 à 3	Profitez de vos activités habituelles en plein air.	Qualité de l'air idéale pour les activités de plein air.
Risque modéré	4 à 6	Envisagez de réduire ou de réorganiser les activités exténuantes en plein air si vous éprouvez des symptômes.	Aucun besoin de modifier vos activités habituelles en plein air à moins d'éprouver des symptômes comme la toux et une irritation de la gorge.
Risque élevé	7 à 10	Réduisez ou réorganisez les activités exténuantes en plein air. Les enfants et les personnes âgées devraient également modérer leurs activités.	Envisagez de réduire ou de réorganiser les activités exténuantes en plein air si vous éprouvez des symptômes comme la toux et une irritation de la gorge.
Risque très élevé	Plus de 10	Évitez les activités exténuantes en plein air. Les enfants et les personnes âgées devraient également éviter de se fatiguer en plein air.	Réduisez ou réorganisez les activités exténuantes en plein air, particulièrement si vous éprouvez des symptômes comme la toux et une irritation de la gorge.

* Les personnes qui souffrent de maladies cardiaques ou respiratoires sont plus à risque. Suivez les conseils de votre médecin en ce qui concerne l'activité physique et la gestion de votre maladie.

Source : gouvernement du Canada, 2015.

La CAS ne mesure pas les effets des odeurs, de la poussière de pollen, de la chaleur, ni de l'humidité sur la santé humaine. D'autres effets de santé ont été observés entre la chaleur et la pollution atmosphérique avec des hausses de la mortalité et des hospitalisations pour troubles cardiovasculaires ou respiratoires (EASAC [Conseil scientifique des académies des sciences européennes], 2019). Toutefois, les variations saisonnières et régionales des réactions à la chaleur, jointes à d'autres facteurs, ont empêché jusqu'à

maintenant d'envisager une cote combinée de la chaleur et de la qualité de l'air ou l'intégration d'un indicateur de chaleur à la CAS. On trouvera peu d'information dans les fiches d'information de la CAS sur le risque combiné de pollution atmosphérique et de chaleur. Lorsque des avertissements de chaleur et de qualité de l'air sont publiés simultanément, les messages reconnaissent les risques combinés des deux aléas, mais des messages intégrés d'adaptation n'ont pas été établis. Certaines administrations locales ont recouru à des combinaisons spéciales de données tirées des travaux de Santé Canada traitant des formes extrêmes de la chaleur et de la pollution atmosphérique (Anderson, 2016), mais il y a lieu d'élaborer des messages communs.

Il n'existe aucune preuve expérimentale directe de l'efficacité des programmes de prévision de la qualité de l'air comme la CAS dans la réduction des risques pour la santé de la population. Nombreuses sont néanmoins les études qui associent la hausse des risques pour la santé à celle de l'exposition aux polluants atmosphériques; par conséquent, des mesures propres à réduire efficacement l'exposition abaisseront ces risques (Abelsohn et Stieb, 2011). Plusieurs études ont traité de l'efficacité des programmes d'avis sur la qualité de l'air pour la réforme des comportements (Wen et coll., 2009; Spurr et coll., 2014; Radisic et coll., 2016). Elles constatent que les personnes plus vulnérables à la pollution atmosphérique (personnes atteintes de l'asthme, par exemple) ou ayant une meilleure connaissance de cette pollution étaient plus susceptibles de réagir à l'information véhiculée. Il reste que peu d'études ont pu répondre à la question de savoir si l'incidence de la maladie diminue. Une étude de l'influence des messages téléphoniques d'alerte aux patients sensibles avec des entrevues de suivi sur les mesures et les symptômes n'a pas révélé d'effet sur la santé (Mehiriz et Gosselin, 2019). Une autre étude a examiné l'impact des avis sur la qualité de l'air à Toronto et a permis de constater que la diffusion d'alertes était liée à une diminution de 25 % du nombre de visites à la salle d'urgence pour troubles asthmatiques, mais sans faire voir un effet pour d'autres résultats sur la santé (Chen et coll., 2018).

L'amélioration des espaces verts urbains peut jouer un rôle en tant que mesure d'adaptation pour faire face aux changements climatiques, tout en pouvant présenter des avantages accessoires sanitaires et sociaux. De nombreuses recherches font voir un rapport positif entre l'exposition aux espaces verts et l'amélioration de résultats sanitaires (hypertension, résultats cardiovasculaires, etc.) (Twohig-Bennett et Jones, 2018). Plus récemment, des chercheurs ont tenté d'éclaircir en quoi le manque d'espaces verts et la pollution atmosphérique, deux éléments clés du milieu urbain, se conjuguent pour compromettre la santé. De nouvelles données font voir qu'une extension des espaces verts est de nature à atténuer les effets de la pollution atmosphérique (Crouse et coll., 2019). Ainsi, les espaces verts urbains peuvent faire naître un environnement où les gens pourront aller, notamment pour faire de l'exercice, loin de microenvironnements plus polluants comme les abords des routes. Les infrastructures vertes comme les murs végétaux le long des routes passantes peuvent réduire le passage des polluants atmosphériques dans les milieux avoisinants (Baldauf, 2016). Les espaces verts peuvent aussi avoir un effet de refroidissement qui aide à atténuer l'effet d'îlot de chaleur en milieu urbain (voir le chapitre 3 : Aléas naturels) et jouer un rôle de puits de carbone.

5.7.2 Fumée des feux de forêt

La fumée des feux de forêt est devenue une caractéristique fréquente pendant l'été de l'état de la qualité de l'air sur de vastes régions au Canada, plus particulièrement dans l'ouest du pays, attirant l'attention sur les impacts sur la santé publique et les mesures d'adaptation en santé publique. Les modèles font voir

que les incendies de forêt continueront d'augmenter en gravité et en fréquence à cause des changements climatiques (voir la section 5.6 Changements climatiques et pollution atmosphérique par les feux de forêt). Les mesures d'adaptation que commande la fumée des feux de forêt consistent principalement à alerter la population et à lui donner les moyens de réduire son exposition, surtout s'il s'agit de personnes plus à risque d'impacts connexes sur la santé. Une étude qualitative des impacts sanitaires des feux de forêt en 2014 dans les Territoires du Nord-Ouest a permis d'observer un déclin de la santé mentale et émotionnelle chez la majorité des personnes interrogées, ainsi que de recommander une planification et une éducation complètes pour abaisser les risques dans les collectivités autochtones et autres (Dodd et coll., 2018b).

Ces dernières années, des progrès ont été réalisés dans la modélisation de la qualité de l'air afin d'intégrer la fumée des feux de forêt dans les prévisions de la qualité de l'air. Environnement et Changement climatique Canada a conçu son modèle FireWork dans le cadre de son système opérationnel de prévision de la qualité de l'air. Il produit deux fois par jour des prévisions de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt pour les 48 prochaines heures. Les données du modèle sont incorporées aux prévisions de la qualité de l'air. Le système produit des cartes et des animations des trajectoires prévues de la fumée et lance au besoin des alertes sur la qualité de l'air (gouvernement du Canada, 2019c). La cohésion relative d'un panache de fumée sur de grandes distances montre bien que les épisodes de feux de forêt présentent des défis particuliers pour les prévisions et la prise de mesures d'adaptation adéquates.

À l'heure actuelle, la formule de la CAS fait l'objet d'une évaluation d'efficacité dans le contexte des feux de forêt. Il est préoccupant de constater que, lors des épisodes de fumée, les relevés de la CAS ne correspondent pas aux expériences sensorielles du public sur place. Une analyse a été réalisée avec des données de la Colombie-Britannique; une version de l'indice CAS+ avec une formule pour les $PM_{2,5}$ sur une heure seulement a été considérée comme convenant mieux à l'analyse des effets sur l'asthme et des consultations médicales pour troubles respiratoires, mais non des résultats de mortalité et de troubles cardiovasculaires. La nouvelle version est maintenant utilisée toute l'année en Colombie-Britannique conjointement avec la CAS (Yao et coll., 2019). Les Territoires du Nord-Ouest ont élaboré un guide d'autoévaluation pour la fumée des feux de forêt et la santé sous l'angle de la visibilité (Santé et Services sociaux, T.N.O., 2016a).

Des concentrations ambiantes extrêmes de $PM_{2,5}$ peuvent être observées, auquel cas des mesures d'adaptation qui vont au-delà des conseils de réduction des risques de la CAS pourraient devoir être prises. En Colombie-Britannique, le Centre de contrôle des maladies de la Colombie-Britannique a procédé à une analyse des interventions de santé publique en cas de feu de forêt et a dégagé 13 priorités d'action. Toutes ces priorités ont de l'intérêt pour l'adaptation aux épisodes de fumée, mais trois présentent un intérêt particulier, soit l'élaboration de lignes directrices sur les abris d'air pur en cas d'incident de fumée, la participation des professionnels de la santé publique aux interventions d'urgence en cas de feu de forêt et la sensibilisation du public aux mesures de protection (Maguet, 2018). La province a aussi passé en revue les données sur la filtration de l'air dans les établissements (Keefe, 2014), l'utilisation d'abris à air pur (Barn, 2014), les conseils d'activités extérieures et le port de masques protecteurs (Centre de contrôle des maladies de la C.-B., 2014). Un ensemble de fiches d'information publique a vu le jour en 2019 (Centre de contrôle des maladies de la C.-B., 2019). Au Manitoba, le Bureau de gestion des opérations en cas de catastrophe a conçu des lignes directrices pour la protection de la santé et du bien-être des collectivités en cas de feu de forêt (Santé Manitoba, 2019), tout comme ont pu le faire les Territoires du Nord-Ouest (Santé et Services sociaux, T.N.O., 2016b). Le gouvernement fédéral et un certain nombre de provinces et de territoires ont des rapports, des

pages Web et des fiches d'information qui renseignent le public sur les questions de protection de la santé et de réduction des risques (ministère de la Santé et des Soins de longue durée de l'Ontario, sans date; ministère de l'Environnement et de la Santé et la Sécurité publique de la Saskatchewan, sans date; ministère de la Santé et du Bien-être de la Nouvelle-Écosse, 2018; Santé et Services sociaux, Territoires du Nord-Ouest, 2018; Alberta Health Services, 2019; gouvernement du Canada, 2019d; Environnement et Lutte contre les changements climatiques Québec, 2019; ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon, 2020; Santé Canada, 2020).

5.8 Impacts des changements climatiques sur la qualité de l'air intérieur et la santé

Les Canadiens et les Canadiennes passent environ 90 % de leur temps à l'intérieur (Leech et coll., 2002; Matz et coll., 2014). Il a été démontré que l'exposition à une piètre qualité de l'air intérieur cause ou aggrave une grande diversité d'effets sur la santé, qu'il s'agisse de l'asthme, des allergies, de la MPOC ou d'autres affections respiratoires. Un certain nombre de polluants couramment mesurés dans l'air intérieur sont des cancérogènes reconnus (Zhang et Smith, 2003; Dales et coll., 2008a; Hulin et coll., 2012). Les changements climatiques et les efforts en vue d'atténuer les émissions de GES peuvent agir sur la qualité de l'air intérieur de diverses manières susceptibles de nuire grandement à la santé humaine au Canada.

5.8.1 Étanchéité à l'air des bâtiments

L'étanchéité à l'air des bâtiments (aussi appelée étanchéité des enveloppes), qui se définit comme la résistance aux dégagements vers l'intérieur ou l'extérieur par des points de fuite accidentelle ou des failles de l'enveloppe des bâtiments, constitue une importante considération en matière de qualité de l'air intérieur. Près des deux tiers de la consommation d'énergie des bâtiments résidentiels et commerciaux au Canada sont destinés au chauffage et au refroidissement (RNCAN, 2018). Depuis le début des années 1980, l'efficacité énergétique des maisons au Canada s'est radicalement améliorée grâce à la mise à jour des codes du bâtiment et à des programmes de certification d'efficacité énergétique comme le Programme R-2000 et Energy Star (Hamlin et Gusdorf, 1997; Parekh et coll., 2007). Toutefois, augmenter l'étanchéité à l'air, c'est nuire à la ventilation naturelle. Qui plus est, l'utilisation en hausse de la climatisation (RNCAN, 2016), qui pourrait encore s'accroître avec l'élévation des températures liées aux changements climatiques, peut avoir pour effet de réduire la ventilation naturelle, d'où une accumulation possible de polluants produits à l'intérieur des bâtiments comme les COV et les PM_{2,5}. Une plus grande étanchéité à l'air est également de nature à emprisonner l'humidité dans les habitations, ce qui crée de la moisissure et fait proliférer les acariens de la poussière (Bone et coll., 2010). Les ventilateurs-récupérateurs de chaleur offrent un moyen éconergétique de bonne ventilation du foyer (Société canadienne des hypothèques et de logement [SCHL], 1998; Santé Canada, 2018) et leur emploi est lié à de meilleurs résultats de santé (diminution, par exemple, des symptômes de

troubles respiratoires) pour les occupants selon des études canadiennes et étrangères (Leech et coll., 2004; Kovesi et coll., 2009; Maidment et coll., 2014). Pendant que se poursuivent les efforts au Canada en vue d'accroître l'efficacité énergétique résidentielle à des fins d'atténuation des GES, il importe de veiller à ce que les maisons demeurent suffisamment ventilées pour éviter toute piètre qualité de l'air intérieur et prévenir les effets nocifs sur la santé que cause une aération insuffisante (Hernberg et coll., 2014; Sharpe et coll., 2015). Une ventilation qui laisse à désirer peut tout autant se répercuter sur la transmission de maladies respiratoires infectieuses comme la tuberculose, ce qui représente un problème majeur pour les collectivités des Premières Nations (à l'intérieur et à l'extérieur des réserves) et des Inuits (Beggs et coll., 2003).

5.8.2 Impact des conditions ambiantes changeantes sur le milieu intérieur

Les changements apportés au milieu extérieur en raison des changements climatiques sont susceptibles d'agir sur la qualité de l'air intérieur. Ainsi, les concentrations extérieures d'ozone peuvent entraîner une hausse des concentrations de polluants de l'air intérieur comme le formaldéhyde, l'acroléine, d'autres aldéhydes, les acides et les particules ultrafines, car on sait que l'ozone réagit avec d'autres composés quand il gagne le milieu intérieur (Nazaroff et Weschler, 2004; Weschler, 2006). Les conditions ambiantes de température, d'humidité relative et de vitesse du vent, par exemple, peuvent influencer tout autant sur la qualité de l'air intérieur. Ainsi, des températures extérieures hivernales plus élevées abaissent les débits de ventilation en diminuant l'infiltration résultant de la montée de l'air chaud dans un bâtiment; de fortes rafales de vent élèvent en revanche les débits de ventilation en créant une différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur d'un bâtiment (Santé Canada, 2018). L'élévation des températures intérieures due à l'élévation des températures extérieures a aussi à voir avec une hausse des débits d'émission de polluants atmosphériques provenant des matériaux de construction, ainsi que des concentrations intérieures de COV dans les habitations (Wallace et coll., 1996; Heroux et coll., 2010; Xiong et coll., 2013). À l'inverse, des mesures d'adaptation comme l'augmentation de l'étanchéité à l'air des maisons et de l'utilisation de la climatisation sont de nature à diminuer l'impact de conditions ambiantes médiocres sur la qualité de l'air intérieur, bien que la rétention des polluants de sources intérieures puisse poser un problème en cas d'insuffisance de la ventilation. Dans l'ensemble, ces interactions sont complexes et variables et subissent l'influence des paramètres de construction et des facteurs locaux.

5.8.3 Événements météorologiques extrêmes et feux de forêt

Les changements climatiques au Canada ont rendu plus fréquents certains événements météorologiques extrêmes (événements de chaleur extrême, fortes précipitations, etc.) et continueront à le faire selon les prévisions (Bush et Lemmen, 2019) (voir le chapitre 3 : Aléas naturels). Ces incidents peuvent engendrer une diversité d'impacts sur la qualité de l'air intérieur et nuire ainsi à la santé humaine. Les pannes d'électricité causées par des événements météorologiques extrêmes comme les crues ou les tempêtes de vent ou de glace peuvent amener les personnes à utiliser des génératrices portatives à essence, des appareils de chauffage au pétrole et au gaz, des foyers ou des chandelles à l'intérieur des maisons (Warren et Lemmen, 2014). Ces dispositifs peuvent créer de fortes concentrations de polluants dans l'air intérieur (CO, PM_{2,5},

carbone suie, particules ultrafines, NO₂, hydrocarbures aromatiques polycycliques, etc.) que l'on associe à toutes sortes d'effets nocifs sur la santé, dont le risque accru de décès. Par exemple, en 1998, 28 décès signalés pendant une tempête de verglas qui a entraîné d'importantes pannes de courant dans une grande partie de l'Est du Canada ont été largement attribuables à une intoxication au monoxyde de carbone (Hartling et coll., 1998; Berry et coll., 2008). Les pannes d'électricité peuvent aussi entraîner des défaillances des systèmes de ventilation mécanique avec pour conséquence une sous-ventilation des maisons et autres bâtiments et, de ce fait, une accumulation de polluants atmosphériques produits dans le milieu intérieur (Institute of Medicine [IOM], 2011). Avec la transformation du climat, les événements météorologiques extrêmes devraient accroître le risque d'impacts sur les infrastructures énergétiques partout au Canada (Association canadienne de l'électricité [ACÉ], 2018), d'où le besoin d'adopter des mesures d'adaptation pour atténuer les effets nocifs sur la santé de la détérioration de l'air intérieur à la suite des pannes d'électricité.

On prévoit en outre que les changements climatiques rendront plus fréquentes les fortes précipitations, ainsi que les ondes de tempête et les inondations en zone littorale au pays (Bush et Lemmen, 2019) (voir le chapitre 3 : Aléas naturels et le chapitre 7 : Qualité, quantité et sécurité de l'eau). De tels événements peuvent créer des inondations et des pénétrations d'eau dans le milieu intérieur et susciter des conditions propices à la prolifération des bactéries et de champignons comme la moisissure (Santé Canada, 2007). Pour prendre un exemple, l'ouragan Katrina en 2005 a entraîné une prolifération importante de moisissure à l'intérieur de nombreuses maisons des régions sinistrées de la Louisiane (Solomon et coll., 2005). L'exposition à la moisissure a été associée à l'irritation des yeux, du nez et de la gorge, à la toux et l'accumulation de mucosités, à la respiration sifflante et à l'essoufflement, ainsi qu'à une plus grande prévalence des symptômes de l'asthme (Santé Canada, 2007). De plus, la pénétration de l'eau dans le milieu intérieur peut abîmer les matériaux de construction et faire monter les débits d'émission de polluants atmosphériques à cause de matériaux humides (Korpi et coll., 1998; Wolkoff, 1998; Huang et coll., 2016). En 2013, une inondation majeure en Alberta a forcé l'évacuation de 100 000 résidences et causé des dommages aux biens assurés qui se sont élevés à plus de 1,74 milliard de dollars (Bureau d'assurance du Canada, 2013). Signalons enfin que les travaux de rénovation ou de réparation effectués à la suite de dommages causés par l'eau dans le milieu intérieur exposent davantage les occupants aux COV à cause des émissions des matériaux de construction neufs (Weschler, 2009; ECA, 2013).

Les feux de forêt risquent également de gagner en gravité et en fréquence dans un climat en évolution, ce qui pourrait aggraver la pollution de l'air tant intérieur qu'extérieur dans les zones touchées (voir section 5.6 Changements climatiques et pollution atmosphérique par les feux de forêt). L'impact de la fumée des feux de forêt sur le milieu intérieur dépend de diverses caractéristiques de l'habitation; par conséquent, certaines maisons peuvent être plus touchées que d'autres. Compte tenu de l'augmentation de la fréquence des feux de forêt, des moyens d'adaptation de l'habitation comme les climatiseurs et les purificateurs d'air autonomes devraient être employés pour protéger les occupants contre les effets sanitaires néfastes de la fumée des feux de forêt. On a démontré, par exemple, que les matières particulaires s'infiltrent davantage dans les régions canadiennes au climat modéré où la climatisation est moins répandue et où les maisons sont souvent moins étanches à l'air (Clark et coll., 2010). Il convient d'ajouter que les particules fines s'infiltrent moins dans les maisons de construction plus récente et celles qui sont dotées de purificateurs d'air (Barn et coll., 2008; Hystad et coll., 2009; Clark et coll., 2010; MacNeill et coll., 2012; Kearney et coll., 2014; MacNeill et coll., 2014; Wheeler et coll., 2014).

Lors d'une situation d'urgence, les gens peuvent avoir besoin de se rassembler dans un abri d'air pur. Cependant, en raison de leur taux d'occupation élevé, ces abris peuvent poser des défis particuliers en matière de qualité de l'air intérieur relativement aux niveaux élevés de CO₂, aux températures intérieures et à l'humidité relative (Barn, 2014; Keefe, 2014; US EPA, 2016). Le maintien de la qualité de l'air dans un abri en période de pollution importante de l'air ambiant peut demander des moyens stratégiques particuliers comme la filtration, la purification et le conditionnement de l'air (Santé Canada, 2020). Les risques de santé publique liés aux maladies infectieuses sont également problématiques lorsque des gens sont hébergés en cas d'urgence. La protection de la santé publique pendant la pandémie de COVID-19 en 2020 a nécessité une adaptation des approches quant aux abris d'air pur, avec des directives sur le dépistage des personnes symptomatiques, la distanciation physique et les fournitures de prévention (CDC des États-Unis, 2020).

5.8.4 Populations à risque plus élevé

Les gens ayant des problèmes de santé préexistants sont particulièrement vulnérables aux impacts sanitaires d'une mauvaise qualité de l'air intérieur (Dales et coll., 2008a; To et coll., 2009; Potera, 2011; Fann et coll., 2016). Il a également été démontré que les enfants sont plus vulnérables aux polluants de l'environnement (Faustman et coll., 2000) et que le vieillissement peut dégrader les défenses immunitaires et la fonction pulmonaire et créer une prédisposition aux infections respiratoires (Viegi et coll., 2009).

D'autres facteurs, comme la capacité individuelle de s'adapter ou d'atténuer les effets nocifs des changements climatiques sur le milieu intérieur, peuvent tout autant influencer sur la vulnérabilité des personnes face aux impacts connexes sur la santé. Les occupants de logements multifamiliaux et les locataires pourraient ne pas être en mesure de régler la température ou l'humidité, ce qui peut altérer la qualité de l'air intérieur en augmentant les émissions polluantes des matériaux de construction ou en favorisant la prolifération de la moisissure, respectivement. Les locataires peuvent être incapables de réaménager leur logement pour se garder de problèmes comme la pénétration de l'eau et l'infiltration de la fumée des feux de forêt (IOM, 2011; Romero-Lamkao et coll., 2014). De plus, les gens qui manquent de moyens financiers ou de connaissances peuvent ne pas être à même de prendre les mesures de protection nécessaires lorsque les changements climatiques altèrent la qualité de l'air intérieur de leur domicile (IOM, 2011). Des logements mal conçus et mal entretenus peuvent entraîner une exposition accrue aux produits chimiques, aux moisissures et aux agents pathogènes; les appareils de combustion mal ventilés contribuent aux maladies aiguës et chroniques; et l'exposition à la fumée de tabac ambiante est un risque important pour la santé des adultes et des enfants (Sequel et coll., 2017). L'emplacement géographique peut aussi rendre vulnérable aux impacts sanitaires, car certaines régions seront davantage exposées aux événements climatiques extrêmes, comme les crues ou les feux de forêt (voir le chapitre 3 : Aléas naturels).

Les Premières Nations, les Inuits et les Métis pourraient subir des impacts sanitaires disproportionnés en raison de la mauvaise qualité de l'air intérieur, compte tenu du fardeau de la maladie actuellement inégal dans certaines collectivités autochtones. On sait, par exemple, que les enfants inuits et des Premières Nations présentent des taux supérieurs d'infection grave des voies respiratoires inférieures exigeant une hospitalisation (Kovesi, 2012; McCuskee et coll., 2014) et qu'une plus grande prévalence de la bronchectasie a été signalée chez les enfants inuits (Das et Kovesi, 2015). Le tabagisme est plus répandu chez les populations autochtones, 27 % des Premières Nations vivant hors réserve, 26 % des Métis et 49 % des Inuits

âgés de 12 ans et plus fumant quotidiennement, comparativement à 15 % des non-Autochtones (Statistique Canada, 2015). Il est important de noter que même si les comportements à risque élevé tels que le tabagisme ont des impacts négatifs sur la santé, leur prévalence est symptomatique de « problèmes sociaux et économiques plus profonds, ainsi que de l'héritage du colonialisme » (ITK, 2014).

Au Canada, les taux de tuberculose sont quatre fois plus élevés chez les Métis, 57 et 24 fois chez les membres des Premières Nations à l'intérieur et à l'extérieur des réserves respectivement et 284 fois chez les Inuits par rapport aux non-Autochtones nés au Canada (ASPC, 2018; Vachon et coll., 2018). De plus, les cardiopathies sont 1,5 fois plus fréquentes chez les adultes des Premières Nations dans les réserves que chez les Canadiens et Canadiennes en général (Services aux Autochtones Canada, 2018). Ces iniquités en santé existantes peuvent aggraver les risques sanitaires liés aux impacts des changements climatiques sur la qualité de l'air intérieur.

Les Premières Nations, les Inuits et les Métis connaissent habituellement des taux supérieurs de pauvreté, de surpeuplement des logements et de mauvaise qualité des logements habitation (Adelson, 2005; CCNSA, 2017; Statistique Canada, 2017) qui sont de nature à accroître le risque d'impacts sanitaires tenant à une mauvaise qualité de l'air intérieur. Ainsi, 27 % des membres des Premières Nations qui sont des Indiens inscrits ou « visés par un traité » et 26 % des Inuits occupaient un logement nécessitant d'importantes réparations en 2016 (Statistique Canada, 2017); plus de la moitié des adultes des Premières Nations signalaient la présence de moisissure ou de mildiou dans leur maison (Santé Canada, 2014). De même, le Recensement de 2011 a indiqué que, chez les Inuits, le tiers des logements exigeait d'importantes réparations comparativement à 14 % des maisons des Métis et 7 % des habitations de la population canadienne en général (CCNSA, 2017). On s'attend à ce que les impacts des changements climatiques sur la qualité de l'air intérieur aggravent les risques sanitaires en lien avec la mauvaise qualité et le surpeuplement des habitations.

5.8.5 Adaptation

Les stratégies d'adaptation en matière de qualité de l'air intérieur au Canada exigent une approche de gestion des risques à volets multiples qui réunit la maîtrise des sources de pollution, la ventilation et la filtration (Poulin et coll., 2016). L'augmentation de l'étanchéité à l'air des enveloppes des bâtiments peut contribuer à l'accumulation de polluants de l'air intérieur si la ventilation n'est pas adéquate. Il est possible d'y remédier par l'installation et l'entretien adéquat de systèmes de ventilation mécanique (IOM, 2011; Poulin et coll., 2016; Santé Canada, 2018) ainsi que par la réduction ou l'élimination des sources intérieures de polluants de l'air, par exemple, par l'utilisation de produits à faible teneur en COV (Poulin et coll., 2016). Il est en outre possible de diminuer l'effet de la détérioration des conditions ambiantes en créant une enveloppe de bâtiment étanche à l'air, en employant des climatiseurs et des purificateurs d'air autonomes et en posant des filtres à haut rendement sur les chaudières. Nombre de ces mesures peuvent ne pas être à la portée d'un certain nombre de personnes et de sous-populations au pays, notamment les collectivités autochtones, en raison des iniquités sociales qui entraînent des logements inadéquats, de faible statut socioéconomique et de ressources insuffisantes pour la mise en œuvre de mesures de protection. Les interventions gouvernementales d'amélioration de la qualité de l'air ambiant viseront aussi à optimiser la qualité de l'air intérieur (Poulin et coll., 2016).

Les mesures de prévention des crues sont également là pour combattre ou réduire les dommages causés aux habitations par les inondations et d'autres voies d'infiltration de l'eau (Warren et Lemmen, 2014). De plus, l'installation d'avertisseurs de CO dans tous les foyers pourra aider à prévenir les décès par intoxication au monoxyde de carbone pendant les pannes d'électricité. Enfin, des mesures ciblées comme de meilleurs services antipoison et autres services médicaux ainsi que le soutien à l'amélioration des bâtiments et des infrastructures pour les collectivités rurales, exposées géographiquement ou à faible revenu pourront aider à protéger les gens qui pourraient être plus à risque.

5.8.6 Principales incertitudes

Il existe plusieurs incertitudes de taille en ce qui concerne l'ampleur des impacts des changements climatiques sur la qualité de l'air intérieur au Canada. Ainsi, les changements climatiques peuvent influencer les habitudes en matière d'activité et faire en sorte que les gens passent plus de temps à l'intérieur dans certaines conditions et à l'extérieur dans d'autres. Le parc immobilier canadien pourrait évoluer dans la mesure où la durabilité environnementale et la résilience climatique entreraient de plus en plus en jeu comme facteurs. On peut penser à une multiplication des constructions conformes aux normes comme les maisons à émission zéro (bâtiments qui produisent sur place toute l'énergie renouvelable qu'ils consomment [Singh et coll., 2019]) ou passives (conception de bâtiments à très faible dépense d'énergie [Wright et Klingenberg, 2015]), ou encore à la mise au point de nouveaux matériaux de construction conçus techniquement pour subir l'épreuve de l'eau ou mieux résister au feu. On ne sait pas encore au juste si les nouvelles stratégies d'adaptation qui s'offrent aux propriétaires seront adoptées et mises en œuvre, quelles forces les façonneront (coûts, besoins en assurance, etc.) et si elles suffiront à atténuer les problèmes de qualité de l'air intérieur qu'engendrent les changements climatiques.

5.9 Impacts des changements climatiques sur les aéroallergènes

5.9.1 Impact des changements climatiques sur les concentrations, la répartition et la durée saisonnière du pollen au Canada

Les concentrations d'aéroallergènes (pollen des arbres, des graminées et de l'herbe à poux, spores fongiques, etc.) s'accroissent dans certaines régions du monde et au Canada et une partie de ce phénomène a été liée aux changements climatiques (Ariano et coll., 2010; Sierra-Heredia et coll., 2018; Ziska et coll., 2019). Le moment et la durée saisonnière des aéroallergènes, tout comme la production et la teneur en allergènes des grains polliniques, continueront à subir l'influence des changements climatiques (voir la figure 5.6) (Ariano et coll., 2010; Bonofiglio et coll., 2013; Ziska et Beggs, 2012).

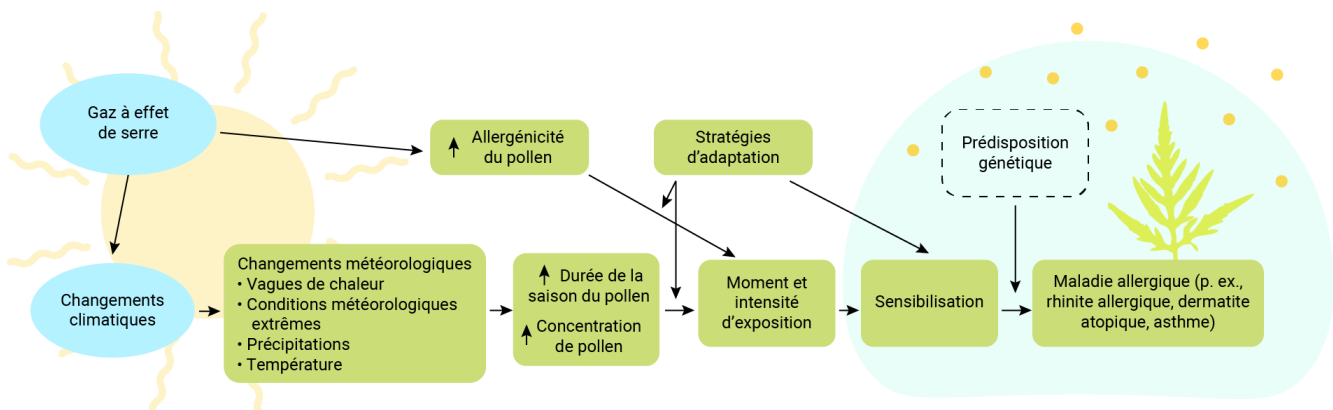


Figure 5.6 Incidence des changements climatiques sur les aéroallergènes au Canada.

Avec les changements climatiques et les hausses consécutives des émissions de CO₂, les températures s'élèveront et, par conséquent, la saison des aéroallergènes débutera plus tôt et finira plus tard (Traidl-Hoffmann et coll., 2003; D'Amato et coll., 2014; Rice et coll., 2014; D'Amato et coll., 2016). On a constaté en Amérique du Nord que la saison du pollen d'herbe à poux s'était allongée de 27 jours entre 1995 et 2009 à cause de l'adoucissement des températures (Takaro et coll., 2013). De plus, la hausse des concentrations atmosphériques de CO₂ peut agir sur les processus de reproduction des plantes, ce qui augmentera la production de pollen (Taylor et coll., 2007; Shea et coll., 2008; Ariano et coll., 2010, 2015; Bjerg et coll., 2016). Des données indiquent que l'élévation des températures de culture et la hausse des émissions de CO₂ peuvent augmenter l'allergénicité (c'est-à-dire augmenter la capacité du pollen à déclencher une réaction allergique) et que les changements climatiques renforceront cet effet (Beggs, 2004; Stach et coll., 2007). Les changements climatiques conditionneront aussi les changements régionaux des variables météorologiques (humidité, précipitations, température, etc.) liées à la dispersion et au dépôt du pollen (D'Amato et coll., 2015). Ces changements climatiques régionaux auront également une incidence sur la répartition végétale, puisque les espèces qui ne pouvaient survivre dans un milieu auparavant hostile pourraient se développer en raison des variations de température et de précipitations (Stach et coll., 2007). L'évolution des régimes de dispersion des aéroallergènes, l'allongement de la saison du pollen, la production accrue de grains polliniques et l'allergénicité accrue viendront modifier l'exposition humaine et peut-être la sensibilité des gens aux allergènes (Bonofiglio et coll., 2013; Breton et coll., 2006; Reid et Gamble, 2009). L'ampleur de l'impact sur les aéroallergènes et les effets sanitaires connexes dépend en partie de l'efficacité des mesures d'adaptation. Des stratégies d'adaptation peuvent aider à diminuer l'exposition aux allergènes aériens. Ainsi, des recherches menées au Québec démontrent qu'une réduction des plantes génératrices de pollen dans une région peut diminuer l'exposition aux aéroallergènes (Demers et Gosselin, 2019).

5.9.2 Impacts sanitaires de l'évolution des aéroallergènes selon les scénarios de changements climatiques

De 20 % à 25 % de la population canadienne est atteinte de rhinite allergique le plus souvent imputable au pollen (Vaitla et Drewe, 2011; Keith et coll., 2012). L'asthme sévit chez 12 % à 25 % des enfants au Canada et, selon les estimations, touche environ 3 millions de Canadiens et de Canadiennes dans l'ensemble (Asher et coll., 2006; Gershon et coll., 2010; Ismaila et coll., 2013; Sierra-Heredia et coll., 2018). Environ les deux tiers des asthmatiques sont allergiques aux aéroallergènes qui déclenchent chez eux des exacerbations de l'asthme (Lafeuille et coll., 2013). Un certain nombre d'études au Canada ont évalué les effets sur la santé des variations quotidiennes des aéroallergènes. Les allergènes de l'air ambiant (pollen des arbres, des graminées et de l'herbe à poux, spores fongiques, etc.) ont été associés à un risque accru de visites aux services d'urgences ou d'hospitalisation pour cause d'asthme ou de rhinite allergique dans des villes de tout le territoire canadien (Dales et coll., 2000; Cakmak et coll., 2002; Dales et coll., 2004, 2008b; Heguy et coll., 2008), ainsi qu'à un risque supérieur d'infarctus du myocarde chez les personnes âgées (Weichenthal et coll., 2016) et d'accouchement avant terme par rapport aux naissances à terme (Lavigne et coll., 2017). On a lié en plus une forte présence d'aéroallergènes pendant la période gestationnelle à un risque accru d'affections atopiques chez l'enfant plus tard dans la vie (Lowe et coll., 2012). On prévoit que, à mesure que s'intensifieront les changements climatiques, les gens souffrant d'allergies seront exposés davantage aux aéroallergènes au Canada. L'incidence et la prévalence des allergies respiratoires et de l'asthme devraient alors augmenter, ce qui occasionnera une montée des dépenses de santé pour le traitement de ces affections (Sierra-Heredia et coll., 2018).

5.9.3 Adaptation

Chez les victimes d'aéroallergènes saisonniers, les systèmes d'alerte aux allergènes atmosphériques qui font connaître les concentrations existantes ou prévues de pollen peuvent aider à choisir les bons médicaments pour traiter les symptômes (Lougheed et coll., 2010; D'Amato et coll., 2015). Les professionnels de la santé peuvent discuter avec leurs patients de thérapies optimales pour la rhinite allergique. Des données montrent, par exemple, que les médicaments d'ordonnance et en vente libre contre cette affection seront d'autant plus efficaces s'ils sont pris assidûment ou avant l'apparition des symptômes (Kim et coll., 2008; Keith et coll., 2012). Qui plus est, des rappels et des avertissements à l'approche de la saison des aéroallergènes pourraient garantir que les Canadiens et les Canadiennes aient consulté un fournisseur de soins de santé, renouvelé leurs ordonnances et commencé à prendre des médicaments préventifs conformément à leur plan de prise en charge (Johnston et coll., 2018).

Un système d'alerte aux aéroallergènes constitue une bonne stratégie de communication s'il s'agit de conseiller aux personnes à risque de contrôler leur exposition lorsque les concentrations de ces aéroallergènes sont élevées (Sierra-Heredia et coll., 2018). Au Canada, les prévisions quotidiennes d'aéroallergènes émanent des Laboratoires de recherche d'aérobiologie (LRA) et sont diffusées sur MétéoMédia (Laboratoires de recherche d'aérobiologie, 2019; MétéoMédia, 2019). Il est également possible de télécharger une application gratuite des LRA sur son téléphone intelligent pour recevoir des prévisions relatives au pollen et aux spores fongiques (Laboratoires de recherche d'aérobiologie, 2019b). D'autres

stratégies possibles d'atténuation des risques au niveau de la population sont notamment le virage écologique en milieu urbain où l'on retrouve des villes avec des arbres et des espèces végétales qui réduisent l'allergénicité au minimum pour les personnes exposées (Fuertes et coll., 2016; Carinanos et coll., 2017; Fong et coll., 2018). Des stratégies adoptées au Québec ont fait la démonstration que la mobilisation de divers partenaires municipaux pour la synchronisation des mesures de lutte contre l'herbe à poux est de nature à réduire l'exposition au pollen de cette plante (Demers et Gosselin, 2019). Parmi ces stratégies, notons la tonte régulière de la pelouse, l'application d'herbicides à faible impact et l'établissement d'un manteau végétal concurrentiel de manière à prévenir la propagation de l'herbe à poux.

5.9.4 Principales incertitudes

Si plusieurs études ont fait état d'effets sur la santé de l'exposition aux aéroallergènes, d'importantes incertitudes subsistent. Une meilleure compréhension de l'importance spatiale des aéroallergènes et de leurs éléments d'interaction avec les polluants atmosphériques et les espaces verts urbains est nécessaire pour fournir une information que pourront employer les populations à risque pour modifier leur exposition et pour façonner des initiatives de virage écologique en milieu urbain (D'Amato et coll., 2015; Sierra-Heredia et coll., 2018). Des renseignements supplémentaires sur les avantages sanitaires des stratégies d'adaptation et sur leur efficacité, l'utilisation, par exemple, de systèmes d'alertes et de moyens de prise en charge des aéroallergènes, sont également nécessaires. En poussant les études au sujet de l'impact à long terme des changements climatiques sur les aéroallergènes, on pourrait mieux expliquer les différences régionales et mieux comprendre les grandes caractéristiques de l'action des changements climatiques sur la charge de pollen et la durée de la saison du pollen (Ziska et coll., 2019). Il faut également tenir compte des projections de l'impact des changements climatiques sur les concentrations futures d'aéroallergènes.

5.10 Conclusion

5.10.1 Impacts des changements climatiques et de la qualité de l'air sur la santé au Canada

Les changements climatiques et la qualité de l'air sont étroitement liés; le réchauffement climatique peut aggraver la pollution atmosphérique (c.-à.-d. la pénalité climatique) et certains polluants atmosphériques, dont l'ozone et les constituants des $PM_{2,5}$, peuvent influencer sur le climat et amplifier le réchauffement. Par ailleurs, les GES et les polluants atmosphériques proviennent également de sources courantes de combustion des combustibles fossiles et, par conséquent, les stratégies d'atténuation des GES peuvent avoir pour avantages accessoires importants de réduire les émissions de polluants atmosphériques.

La pollution atmosphérique est la principale cause environnementale de mortalité au Canada, contribuant à un nombre annuel de décès estimé à 15 300, sans oublier une foule de problèmes de santé non mortels (Santé Canada, 2020). Des recherches récentes indiquent que les effets néfastes de la pollution atmosphérique vont au-delà des problèmes cardiorespiratoires en liant l'exposition à des résultats divers comme le diabète, la démence et les problèmes liés à la santé reproductive. Même de légères augmentations de l'exposition à la pollution atmosphérique sont liées à un plus grand risque d'impacts négatifs sur la santé. La grande diversité des impacts négatifs sur la santé de la pollution atmosphérique, tout comme le caractère universel et involontaire de l'exposition à cette pollution, font ressortir l'importance de la gestion de la qualité de l'air comme grand enjeu en santé publique.

Les études qui ont mesuré la pénalité climatique selon les impacts sur la santé de la pollution atmosphérique pour diverses projections du climat ont principalement porté sur l'ozone et d'autres ont été consacrées aux PM_{2,5}. Les analyses entreprises pour le présent rapport d'évaluation permettent d'estimer pour 2050 le nombre annuel de décès à plusieurs centaines de plus à cause de la pollution atmosphérique sous l'impact des changements climatiques, principalement en Ontario et au Québec, et ce, pour une valeur sociale nette de 2,7 milliards de dollars. De même, des études réalisées aux États-Unis signalent des centaines à des milliers de décès de plus au cours de ce siècle en raison de la pollution atmosphérique liée au réchauffement climatique.

Aspect important, maintes études font état, en matière de pollution atmosphérique, d'un potentiel considérable d'obtention d'avantages accessoires grâce à l'adoption de stratégies d'atténuation des changements climatiques qui visent soit les polluants climatiques de longue durée de vie (CO₂, par exemple), soit les facteurs de forçage climatiques de courte durée de vie (carbone suie, méthane, etc.). Bien que les avantages sur le plan climatologique apportés par des réductions à court terme des émissions de GES puissent seulement s'obtenir à moyen ou à long terme et généralement à une échelle mondiale, on se trouverait à réaliser les avantages en santé publique des réductions liées des émissions de polluants atmosphériques immédiatement et localement là où les mesures d'atténuation en question sont appliquées. Par ailleurs, ces avantages peuvent présenter une grande valeur sociale de nature à compenser en partie les coûts d'atténuation des GES. L'intégration des avantages accessoires de la qualité de l'air pour la santé à la politique d'atténuation des changements climatiques justifie encore plus l'adoption de mesures plus rigoureuses ou rapides de réduction pour lutter contre les changements climatiques. En envisageant ensemble des mesures de lutte aux GES et aux polluants atmosphériques, on favoriserait la conception stratégique de politiques qui optimisent les deux volets et aident à éviter des conséquences négatives non voulues comme une montée accidentelle des émissions de polluants atmosphériques par la mise en œuvre des stratégies d'atténuation des GES.

Les feux de forêt sont devenus une source importante de pollution atmosphérique au Canada, et l'augmentation des émissions découlant des feux de forêt en raison des changements climatiques représente l'un des risques les plus importants pour la qualité de l'air. On s'attend à ce que les feux de forêt évoluent dans leur fréquence, leur gravité et leur répartition avec le réchauffement climatique, d'où une montée des émissions. Les données dont nous disposons semblent indiquer que la recrudescence actuelle des feux de forêt pourrait déjà être attribuable aux changements climatiques. L'exposition à la fumée des feux de forêt nuit à la santé respiratoire, mais les données correspondantes demeurent non concluantes pour les résultats cardiovasculaires. Dans une analyse canadienne, on estime à 620 à 2 700 le nombre annuel de décès imputables aux émissions découlant des feux de forêt de 2013 à 2018 pour une valeur sociale

nette par an variant de 4,7 milliards de dollars à 21 milliards de dollars, ce à quoi pourraient s'ajouter un grand nombre d'effets cardiorespiratoires non mortels. Dans l'ensemble, les impacts les plus marqués ont été relevés en Colombie-Britannique et en Alberta, bien que, dans la saison des feux de 2013, ils aient été observés en Ontario et au Québec. Les plus fortes concentrations de polluants atmosphériques devraient se présenter plus près des feux, mais les panaches de fumée peuvent se propager sur de vastes parties du territoire canadien avec des répercussions sur les centres de population loin de leurs sources. Il convient de mentionner, par exemple, qu'une proportion de 20 % à 30 % de la population canadienne a été exposée à des concentrations moyennes égales ou supérieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2,5}$ émanant des feux de forêt pendant la saison de mai à septembre en 2014, en 2015, en 2017 et en 2018. On s'attend à ce que les impacts actuels sur la santé de la pollution atmosphérique à cause de la fumée des feux de forêt s'accroissent avec les changements climatiques, ce qui en ferait un important problème de santé publique.

Les Canadiens et les Canadiennes passent 90 % de leur temps à l'intérieur et les changements climatiques devraient influencer de diverses manières sur la qualité de l'air intérieur. Selon les prévisions, ces changements climatiques s'accompagneront d'événements météorologiques extrêmes plus fréquents, ce qui accroît le risque d'effets sur la santé en raison de la moisissure par les inondations, de la fumée des feux de forêt et de la pollution de l'air intérieur par le mauvais usage des sources de combustion, entre autres. Il faut ici ajouter qu'une plus grande étanchéité à l'air des habitations par l'amélioration de l'efficacité énergétique appellera une ventilation suffisante, de sorte que les polluants ne s'accumulent pas dans l'air intérieur. Par ailleurs, dans des conditions de pollution préjudiciable de l'air extérieur, il est possible d'atténuer l'impact sur la qualité de l'air intérieur par une plus grande étanchéité de l'habitation et le recours à la climatisation et à la filtration. Il faut normalement disposer de moyens économiques pour adopter des mesures de protection sous forme de gains d'étanchéité et de ventilation. Ainsi, les ménages à faible revenu et les collectivités socialement défavorisées pourraient éprouver de la difficulté à mettre en œuvre de telles mesures.

On a établi le lien entre les concentrations ambiantes d'aéroallergènes, dont le pollen et les spores fongiques, et les visites à l'hôpital au Canada pour cause d'asthme ou de rhinite allergique, sans oublier certains autres effets nocifs. Les températures qui s'élèvent, les conditions météorologiques qui changent et les concentrations atmosphériques de CO_2 qui montent ont pour effet d'augmenter la densité pollinique, la durée de la saison du pollen et l'allergénicité, ainsi que de changer la répartition des espèces. L'asthme sévit chez environ 3 millions de Canadiens et de Canadiennes, dont une proportion de 12 % à 25 % des enfants, et près du quart des Canadiens et des Canadiennes souffrent de rhinite allergique. Ce sont deux affections qui sont couramment provoquées par les aéroallergènes. Nous prévoyons que l'asthme et la rhinite allergique gagneront en incidence et en prévalence avec les changements climatiques.

5.10.2 Populations à risque plus élevé

Les données scientifiques indiquent que de multiples sous-populations courent un risque accru d'effets nocifs sur la santé en raison de la pollution et des allergènes de l'air et seraient sans doute donc plus touchées négativement par une plus grande pollution de l'air extérieur, la fumée des feux de forêt, la contamination de l'air intérieur et les concentrations aériennes d'allergènes en raison du climat en évolution.

Certains groupes sont plus vulnérables à une exposition aux polluants atmosphériques en raison de leur âge (enfants et aînés), d'affections préexistantes (asthme, MPOC ou cardiopathie) ou de prédispositions génétiques. Les données qui se multiplient au sujet des effets de la pollution atmosphérique sur les résultats de reproduction, le diabète et la progression des cardiopathies, entre autres, semblent indiquer qu'une grande partie de la population serait plus à risque. D'autres groupes pourraient l'être à cause d'une exposition accrue en raison de l'endroit où ils vivent ou du temps qu'ils passent à l'extérieur, notamment à des fins d'un travail. Dans une récente étude, il est estimé que le tiers de la population canadienne a au moins un facteur de risque l'exposant plus que le reste de la population aux effets préjudiciables de l'ozone et des $PM_{2,5}$, ce qui souligne la nécessité de communiquer les risques et de prendre des mesures pour gérer de la qualité de l'air en vue de cibler les groupes à la fois grandement exposés et plus vulnérables (Stieb et coll., 2019).

Parmi les principaux groupes qui seraient plus à risque à cause de l'accroissement de l'exposition pollinique et de l'allergénicité anticipée en raison des changements climatiques, notons les gens souffrant d'asthme et de rhinite allergique; selon des données récentes, d'autres groupes comme les gens atteints de cardiopathies pourraient également être touchés.

Fait important, les populations autochtones au Canada assument un fardeau de maladies respiratoires disproportionnellement plus élevé (y compris l'asthme et la MPOC) comparativement à la population en général, ce qui les rend plus vulnérables à la pollution de l'air extérieur, à la fumée des feux de forêt, à la contamination de l'air intérieur et aux aéroallergènes. De multiples iniquités en santé (voir le chapitre 9 : Changements climatiques et équité en santé) peuvent accroître encore davantage cette vulnérabilité. Les Autochtones des collectivités éloignées pourraient ainsi être exposés à de fortes concentrations de fumée de feux de forêt.

5.10.3 Adaptation

Un objectif clé de la gestion de la qualité de l'air au Canada est l'amélioration continue grâce à la réduction des émissions de polluants atmosphériques dans de multiples secteurs (CCME, 2019). Par ailleurs, d'autres programmes ont vu le jour pour s'attaquer aux risques sanitaires de la pollution atmosphérique en réduisant l'exposition. Ces programmes seront de plus en plus importants pour compenser les impacts négatifs anticipés des changements climatiques.

La CAS est un outil de protection de la santé conçu pour aider la population canadienne à prendre des décisions pour protéger leur santé en limitant leur exposition à court terme à la pollution de l'air extérieur. Elle fournit chaque jour les conditions présentes et futures aux collectivités de tout le pays et donne des conseils précis sur les niveaux de qualité de l'air associés à des risques sanitaires faibles, modérés, élevés et très élevés, notamment pour les gens qui y sont sensibles. De plus, les autorités locales ont recours à des alertes ou à des avis sur la qualité de l'air lorsque des conditions à risque élevé se présentent. La CAS ne mesure pas les effets de la chaleur et, pour le moment, l'intégration de messages sur la chaleur et la qualité de l'air à l'intention de la population canadienne est quelque peu limitée. Pour sa part, le gouvernement du Canada fournit des prévisions de concentrations de $PM_{2,5}$ émanant des feux de forêt pour les prochaines 48 heures, ce qui comprend la cartographie des trajectoires prévues de la fumée. Des alertes sur la qualité de l'air en cas de fumée des feux de forêt sont émises au besoin. Le Centre de contrôle des maladies de la

Colombie-Britannique a mis en œuvre une nouvelle version de la CAS pendant la saison des feux de forêt afin de mieux tenir compte des risques que présente la fumée des feux de forêt. Également, plusieurs provinces et territoires disposent de renseignements visant à protéger la santé des collectivités contre cette fumée.

L'amélioration des espaces verts urbains peut comporter de multiples avantages accessoires pour la santé, notamment des impacts positifs directs, tout en jouant un rôle dans l'atténuation de l'exposition à la pollution atmosphérique et la réduction de l'effet d'îlot de chaleur en milieu urbain.

Les stratégies d'adaptation en matière de qualité de l'air intérieur au Canada dans un climat en évolution nécessiteront l'adoption d'une approche de gestion des risques à volets multiples qui vise à maîtriser les sources intérieures de polluants atmosphériques, à assurer une bonne ventilation malgré l'étanchéité accrue des maisons et à veiller à la filtration de l'air. Des stratégies de prévention des crues aideraient à combattre la moisissure occasionnée par les dégâts de l'eau, et une meilleure détection du monoxyde de carbone permettrait de prévenir les décès par intoxication pendant les pannes d'électricité. Enfin, nous pourrions mieux protéger les populations plus à risque en consacrant des interventions aux collectivités rurales, géographiquement exposées ou à faible revenu.

Des prévisions quotidiennes d'aéroallergènes des LRA, qui peuvent aider à réduire l'exposition aux allergènes dans l'air et à optimiser la pharmacothérapie des personnes aux prises avec des allergies, sont actuellement diffusées au Canada par MétéoMédia. Les stratégies d'adaptation communautaires qui visent à réduire les concentrations polliniques pourraient inclure le virage écologique en milieu urbain à l'aide d'espèces peu allergènes. Un projet réalisé au Québec démontre que les partenariats à l'échelon municipal peuvent assurer efficacement la coordination de multiples stratégies de lutte contre l'herbe à poux, une espèce allergène répandue.

5.10.4 Lacunes sur le plan des connaissances

Il subsiste plusieurs lacunes importantes en ce qui concerne notre compréhension de ce que serait l'incidence de la qualité de l'air sur la santé de la population canadienne dans un climat en évolution. Une modélisation intégrée des changements climatiques et de la qualité de l'air, qui tiendrait compte des effets des paramètres climatiques sur les concentrations de $PM_{2.5}$, s'avère nécessaire si nous entendons mieux comprendre à la fois les impacts de la pénalité climatique sur la santé de la population et, sur le plan de la qualité de l'air, les importants avantages accessoires pour la santé que pourraient offrir les mesures d'atténuation des GES. Nous devons de mieux comprendre et d'intégrer à nos modèles de qualité de l'air l'impact de l'évolution des conditions climatiques sur les émissions biogènes. Par ailleurs, une synthèse et une comparaison générales des avantages accessoires possibles en matière de qualité de l'air des voies multiples d'atténuation climatique du GIEC demeurent difficiles, puisque les études réalisées à ce jour ont fait appel à des approches, des hypothèses et des méthodes de modélisation différentes. L'harmonisation des futures méthodes d'étude nous permettrait d'obtenir de meilleurs renseignements en vue de l'adoption de politiques d'atténuation des changements climatiques.

Il faut améliorer la capacité de modéliser l'exposition à la fumée des feux de forêt et de comprendre les interactions des risques climatiques et des risques de feux de forêt pour éclairer les projections des impacts sanitaires de la fumée des feux de forêt dans un contexte de changements climatiques. Une meilleure compréhension de la diversité des effets néfastes sur la santé de l'exposition à la pollution atmosphérique, et



notamment de la question de savoir si les effets sanitaires de la fumée d'incendie de forêt diffèrent de ceux de la pollution de l'air ambiant, permettrait une évaluation plus systématique des impacts sur la santé de la population et un recensement des populations plus à risque.

S'il est bien connu que les Canadiens et les Canadiennes passent 90 % de leur temps à l'intérieur, la caractérisation de l'exposition aux polluants de l'air intérieur avec les risques liés pour la santé demeure un défi. L'évolution des conditions climatiques ainsi que des mesures d'atténuation et d'adaptation accroît la complexité du problème. Nous avons besoin de recherches pour évaluer les conséquences sanitaires de l'évolution des conditions environnementales et pour encadrer la conception d'habitations saines, les économies d'énergie, la ventilation et le choix de matériaux de construction.

Des recherches récentes semblent indiquer que les impacts sur la santé de l'exposition aux aéroallergènes pourraient aller au-delà des manifestations respiratoires, ce qui pourrait aider à découvrir de nouveaux groupes vulnérables. Une meilleure compréhension de la répartition des aéroallergènes et de leur interaction avec les polluants atmosphériques et les espaces verts éclairerait les initiatives de virage écologique en milieu urbain et les mesures d'adaptation visant à protéger les populations plus à risque.

Enfin, il faudra pousser la recherche pour éclairer la conception de stratégies efficaces d'adaptation et d'atténuation des risques (fumée des feux de forêt, qualité de l'air intérieur et aéroallergènes) dans un climat en évolution afin de mieux protéger la santé des Canadiens et des Canadiennes.

5.11 Références

- Abelsohn, A., et Stieb, D. M. (2011). Health effects of outdoor air pollution: approach to counseling patients using the Air Quality Health Index. *Canadian family physician*, 57(8), 881–e287.
- Adelson, N. (2005). The embodiment of inequity: health disparities in aboriginal Canada. *Canadian journal of public health*, 96(2), S45–S61. <<https://doi.org/10.1007/BF03403702>>
- Adetona, O., Reinhardt, T.E., Domitrovich, J., Broyles, G., Adetona, A. M., Kleinman, M.T., Ottmar, R. D., et Naeher, L. P. (2016). Review of the health effects of wildland fire smoke on wildland firefighters and the public. *Inhalation Toxicology*, 28(3), 95-139. doi:10.3109/08958378.2016.1145771
- Aerobiology Research Laboratories. (2019a). Consulté sur le site: <<https://pollenexperts.ca/fr/what-we-do/>>
- Aerobiology Research Laboratories. (2019b). *Rapports personnalisés sur le pollen*. Consulté sur le site: <<https://pollenexperts.ca/fr/get-involved/>>
- Agence de la santé publique du Canada (ASPC). (2018). Les principales inégalités en santé au Canada – Un portrait national. Ottawa, Ontario. Consulté sur le site: <https://www.canada.ca/content/dam/phac-aspc/documents/services/publications/science-research/key-health-inequalities-canada-national-portrait-executive-summary/key_health_inequalities_full_report-fra.pdf>
- Alam, S., Lang, J. J., Drucker, A.M., Gotay, C., Kozloff, N., Mate, K., Patten, S.B., Orpana, H. M., Afshin, A., et Cahill, L. E. (2019). Assessment of the burden of diseases and injuries attributable to risk factors in Canada from 1990 to 2016: an analysis of the Global Burden of Disease Study. *Canadian Medical Association Journal Open*, 7(1), E140-E148. doi:10.9778/cmajo.20180137
- Albert-Green, A., Dean, C. B., Martell, D. L., et Woolford, D. G. (2013). A methodology for investigating trends in changes in the timing of the fire season with applications to lightning-caused forest fires in Alberta and Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(1), 39-45. doi:10.1139/cjfr-2011-0432
- Alberta Health Services. (2019). *Frequently Asked Questions: Wildfires / Air Quality due to Wildfire Smoke*. Government of Alberta. Consulté sur le site: <<https://www.albertahealthservices.ca/assets/wf/eph/wf-eph-wildfire-smoke-health.pdf>>
- Amann, M., Klimont, Z., et Wagner F. (2013). Regional and global emissions of air pollutants: Recent trends and future scenarios. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 31-55. doi:10.1146/annurev-environ-052912-173303
- Amiro, B. D., Cantin, A., Flannigan, M. D., et de Groot, W. (2009). Future Emissions from Canadian Boreal Forest Fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 383-395. doi:10.1139/X08-154
- Anderson, V. (2016). *Système d'avertissement et d'information de chaleur harmonisé pour l'Ontario (SAIC)*. Toronto, Ontario: Ministère de la santé et des soins de longue durée de l'Ontario. Consulté sur le site : <https://www.health.gov.on.ca/fr/common/ministry/publications/reports/heat_warning_information_system/heat_warning_information_system.aspx>
- Ariano, R., Berra, D., Chiodini, E., Ortolani, V., Cremonte, L. G., Mazzeo, M. G., Galdi E., Calosso C., et Ciprandi, G. (2015). Ragweed allergy: Pollen count and sensitization and allergy prevalence in two Italian allergy centers. *Allergy et Rhinology (Providence, R.I.)*, 6(3), 177-183. doi:10.2500/ar.2015.6.0141
- Ariano, R., Canonica, G. W., et Passalacqua, G. (2010). Possible role of climate changes in variations in pollen seasons and allergic sensitizations during 27 years. *Annals of Allergy, Asthma et Immunology: Official Publication of the American College of Allergy, Asthma, et Immunology*, 104(3), 215-222. doi:10.1016/j.anai.2009.12.005
- Asher, M. I., Montefort, S., Bjorksten, B., Lai, C. K., Strachan, D. P., Weiland, S. K., Williams, H., et ISAAC Phase Three Study Group. (2006). Worldwide time trends in the prevalence of symptoms of asthma, allergic rhinoconjunctivitis, and eczema in childhood: ISAAC phases one and three repeat multicountry cross-sectional surveys. *Lancet (London, England)*, 368(9537), 733-743. <[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(06\)69283-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(06)69283-0)>
- Association canadienne de l'électricité (ACE). (2018). *Adaptation aux changements climatiques*. Consulté sur le site: <<https://electricity.ca/fr/conduire/protger-lenvironnement/adaptation-aux-changements-climatiques/>>
- Baldauf, R. (2016): Recommendations for Constructing Roadside Vegetation Barriers to Improve Near-Road Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-16/072. <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=321772&simpleSearch=1&searchAll=Recommendations+for+constructing+roadside+vegetation+barriers+to+improve+near+road+air+quality> [November 2020]
- Barn, P. (2014). *Evidence review: Home and community clean air shelters to protect public health during wildfire smoke events* (C. Elliott, et K. Rideout, Eds). BC Centre for Disease Control. Consulté sur le site: <http://www.bccdc.ca/resourcegallery/Documents/Guidelines%20and%20Forms/Guidelines%20and%20Manuals/Health-Environment/WFSG_EvidenceReview_CleanAirShelters_FINAL_v3_edstrs.pdf>
- Barn, P., Larson, T., Noullett, M., Kennedy, S., Copes R., et Brauer, M. (2008). Infiltration of forest fire and residential wood smoke: an evaluation of air cleaner effectiveness. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 18(5), 503-511. doi:10.1038/sj.jes.7500640

- Barnes, E. A., Fiore, A. M., et Horowitz, L. W. (2016). Detection of trends in surface ozone in the presence of climate variability. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(10), 6112 – 6129, doi:10.1002/2015jd024397
- BC Centre for Disease Control (BC CDC). (2014). *Wildfire Smoke Response Planning*. Consulté sur le site: <<http://www.bccdc.ca/health-professionals/professional-resources/wildfire-smoke-response-planning>>
- BC Centre for Disease Control (BC CDC). (2019). *The burning reality of wildfire smoke and its public health impacts*. Consulté sur le site: <<http://www.bccdc.ca/about/news-stories/stories/the-burning-reality-of-wildfire-smoke-and-its-public-health-impacts>>
- Beggs, C. B., Noakes, C. J., Sleight, P. A., Fletcher, L. A., et Siddiqi, K. (2003). The transmission of tuberculosis in confined spaces: an analytical review of alternative epidemiological models. *The International Journal of Tuberculosis and Lung Disease*, 7(11), 1015-26.
- Beggs, P. J. (2004). Impacts of climate change on aeroallergens: Past and future. *Clinical and Experimental Allergy. Journal of the British Society for Allergy and Clinical Immunology*, 34(10), 1507-1513. doi:10.1111/j.1365-2222.2004.02061.x
- Bell M. L., Goldberg R., Hogrefe C., Kinney P. L., Knowlton K., Lynn B., Rosenthal J., Rosenzweig C., et Patz, J. A. (2007). Climate change, ambient ozone, and health in 50 US cities. *Climatic Change*, 82, 61–76. doi: 10.1007/s10584-006-9166-7
- Benmarhnia, T., Mathlouthi, F., et Smargiassi, A. (2013). *Les impacts sanitaires des particules liées aux incendies de forêt*. Institut National de Santé Publique du Québec. Consulté sur le site : <<https://www.inspq.qc.ca/publications/1679>>
- Berry, P., McBean, G., et Seguin, J. (2008). Vulnérabilités aux dangers naturels et aux conditions météorologiques extrêmes. Dans J. Séguin (éd.), *Santé et changements climatiques: évaluation des vulnérabilités et de la capacité d'adaptation au Canada* (pages 43 à 112). Ottawa, ON: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site <<https://publications.gc.ca/site/fra/9.635906/publication.html>>
- Bjerg, A., Ekerljung, L., Eriksson, J., Näslund, J., Sjölander, S., Rönmark, E., Dahl, Å., Holmberg, K., Wennberg, G., Torén, K., Borres, M. P., Lötval, J., et Lundbäck, B. (2016). Increase in pollen sensitization in Swedish adults and protective effect of keeping animals in childhood. *Clinical and Experimental Allergy: Journal of the British Society for Allergy and Clinical Immunology*, 46(10), 1328–1336. <<https://doi.org/10.1111/cea.12757>>
- Black, C., Tesfaigzi, Y., Bassein, J. A., et Miller, L. A. (2017). Wildfire smoke exposure and human health: significant gaps in research for a growing public health issue. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 55, 186-195. doi:10.1016/j.etap.2017.08.022
- Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., DeAngelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N.,...Zender, C. S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118, 5380–5552, doi:10.1002/jgrd.50171.
- Bone, A., Murray, V., Myers, I., Dengel, A., et Crump, D. (2010). Will drivers for home energy efficiency harm occupant health? *Perspectives in Public Health*, 130(5), 233-238. doi:10.1177/1757913910369092
- Bonofiglio, T., Orlandi, F., Ruga, L., Romano, B., et Fornaciari, M. (2013). Climate change impact on the olive pollen season in Mediterranean areas of Italy: Air quality in late spring from an allergenic point of view. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(1), 877-890. doi:10.1007/s10661-012-2598-9
- Boucher, O., Randall D., Artaxo P., Bretherton C., Feingold G., Forster P., Kerminen V.-M., Kondo Y., Liao H., Lohmann U., Rasch P., Satheesh S. K., Sherwood S., Stevens B., et Zhang X. Y. (2013). Clouds and Aerosols. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, et P. M. Midgley (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 571-658). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, doi:10.1017/CBO9781107415324.016
- Boulanger, Y., Gauthier S., et Burton P. J. (2014). A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 365 – 376, doi:/10.1139/cjfr-2013-0372.
- Breton, M. C., Garneau, M., Fortier, I., Guay, F., et Louis, J. (2006). Relationship between climate, pollen concentrations of ambrosia and medical consultations for allergic rhinitis in Montreal, 1994-2002. *The Science of the Total Environment*, 370(1), 39-50. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.05.022>>
- Bush, E., et Lemmen D. (éd.). (2019). *Rapport sur le climat changeant du Canada*. Ottawa, ON: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site <<https://changingclimate.ca/CCCR2019/fr/>>
- Bureau d'assurance du Canada (BAC). (2013). *Canada inundated by severe weather in 2013: Insurance companies pay out record-breaking \$3.2 billion to policyholders*. Consulté sur le site: <[http://www.ibc.ca/yt/resources/media-centre/media-releases/canada-inundated-by-severe-weather-in-2013-insurance-companies-pay-out-record-breaking-\\$3-2-billion-to-policyholders](http://www.ibc.ca/yt/resources/media-centre/media-releases/canada-inundated-by-severe-weather-in-2013-insurance-companies-pay-out-record-breaking-$3-2-billion-to-policyholders)>
- Cakmak, S., Dales, R. E., Burnett, R. T., Judek, S., Coates, F., et Brook, J. R. (2002). Effect of airborne allergens on emergency visits by children for conjunctivitis and rhinitis. *Lancet (London, England)*, 359(9310), 947-948. <[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(02\)08045-5](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)08045-5)>

- Camalier, L., Cox, W., et Dolwick P. (2007). The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmospheric Environment*, 41(33), 7127–7137. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.04.061.
- Cames, M., et Helmers, E. (2013). Critical evaluation of the European diesel car boom – global comparison, environmental effects and various national strategies. *Environmental Sciences Europe*, 25, 15. doi:10.1186/2190-4715-25-15
- Canadian Mortgage and Housing Corporation (CMHC). (1998). *Field Survey of Heat Recovery Ventilation Systems Final Report*. Ottawa, ON: Canada Mortgage and Housing Corporation Research Division. Consulté sur le site: <http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/schl-cmhc/nh18-1/NH18-1-90-1998-eng.pdf>
- Cariñanos, P., Casares-Porcel, M., Díaz de la Guardia, C., Aira, M. J., Belmonte, J., Boi, M., Elvira-Rendueles, B., De Linares, C., Fernández-Rodríguez, S., Maya-Manzano, J. M., Pérez-Badía, R., Rodríguez-de la Cruz, D., Rodríguez-Rajo, F. J., Rojo-Úbeda, J., Romero-Zarco, C., Sánchez-Reyes, E., Sánchez-Sánchez, J., Tormo-Molina, R., et Vega Maray, A. M. (2017). Assessing allergenicity in urban parks: A nature-based solution to reduce the impact on public health. *Environmental Research*, 155, 219–227. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.02.015>>
- Carrière, G. M., Garner, R., et Sanmartin, C. (2017). Housing conditions and respiratory hospitalizations among First Nations People in Canada. *Health Reports* (Catalogue no. 82-003-X). Ottawa, ON: Statistics Canada. Consulté sur le site: <<https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/82-003-x/2017004/article/14789-eng.pdf>>
- Cascio, W. E. (2018). Wildland fire smoke and human health. *Science of the Total Environment*, 624, 586-595. doi:10.1007/s10393-004-0149-8
- Centre de collaboration nationale de la santé autochtone (CCNSA). (2017). *Le logement: Un déterminant social de la santé des premières nations, des Inuits et des Métis*. Prince George, Colombie-Britannique. Consulté sur le site: <https://www.ccnsa.ca/525/Le_logement_un_determinant_social_de_la_santé_des_Premières_Nations_des_Inuits_et_des_Métis.nccih?id=20>
- Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC). (2016). *Outdoor Air Pollution: IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. Lyon, France. Consulté sur le site: <<https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono109.pdf>>
- Chand, D., Wood, R., Anderson, T. L., Satheesh, S. K., et Charlson, R. J. (2009). Satellite-derived direct radiative effect of aerosols dependent on cloud cover. *Nature Geoscience*, 2, 181–184. doi: 10.1038/NCEO437
- Chen, H., Burnett, R. T., Kwong, J. C., Villeneuve, P. J., Goldberg, M. S., Brook, R. D., van Donkelaar, A., Jerrett, M., Martin, R. V., Brook, J. R., et Copes, R. (2013a). Risk of incident diabetes in relation to long-term exposure to fine particulate matter in Ontario, Canada. *Environmental Health Perspectives*, 121(7), 804-810. doi: 10.1289/ehp.1205958
- Chen, H., Li, Q., Kaufman, J. S., Wang, J., Copes, R., Su, Y., et Benmarhnia, T. (2018). Effect of air quality alerts on human health: a regression discontinuity analysis in Toronto, Canada. *The Lancet Planetary Health*, 2(1), e19-e26. doi:10.1016/S2542-5196(17)30185-7
- Chen, R., Wang, X., Meng, X., Hua, J., Zhou, Z., Chen, B., et Kan, H. (2013b). Communicating air pollution-related health risks to the public: An application of the Air Quality Health Index in Shanghai, China. *Environment international*, 51, 168-173. doi.org/10.1016/j.envint.2012.11.008
- Clark, N. A., Allen, R. W., Hystad, P., Wallace, L., Dell, S.D., Foty, R., Dabek-Zlotorzynska, E., Evans, G., et Wheeler, A. J. (2010). Exploring variation and predictors of residential fine particulate matter infiltration. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(8), 3211-3224. doi: 10.3390/ijerph7083211
- Climate and Clean Air Coalition (CCAC). (2020). *Why we need to act now*. Consulté sur le site: <cacaalition.org/en/content/why-we-need-act-now>
- Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC). (2015). *L'Accord de Paris*. Consulté sur le site: <https://unfccc.int/fr/processus-et-reunions/l-accord-de-paris/l-accord-de-paris>
- Cooper, O. R., Parrish D. D., Ziemke J., Balashov N. V., Cupeiro M., Galbally I. E., Gilge S., Horowitz L., Jensen N. R., Lamarque J.-F., Naik V, Oltmans S. J., Schwab J., Shindell D. T., Thompson A. M., Thouret V., Wang Y., et Zbinden R. M. (2014). Global distribution and trends of tropospheric ozone: An observation-based review. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 2, 000029. doi:/10.12952/journal.elementa.000029.
- Coumou, D., Di Capua G., Vavrus S., Wang L., et Wang S. (2018). The influence of Arctic amplification on mid-latitude summer circulation. *Nature Communications*, 9(1), 2959. doi: 10.1038/s41467-018-05256-8.
- Crouse, D. L., Pinault, L., Balram, A., Brauer, M., Burnett, R. T., Martin, R. V., van Donkelaar, A., Villeneuve, P. J., et Weichenthal, S. (2019). Complex relationships between greenness, air pollution, and mortality in a population-based Canadian cohort. *Environment International*, 128, 292-300. doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.047
- Dales, R., Liu, L., Wheeler, A. J., et Gilbert, N. L. (2008a). Quality of indoor residential air and health. *Canadian Medical Association journal = Journal de l'Association Médicale Canadienne*, 179(2), 147–152. <<https://doi.org/10.1503/cmaj.070359>>

- Dales, R. E., Cakmak, S., Burnett, R. T., Judek, S., Coates, F., et Brook, J. R. (2000). Influence of ambient fungal spores on emergency visits for asthma to a regional children's hospital. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 162(6), 2087–2090. <<https://doi.org/10.1164/ajrccm.162.6.2001020>>
- Dales, R. E., Cakmak, S., Judek, S., et Coates, F. (2008b). Tree pollen and hospitalization for asthma in urban Canada. *International Archives of Allergy and Immunology*, 146(3), 241–247. doi:10.1159/000116360
- Dales, R. E., Cakmak, S., Judek, S., Dann, T., Coates, F., Brook, J. R., et Burnett, R. T. (2004). Influence of outdoor aeroallergens on hospitalization for asthma in Canada. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 113(2), 303–306. doi:10.1016/j.jaci.2003.11.016
- D'Amato, G., Bergmann, K. C., Cecchi, L., Annesi-Maesano, I., Sanduzzi, A., Liccardi, G., Vitale, C., Stanzola, A., et D'Amato, M. (2014). Climate change and air pollution: Effects on pollen allergy and other allergic respiratory diseases. *Allergo Journal International*, 23(1), 17–23. doi:10.1007/s40629-014-0003-7
- D'Amato, G., Holgate, S. T., Pawankar, R., Ledford, D. K., Cecchi, L., Al-Ahmad, M., Al-Enezi, F., Al-Muhsen, S., Ansotegui, I., Baena-Cagnani, C. E., Baker, D. J., Bayram, H., Bergmann, K. C., Boulet, L.-P., buters, J. T. M., D'Amato, M., dorsano, S., Douwes, J., Finlay, S. E., Garrasi, D., Annesi-Maesano, I. (2015). Meteorological conditions, climate change, new emerging factors, and asthma and related allergic disorders. A statement of the world allergy organization. *The World Allergy Organization Journal*, 8(1), 25. doi:10.1186/s40413-015-0073-0
- D'Amato, G., Vitale, C., Lanza, M., Molino, A., et D'Amato, M. (2016). Climate change, air pollution, and allergic respiratory diseases: An update. *Current Opinion in Allergy and Clinical Immunology*, 16(5), 434–440. doi:10.1097/ACI.0000000000000301
- Das, L., et Kovesi, T. A. (2015). Bronchiectasis in children from Qikiqtani (Baffin) Region, Nunavut, Canada. *Annals of the American Thoracic Society*, 12(1), 96–100. <<https://doi.org/10.1513/AnnalsATS.201406-257OC>>
- Dawson, J. P., Adams P. J., et Pandis S. N. (2007). Sensitivity of PM_{2.5} to climate in the Eastern US: a modeling case study. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 4295 – 4309. doi:10.5194/acp-7-4295-2007.
- Day, M. C., et Pandis S. N. (2011). Predicted changes in summertime organic aerosol concentrations due to increased temperatures. *Atmospheric Environment*, 45(36), 6546 – 6556. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.08.028
- Demers, I., et Gosselin, P. (2019). At-a-glance -Pollens, climate and allergies: Quebec initiatives. *Health promotion and chronic disease prevention in Canada*, 39(4), 136–141. <<https://doi.org/10.24095/hpcdp.39.4.05>>
- Deser, C., Knutti, R., Solomon S., et Phillips A. S. (2012). Communication of the role of natural variability in future North American climate. *Nature Climate Change*, 2, 775 – 779. doi: 10.1038/NCLIMATE1562.
- Dodd, W., Howard, C., Rose, C., Scott, C., Scott, P., Cunsolo, A., et Orbinski, J. (2018a). The summer of smoke: Ecosocial and health impacts of a record wildfire season in the Northwest Territories, Canada. *The Lancet Global health*, 6(Suppl.2), S30. doi:10.1016/S2214-109X(18)30159-1
- Dodd, W., Scott, P., Howard, C., Scott, C., Rose, C., Cunsolo, A., et Orbinski, J. (2018b). Lived experience of a record wildfire season in the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Public Health*, 109(3), 327–337. <<https://doi.org/10.17269/s41997-018-0070-5>>
- Du, X., Chen, R., Meng, X., Liu, C., Niu, Y., Wang, W., Li, S., Kan, H., et Zhou, M. (2020). The establishment of National Air Quality Health Index in China. *Environment International*, 138, 105594–105600. doi.org/10.1016/j.envint.2020.105594
- Ebi, K. L., et McGregor, G. (2008). Climate change, tropospheric ozone and particulate matter, and health impacts. *Environment Health Perspectives*, 116(11), 1449–1455. doi:10.1289/ehp.11463
- Elliott, C. T., Henderson, S. B., et Wan, V. (2013). Time series analysis of fine particulate matter and asthma reliever dispensations in populations affected by forest fires. *Environmental Health*, 12, 11. doi:10.1186/1476-069X-12-11.
- Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC). (2020). *Un environnement sain et une économie saine. Le plan climatique renforcé du Canada pour créer des emplois et soutenir la population, les communautés et la planète*. Gatineau, Québec: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/climate-change/climate-plan/plan_environnement_sain_economie_saine.pdf>
- European Academies' Science Advisory Council. (2019). *The imperative of climate action to protect human health in Europe*. German National Academy of Sciences. Consulté sur le site: <<https://easac.eu/publications/details/the-imperative-of-climate-action-to-protect-human-health-in-europe/>>
- European Collaborative Action (ECA). (2013). *Harmonisation Framework for Health Based Evaluation of Indoor Emissions from Construction Products in the European Union Using the EU-LCI Concept*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Consulté sur le site: <<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC83683>>
- Fan, J., Wang Y., Rosenfeld D., et Liu, X. (2016). Review of aerosol-cloud interactions: mechanisms, significance and challenges. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 73(11), 4221 – 4252. doi:10.1175/JAS-D-16-0037.1, 2016.



- Fang, Y., Mauzerall, D. J., Liu, J., Fiore, A. M., et Horowitz, L. W. (2013). Impacts of 21st century climate change on global air pollution-related premature mortality. *Climatic Change*, 121, 239–253. doi: 10.1007/s10584-013-0847-8
- Fann, N., Alman, B., Broome, R. A., Morgan, G. G., Johnston, F. H., Pouliot, G., et Rappold, A. G. (2018). The health impacts and economic value of wildland fire episodes in the U.S.: 2018-2012. *Science of the Total Environment*, 610-611, 802-809. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.024
- Fann, N., Brennan, T., Dolwick, P., Gamble, J. L., Ilacqua, V., Kolb, L., Nottle, C.G., Spero, T. L., et Ziska, L. (2016). Air Quality Impacts. In Crimmins, A., J. Balbus, J. L. Gamble, C. B. Beard, J. E. Bell, D. Dodgen, R. J. Eisen, N. Fann, M. D. Hawkins, S. C. Herring, L. Jantarasami, D.M. Mills, S. Saha, M. C. Sarofim, J. Trtanj, et L. Ziska (Eds.), *The Impacts of Climate Change on Human Health in the United States: A Scientific Assessment* (pp. 69-98). Washington, DC: US Global Change Research Program.
- Fann, N., Kim, S.-Y., Olives, C., et Sheppard, L. (2017). Estimated changes in life expectancy and adult mortality resulting from declining PM_{2.5} exposures in the contiguous United States: 1980–2010. *Environmental Health Perspectives*, 125(9), 097003. <<https://doi.org/10.1289/EHP507>>
- Fann, N., Nolte, C.G., Dolwick, P., Spero, T.L., Brown, A. C., Phillips, S., et Anenberg, S. (2015). The geographic distribution and economic value of climate change-related ozone health impacts in the United States in 2030. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 65(5), 570–580. doi:10.1080/10962247.2014.996270
- Faustman, E. M., Silbernagel, S.M., Fenske, R. A., Burbacher, T. M., et Ponce, R. A. (2000). Mechanisms underlying Children's susceptibility to environmental toxicants. *Environmental Health Perspectives*, 108(Suppl.1), 13-21. doi:10.1289/ehp.00108s113
- Fiore, A. M., Naik, V., et Leibensperger, E. M. (2015). Air quality and climate connections. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 65(6), 645 – 685. doi:10.1080/10962247.2015.1040526
- Flannigan, M. D., Cantin, A. S., de Groot, W. J., Wotton, M., Newbery, A., et Gowman, L. M. (2013). Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management*, 294, 54 – 61. doi:10.1016/j.foreco.2012.10.022
- Flannigan, M. D., Krawchuk, M. A., de Groot, W. J., Wotton, B. M., et Gowman, L. M. (2009). Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire*, 18(5), 483-507. doi: 10.1071/WF08187
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R., et Stocks, B. J. (2005). Future area burned in Canada. *Climatic Change*, 72, 1-16. doi:10.1007/s10584-005-5935-y
- Flannigan, M. D., Wotton, M., Marshall, G., de Groot, W. J., Johnston, J., Jurko, N., et Cantin, A. S. (2016). Fuel moisture sensitivity to temperature and precipitation: Climate change implications. *Climatic Change*, 134, 59-71. doi:10.1007/s10584-015-1521-0.
- Fong, K. C., Hart, J. E., et James, P. (2018). A review of epidemiologic studies on greenness and health: Updated literature through 2017. *Current Environmental Health Reports*, 5(1), 77-87. doi:10.1007/s40572-018-0179-y
- Ford, B., Val Martin, M., Zelasky, S. E., Fischer, E. V., Anenberg, S. C., Heald, C. L., et Pierce, J. R. (2018). Future fire implications of smoke concentrations, visibility, and health in the contiguous United States. *GeoHealth*, 2(8), 229-247. doi: 10.1029/2018GH000144.
- Forster, P., et Shine, K. P. (1997). Radiative forcing and temperature trends from stratospheric ozone changes. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 102, 10841–10855. doi:10.1029/96JD03510
- Fu, P., Guo, X., Cheung, F. M. H., et Yung, K. K. L. (2019). The association between PM_{2.5} exposure and neurological disorders: A systematic review and meta-analysis. *The Science of the Total Environment*, 655, 1240-1248. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.218
- Fuertes, E., Markevych, I., Bowatte, G., Gruzieva, O., Gehring, U., Becker, A., Berdel, D., von Berg, A., Bergstrom, A., Brauer, M., Brunekreef, B., Bruske, I., Carlesten, C., Chan-Yeung, M., Dharmage, S.C., Hoffmann, B., Klumper, C., Koppelman, G. H., Kozyrskyi, A.,...Heinrich, J. (2016). Residential greenness is differentially associated with childhood allergic rhinitis and aeroallergen sensitization in seven birth cohorts. *Allergy*, 71(10), 1461-1471. doi:10.1111/all.12915
- Gai, Y., Minet, L., Posen, I.D., Smargiassi, A., Tétrault, L.-F., et Hatzopoulou, M. (2020). Health and climate benefits of electric vehicle deployment in Greater Toronto and Hamilton Area. *Environmental Pollution*, 265, 114983. <doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114983>
- Gao, Y., Fu, J. S., Drake, J. B., Lamarque, J.-F., et Liu, Y. (2013). The impact of emission and climate change on ozone in the United States under representative concentration pathways (RCPs). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(4), 9607-9621. doi:10.5194/acp-13-9607-2013
- Garcia-Menendez, F., Saari, R. K., Monier, E., et Selin, N. E. (2015). U.S. Air quality and health benefits from avoided climate change under greenhouse gas mitigation. *Environmental Science and Technology*, 49(13), 7580-7588. doi: 10.1021/acs.est.5b01324
- Gauderman, J. W., McConnell, R. O., Gilliland, F., London, S., Thomas, D., Avol, E., Vora, H., Berhane, K., Rappaport, E. B., Lurmann, F., Margolis, H. G. (2000). Association between air pollution and lung function growth in southern California children. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 162(4), 1383-90.< <https://doi.org/10.1164/ajrccm.162.4.9909096>>

- Gershon, A. S., Guan, J., Wang, C., et To, T. (2010). Trends in asthma prevalence and incidence in Ontario, Canada, 1996-2005: A population study. *American Journal of Epidemiology*, 172(6), 728-736. doi:10.1093/aje/kwq189
- Gerson, A. S., Khan, S., Klein-Geltink, J., Wilton, D., To, T., Crighton, E. J., Pigeau, L., MacQuarrie, J., Allard, Y., Russell, S. J. et Henry, D. A. (2014). Asthma and chronic obstructive pulmonary disease (COPD) prevalence and health service use in Ontario Métis: A population-based cohort study. *PLoS One*, 9(4), e95899. doi: org/10.1371/journal.pone.0095899
- Gillett, N. P., Weaver, A. J., Zwiers, F. W., et Flannigan, M. D. (2004). Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters*, 31(18), L18211. doi:10.1029/2004GL020876
- Giorgi, F., et Gutowski, W. J. (2015). Regional dynamical downscaling and the CORDEX initiative. *Annual Review of Environment and Resources*, 40(1), 467-490. doi: 10.1146/annurev-environ-102014-021217
- Gouvernement du Canada. (2012). *Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone – secteur de l'électricité thermique au charbon* (DORS/2012-167). *Gazette du Canada Partie II*, 146(19). Consulté sur le site: <<https://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2012/2012-09-12/html/sor-dors167-fra.html>>
- Gouvernement du Canada. (2015). *Descriptions des messages de la cote air santé*. Consulté sur le site: <<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/cote-air-sante/descriptions-messages.html>>
- Gouvernement du Canada. (2018). *Règlement modifiant le Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone – secteur de l'électricité thermique au charbon* (DORS/2018-263). *Gazette du Canada Partie II*, 152(25). Consulté sur le site: <<https://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p2/2018/2018-12-12/html/sor-dors263-fra.html>>
- Gouvernement du Canada. (2019a). *Cote air santé*. Consulté sur le site: <<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/cote-air-sante.html>>
- Gouvernement du Canada. (2019b). *Savoir comment Info-Smog fonctionne*. Consulté sur le site: <<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/info-smog/savoir-comment-ca-fonctionne.html>>
- Gouvernement du Canada. (2019c). *Système de prévision de la fumée des feux de forêt pour le Canada (FireWork) Cartes des prévisions quotidiennes sur la fumée pour début avril à fin octobre*. Consulté sur le site: <https://meteo.gc.ca/firework/index_f.html>
- Gouvernement du Canada. (2019d). *La fumée des feux de forêt, la qualité de l'air et votre santé*. Consulté sur le site: <<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/cote-air-sante/fumee-feux-foret-qualite.html>>
- Groot, E., Caturay, A., Khan, Y., et Copes, R. (2019). A systematic review of the health impacts of occupational exposure to wildland fires. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 32(2), 121-40. <<https://doi.org/10.13075/ijomeh.1896.01326>>
- Haines, A. (2017). Health co-benefits of climate action. *The Lancet Planetary Health*, 1(1), e4-5. <[https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30003-7](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30003-7)>
- Hamlin, T., et Gusdorf, J. (1997). *Airtightness and energy efficiency of new conventional and R-2000 housing in Canada*. Ottawa, ON: Government of Canada. Consulté sur le site: <<http://publications.gc.ca/site/eng/73407/publication.html>>
- Hanes, C., Wang, X., Jain, P., Parisien, M.-A., Little, J., et Flannigan, M. (2019). Fire-regime changes in Canada over the last half century. *Canadian Journal of Forest Research*, 49, 256-269. doi:10.1139/cjfr-2018-0293.
- Hartling, L., Brison, R., et Pickett, W. (1998). Cluster of Unintentional Carbon Monoxide Poisonings Presenting to the Emergency Departments in Kingston, Ontario during 'Ice Storm 98'. *Canadian Journal of Public Health*, 89(6), 388-390. <<https://doi.org/10.1007/BF03404080>>
- Haywood, J. M., et Shine, K.P. (1995). The effect of anthropogenic sulfate and soot aerosol on the clear sky planetary radiation budget. *Geophysical Research Letters*, 22(5), 603 - 606. doi:10.1029/95GL00075
- Heguy, L., Garneau, M., Goldberg, M. S., Raphoz, M., Guay, F., et Valois, M. F. (2008). Associations between grass and weed pollen and emergency department visits for asthma among children in Montreal. *Environmental Research*, 106(2), 203-211. doi:S0013-9351(07)00223-X
- Henderson, S. B., Brauer, M., MacNab, Y. C., et Kennedy, S. M. (2011). Three measures of forest fire smoke exposure and their associations with respiratory and cardiovascular health outcomes in a population-based cohort. *Environmental Health Perspectives*, 119(9), 1266-1271. doi:10.1289/ehp.1002288
- Hernberg, S., Sripaiboonkij, P., Quansah, R., Jaakkola, J.J., et Jaakkola, M. S. (2014). Indoor molds and lung function in healthy adults. *Respiratory medicine*, 108(5), 677-684. doi:10.1016/j.rmed.2014.03.004
- Heroux, M.-E., Clark, N., Van Ryswyk, K., Mallick, R., Gilbert, N., Harrison, I., Rispler, K., Wang, D., Anastassopoulos, A., Guay, M., MacNeill, M., et Wheeler, A. (2010). Predictors of indoor air concentrations in smoking and non-smoking residences. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(8), 3080-3099. doi:10.3390/ijerph7083080

- Hogrefe, C., Lynn, B., Civerolo, K., Ku, J.-Y., Rosenthal, J., Rosenzweig, C., Goldberg, R., Gaffin, S., Knowlton, K. et Kinney, P. L. (2004). Simulating changes in regional air pollution over the eastern United States due to changes in global and regional climate and emissions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(22), D22301, doi:10.1029/2004JD004690
- Horton, D. E., Skinner, C. B., Singh, D. et Diffenbaugh, N. S. (2014). Occurrence and persistence of future atmospheric stagnation events. *Nature Climate Change*, 4, 698-703. doi:10.1038/NCLIMATE2272, 2014.
- Huang, S., Xiong, J., Cai, C., Xu, W., et Zhang, Y. (2016). Influence of humidity on the initial emittable concentration of formaldehyde and hexaldehyde in building materials: experimental observation and correlation. *Scientific Reports*, 6, 23388. doi: 10.1038/srep23388
- Hulin, M., Simoni, M., Veigi, G., et Annesi-Maesano, I. (2012). Respiratory health and indoor air pollutants based on quantitative exposure assessments. *The European Respiratory Journal*, 40(4), 1033-1045. doi: 10.1183/09031936.00159011
- Hystad, P. U., Setton, E. M., Allen, R. W., Keller, P. C., et Brauer, M. (2009). Modeling residential fine particulate matter infiltration for exposure assessment. *Journal of Exposure Science et Environmental Epidemiology*, 19(6), 570-579. doi:10.1038/jes.2008.45
- Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME). (2019). *Global Burden of Disease Study 2017*. Consulté sur le site: <http://www.healthdata.org/sites/default/files/files/policy_report/2019/GBD_2017_Booklet.pdf>
- Institute of Medicine (IOM). (2011). *Climate Change, the Indoor Environment, and Health*. Washington, DC: The National Academies Press.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2014). Rapport de synthèse. Dans C.B. Field, V.R. Barros, D.J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, et L. L. White (éds.), *Changements climatiques 2014* (pp.151). *Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). (2018). Résumé à l'intention des décideurs. Dans V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, et T. Waterfield (éds.), *Réchauffement planétaire de 1,5 °C*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press. Consulté sur le site: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM_fr.pdf>
- Inuit Tapiriit Kanatami (ITK). (2014). *Social Determinants of Inuit Health in Canada*. Consulté sur le site: <https://www.itk.ca/wp-content/uploads/2016/07/ITK_Social_Determinants_Report.pdf>
- Ismaila, A. S., Sayani, A. P., Marin, M., et Su, Z. (2013). Clinical, economic, and humanistic burden of asthma in Canada: A systematic review. *BMC Pulmonary Medicine*, 13, 70. doi:10.1186/1471-2466-13-70
- Jacobson, M. Z. (2001). Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols. *Nature*, 409(6821), 695 – 697. doi: 10.1038/35055518
- Jiang, Z., McDonald, B. C., Worden, H., Worden, J. R., Miyazaki, K., Qug, Z., Henze, D. K., Jones, D. B. A., Arellano, A. F., Fischer, E. V., Zhu, L., et Boersma, K. F. (2018). Unexpected slowdown of US pollutant emission reduction in the past decade. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(20), 5099 – 5104. doi:10.1073/pnas.1801191115, 2018.
- Johnston, F. H., Henderson, S. B., Chen, Y., Randerson, J.T., Marlier, M., DeFries, R. S., Kinney, P., Bowman, D. M. J. S., et Brauer, M. (2012). Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environmental Health Perspectives*, 120(5), 695-701. <<https://doi.org/10.1289/ehp.1104422>>
- Johnston, F. H., Wheeler, A. J., Williamson, G. J., Campbell, S. L., Jones, P. J., Koolhof, I. S., Lucani, C., Cooling, N.B., et Bowman, D.M.J.S. (2018). Using smartphone technology to reduce health impacts from atmospheric environmental hazards. *Environmental Research Letters*, 13(4), 044019. doi:10.1088/1748-9326/aab1e6
- Kasoar, M., Voulgarakis, A., Lamarque, J.-F., Shindell, D. T., Bellouin, N., Collins, W. J., Faluvegi, G., et Tsigaridis, K. (2016). Regional and global temperature response to anthropogenic SO₂ emissions from China in three climate models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(15), 9785 – 9804. doi:10.5194/acp-16-9785-2016
- Kearney, J., Wallace, L., MacNeill, M., Héroux, M.-E., Kindzierski, W., et Wheeler, A. (2014). Residential infiltration of fine and ultrafine particles in Edmonton. *Atmospheric Environment*, 94, 793-805. doi:10.1016/j.atmosenv.2014.05.020
- Keefe, A. (2014). *Evidence review: Filtration in institutional settings during wildfire smoke events* (C. Elliott, et K. Rideout, Eds). BC Centre for Disease Control. Consulté sur le site: <http://www.bccdc.ca/resourcegallery/Documents/Guidelines%20and%20Forms/Guidelines%20and%20Manuals/Health-Environment/WFSG_EvidenceReview_FiltrationinInstitutions_FINAL_v3_edstrs.pdf>
- Keith, P. K., Desrosiers, M., Laister, T., Schellenberg, R. R., et Wasserman, S. (2012). The burden of allergic rhinitis (AR) in Canada: Perspectives of physicians and patients. *Allergy, Asthma, and Clinical Immunology : Official Journal of the Canadian Society of Allergy and Clinical Immunology*, 8(1), 7-1492-8-7. doi:10.1186/1710-1492-8-7



- Kelly, J., Makar, P. A., et Plummer, D. A. (2012). Projections of mid-century summer air-quality for North America: effects of changes in climate and precursor emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(12), 5367 – 5390. doi:10.5194/acp-12-5367-2012
- Kim, H., Bouchard, J., et Renzi, P. M. (2008). The link between allergic rhinitis and asthma: A role for antileukotrienes? *Canadian Respiratory Journal*, 15(2), 91-98. doi:10.1155/2008/416095
- Kirchmeier-Young, M. C., Gillett, N. P., Zwiers, F. W., Cannon, A. J., et Anslow, F. S. (2019). Attribution of the influence of human-induced climate change on an extreme fire season. *Earth's Future*, 7, 2-10. <<https://doi.org/10.1029/2018EF001050>>
- Kirchmeier-Young, M. C., Zwiers, F. W., Gillett, N. P., et Cannon, A. J. (2017). Attributing extreme fire risk in Western Canada to human emissions. *Climatic Change*, 144, 365-379. doi:10.1007/s10584-017-2030-0
- Kondo, M. C., De Roos, A. J., White, L. S., Heilman, W. E., Mockrin, M. H., Gross-Davis, C. A., et Burstyn, I. (2019). Meta-analysis of heterogeneity in the effects of wildfire smoke exposure on respiratory health in North America. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(6), 960. <<https://doi.org/10.3390/ijerph16060960>>
- Korpi, A., Pasanen, A.-L. et Pasanen, P. (1998). Volatile Compounds Originating from Mixed Microbial cultures on building materials under various humidity conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(8), 2914-2919. <<https://doi.org/10.1128/AEM.64.8.2914-2919.1998>>
- Kovesi, T., Zaloum, C., Stocco, C., Fugler, D., Dales, R.E., Ni, A., Barrowman, N., Gilbert, N. L., et Miler, J. D. (2009). Heat recovery ventilators prevent respiratory disorders in Inuit children. *Indoor Air*, 19(6), 489-499. DOI:10.1111/j.1600-0668.2009.00615.x
- Kovesi, T. (2012). Respiratory disease in Canadian First Nations and Inuit children. *Paediatrics et Child Health*, 17(7), 376-380. doi:10.1093/pch/17.7.376
- Lafeuille, M. H., Gravel, J., Figliomeni, M., Zhang, J., et Lefebvre, P. (2013). Burden of illness of patients with allergic asthma versus non-allergic asthma. *The Journal of Asthma : Official Journal of the Association for the Care of Asthma*, 50(8), 900-907. doi:10.3109/02770903.2013.810244
- Lam, Y. F., Fu, J. S., Wu, S., et Mickley, L. J. (2011). Impacts of future climate change and effects of biogenic emissions on surface ozone and particulate matter concentrations in the United States. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(10), 4789 – 4806. doi:10.5194/acp-11-4789-2011
- Lavigne, E., Gasparrini, A., Stieb, D. M., Chen, H., Yasseen, A. S., 3rd, Crighton, E., To, T., Weichenthal, S., Villeneuve, P. J., Cakmak, S., Coates, F., et Walker, M. (2017). Maternal Exposure to Aeroallergens and the Risk of Early Delivery. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 28(1), 107–115. <<https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000573>>
- Lavigne, É., Burnett, R. T., Stieb, D. M., Evans, G. J., Godri Pollitt, K. J., Chen, H., van Rijswijk, D., et Weichenthal, S. (2018). Fine Particulate Air Pollution and Adverse Birth Outcomes: Effect Modification by Regional Nonvolatile Oxidative Potential. *Environmental Health Perspectives*, 126(7), 077012. <<https://doi.org/10.1289/EHP2535>>
- Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2014). *Resources: SGQA*. Consulté sur le site: <<https://ccme.ca/fr/resources#>>
- Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). (2019). *Guide de gestion pour les zones atmosphériques de gestions*. Consulté sur le site: <https://ccme.ca/fr/res/guidancedocumentonairzonemanagement_fr_secured.pdf>
- Leech, J. A., Nelson, W. C., Burnett, R. T., Aaron, S., et Raizenne, M. E. (2002). It's about time: a comparison of Canadian and American time-activity patterns. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 12(6), 427–432. <<https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500244>>
- Leech, J. A., Raizenne, M., et Gusdorf, J. (2004). Health in occupants of energy efficient new homes. *Indoor Air*, 14(3), 169–173. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2004.00212.x>>
- Leibensperger, E. M., Mickley, L. J., et Jacob, D. J. (2008). Sensitivity of US air quality to mid-latitude cyclone frequency and implications of 1980–2006 climate change. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8(23), 7075–7086. doi: 10.5194/acp-8-7075-2008
- Liu, D., Whitehead, J., Alfarrá, M. R., Reyes-Villegas, E., Spracklen, D. V., Reddington, C. L., Kong, S., Williams, P. I., Ting, Y.-C., Haslett, S., Taylor, J. W., Flynn, M. J., Morgan, W. T., McFiggans, G., Coe H., et Allan J. D. (2017). Black-carbon absorption enhancement in the atmosphere determined by particle mixing state. *Nature Geoscience*, 10, 184 – 191. doi:10.1038/NNGEO2901
- Liu, J. C., Mickley, L. J., Sulprizio, M. P., Yue, X., Peng, R. D., Dominici, F., et Bell, M. L. (2016). Future respiratory hospital admissions from wildfire smoke under climate change in the Western US. *Environmental Research Letters*, 11(12), 124018. doi:10.1088/1748-9326/11/12/124018.
- Liu, J. C., Pereira, G., Uhl, S. A., Bravo, M. A., et Bell, M. L. (2015). A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. *Environmental Research*, 136, 120–132. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.015>>

- Liu, J. C., Zheng, Y., Li, Z., Flynn, C., et Cribb, M. (2012). Seasonal variations of aerosol optical properties, vertical distribution and associated radiative effects in the Yangtze Delta region of China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D16), D00K38. doi:10.1029/2011JD016490
- Lougheed, M. D., Lemièrre, C., Dell, S. D., Ducharme, F. M., Fitzgerald, J. M., Leigh, R., Licskai, C., Rowe, B. H., Bowie, D., Becker, A., Boulet, L. P., et Canadian Thoracic Society Asthma Committee (2010). Canadian Thoracic Society Asthma Management Continuum—2010 Consensus Summary for children six years of age and over, and adults. *Canadian Respiratory Journal*, 17(1), 15–24. <<https://doi.org/10.1155/2010/827281>>
- Lowe, A. J., Olsson, D., Braback, L., et Forsberg, B. (2012). Pollen exposure in pregnancy and infancy and risk of asthma hospitalisation - a register based cohort study. *Allergy, Asthma, and Clinical Immunology : Official Journal of the Canadian Society of Allergy and Clinical Immunology*, 8(1), 17. doi:10.1186/1710-1492-8-17
- MacNeill, M., Kearney, J., Wallace, L., Gibson, M., Héroux, M. E., Kuchta, J., Guernsey, J. R., et Wheeler, A. J. (2014). Quantifying the contribution of ambient and indoor-generated fine particles to indoor air in residential environments. *Indoor Air*, 24(4), 362–375. <<https://doi.org/10.1111/ina.12084>>
- MacNeill, M., Wallace, L., Kearney, J., Allen, R. W., Van Ryswyk, K., Judek, S., Xu, X., et Wheeler, A. (2012). Factors influencing variability in the infiltration of PM_{2.5} mass and its components. *Atmospheric Environment*, 61, 518–532. doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.07.005
- Maguet, S. (2018). *Public Health Responses to Wildfire Smoke Events*. BC Centre for Disease Control and National Collaborating Centre for Environmental Health. Consulté sur le site: <<https://ncceh.ca/sites/default/files/Responding%20to%20Wildfire%20Smoke%20Events%20EN.pdf>>
- Maidment, C. D., Jones, C. R., Webb, T.L., Hathway, E. A., et Gilbertson, J. M. (2014). The impact of household energy efficiency measures on health: A meta-analysis. *Energy Policy*, 65, 583–593. doi: 10.1016/j.enpol.2013.10.054
- Markandya, A., Sampedro, J., Smith, S. J., Van Dingenen, R., Pizarro-Irizar, C., Arto, I., et González-Eguino, M. (2018). Health co-benefits from air pollution and mitigation costs of the Paris Agreement: a modelling study. *The Lancet Planet Health*, 2(3), e126–e133. doi: 10.1016/S2542-5196(18)30029-9
- Matz, C. J., Stieb, D. M., Davis, K., Egyed, M., Rose, A., Chou, B., et Brion, O. (2014). Effects of age, season, gender and urban-rural status on time-activity: Canadian Human Activity Pattern Survey 2 (CHAPS 2). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(2), 2108–2124. <<https://doi.org/10.3390/ijerph110202108>>
- Matz, C. J., Egyed, M., Xi, G., 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). *The Science of the Total Environment*, 725, 138506. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138506>>
- McCuskee, S., Kirlew, M., Kelly, L., Fewer, S., et Kovesi, T. (2014). Bronchiolitis and pneumonia requiring hospitalization in young first nations children in Northern Ontario, Canada. *The Pediatric Infectious Disease Journal*, 33(10), 1023–1026. <<https://doi.org/10.1097/INF.0000000000000361>>
- McLean, K. E., Yao, J., et Henderson, S. B. (2015). An Evaluation of the British Columbia Asthma Monitoring System (BCAMS) and PM_{2.5} Exposure Metrics during the 2014 Forest Fire Season. *International journal of environmental research and public health*, 12(6), 6710–6724. <<https://doi.org/10.3390/ijerph120606710>>
- Mearns, L. O., Sain, S., Leung, L. R., Bukovsky, M. S., McGinnis, S., Biner, S., Caya, D., Arritt, R. W., Gutowski, W., Takle, E., Snyder, M., Jones, R. G., Nunes, A. M. B., Tucker, S., Herzmann, D., McDaniel, L., et Sloan, L. (2013). Climate change projections of the North American Regional Climate Change Assessment Program (NARCCAP). *Climate Change*, 120, 965 – 975. doi:10.1007/s10584-013-0831-3.
- Mehiriz, K., et Gosselin, P. (2019). Evaluation of the Impacts of a Phone Warning and Advising System for Individuals Vulnerable to Smog. Evidence from a Randomized Controlled Trial Study in Canada. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(10), 1817. <<https://doi.org/10.3390/ijerph16101817>>
- MetroVancouver. (2018). *Climate 2050 Strategic Framework*. Consulté sur le site: <<http://www.metrovancouver.org/climate2050>>
- Mickley, L. J., Jacob, D. J., Field, B. D., et Rind, D. (2004). Effects of future climate change on regional air pollution episodes in the United States. *Geophysical Research Letters*, 31(24), L24103. doi:10.1029/2004GL021216
- Mills, D., Jones, R., Wobus, C., Ekstrom, J., Jantarasami, L., St Juliana, A., et Crimmins, A. (2018). Projecting Age-Stratified Risk of Exposure to Inland Flooding and Wildfire Smoke in the United States under Two Climate Scenarios. *Environmental Health Perspectives*, 126(4), 047007. <<https://doi.org/10.1289/EHP2594>>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2012). *Pan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques*. Gouvernement du Québec. Consulté sur le site: <http://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/plan_action/pacc2020.pdf>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2019). *Feux de forêt*. Gouvernement du Québec. Consulté sur le site: <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/feux-foret/index.htm>>



Ministère de l'Ontario de l'environnement, de la protection de la nature et des parcs. (2010). *Catégories de la CAS et messages de santé*. Gouvernement de l'Ontario. Consulté sur le site: <http://www.qualitedelairontario.com/aqhi/health_messages.php>

Ministère de l'Ontario de la santé et des soins de longue durée. (n.d.). *Unité de gestion des situations d'urgence. La fumée des feux de forêt et votre santé*. Gouvernement de l'Ontario. Consulté sur le site: <https://www.health.gov.on.ca/fr/public/programs/emu/fire_mn.aspx>

Munioz-Alpizar, R., Pavlovic, R., Moran, M.D., Chen, J., Gravel, S., Henderson, S.B., Menard, S., Racine, J., Duhamel, A., Gilbert, S., Beaulieu, P.-A., Davignon, D., Cousineau, S., et Bouchet, V. (2017). Multi-year (2013-2016) PM_{2.5} wildfire pollution exposure over North America as determined from operation air quality forecasts. *Atmosphere*, 8(9), 179. doi: 10.3390/atmos8090179

Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, D., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., et Zhang, H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex et P. M. Midgley, Eds., *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* (pp. 659-740). *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9781107415324.018

Naeher, L. P., Brauer, M., Lipsett, M., Zelikoff, J. T., Simpson, C. D., Koenig, J. Q., et Smith, K. R. (2007). Woodsmoke health effects: a review. *Inhalation Toxicology*, 19(1), 67–106. <<https://doi.org/10.1080/08958370600985875>>

Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., de Vries, B., Fenhann, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grübler, A., Jung, T.Y., Kram, T., La Rovere, E.L., Michaelis, L., Mori, S., Morita, T., Pepper, W., Pitcher, H., Price, L., Riahi, K., Roehrl, A., Rogner, H.-H., Sankovski, A., Schlesinger, M., Shukla, P., Smith, S., Swart, R., van Rooijen, S., Victor, N., et Dadi, Z. (2000). Special report on emissions scenarios. Dans N. Nakicenovic, et R. Swart, édés., *Emissions Scenarios* (pp. 599). *Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Nazaroff, W., et Weschler, C. (2004). Cleaning products and air fresheners: Exposure to primary and secondary air pollutants. *Atmospheric Environment*, 38(18), 2841-2865. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.02.040

Nolte, C. G., Gilliland, A. B., Hogrefe, C., et Mickley, L. J. (2008). Linking global to regional models to assess future climate impacts on surface ozone levels in the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D14), D14307. doi:10.1029/2007JD008497

Nova Scotia Department of Health and Wellness. (2018). *Emergencies and Extreme Weather Events – Wildfires*. Province of Nova Scotia. Consulté sur le site: <<https://novascotia.ca/dhw/environmental/wildfires.asp>>

Oakes, M., Baxter, L., et Long, T. C. (2014). Evaluating the application of multipollutant exposure metrics in air pollution health studies. *Environment International*, 69, 90–99. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.030>>

Organisation mondiale de la santé. (2020). *Pollution de l'air ambiant (extérieur)*. Consulté sur le site: <[https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)>

Parekh, A., Roux, L., et Gallant, P. (2007, July). *Thermal and air leakage characteristics of Canadian housing* [Conference session]. The 11th Canadian Conference on Building Science and Technology, Banff, Alberta, Canada.

Park, S., Allen, R.J., et Lim, C. H. (2020). A likely increase in fine particulate matter and premature mortality under future climate change. *Air Quality, Atmosphere et Health*, 13(7), 143-151. doi. org/10.1007/s11869-019-00785-7

Partanen, A.-I., Landry, J.-S., et Matthews, H. D. (2018). Climate and health implications of future aerosol emission scenarios. *Environmental Research Letters*, 13(2), 024028. doi:10.1088/1748-9326/aaa511

Pavlovic, R., Chen, J., Anderson, K., Moran, M. D., Beaulieu, P. A., Davignon, D., et Cousineau, S. (2016). The FireWork air quality forecast system with near-real-time biomass burning emissions: Recent developments and evaluation of performance for the 2015 North American wildfire season. *Journal of the Air et Waste Management Association*, 66(9), 819-41. doi:10.1080/10962247.2016.1158214

Peters, D. R., Schnell, J. L., Kinney, P. L., Naik, V., et Horton, D. E. (2020). Public health and climate benefits and trade-offs of U.S. vehicle electrification. *GeoHealth*, 4(10), e2020GH000275. <<https://doi.org/10.1029/2020GH000275>>

Pfister, G. G., Walters, S., Lamarque, J.-F., Fast, J., Barth, M. C., Wong, J., Done, J., Holland, G. et Bruyère, C. L. (2014). Projections of future summertime ozone over the U.S. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119(9), 5559–5582. doi:10.1002/2013JD020932

Pinault, L., Crouse, D., Jerrett, M., Brauer, M., et Tjepkema, M. (2016a). Spatial associations between socioeconomic groups and NO₂ air pollution exposure within three large Canadian cities. *Environmental Research*, 147, 373–382. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.02.033>>

Pinault, L., Crouse, D., Jerrett, M., Brauer, M., et Tjepkema, M. (2016b). Socioeconomic differences in nitrogen dioxide ambient air pollution exposure among children in the three largest Canadian cities. *Health Reports*, 27(7), 3–9.

- Pinault, L., van Donkelaar, A., et Martin, R. V. (2017). Exposure to fine particulate matter air pollution in Canada. *Health Reports*, 28(3), 9–16.
- Potera, C. (2011). Climate change impacts indoor environment. *Environmental health perspectives*, 119(9), a382. <<https://doi.org/10.1289/ehp.119-a382>>
- Poulin, P., Levasseur, M.-E., et Huppé, V. (2016). *Mesures d'adaptation pour une saine qualité de l'air intérieur dans un contexte de changements climatiques : revue de la littérature*. Institut National de Santé Publique du Québec. Consulté sur le site: <<https://www.inspq.qc.ca/publications/2194>>
- Prather, M. J., Holmes, C. D., et Hsu, J. (2012). Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry. *Geophysical Research Letters*, 39(9), L09803. doi:10.1029/2012GL051440
- Radisic, S., Newbold, K. B., Eyles, J., et Williams, A. (2016). Factors influencing health behaviours in response to the air quality health index: A cross-sectional study in Hamilton, Canada. *Environmental Health Review*, 59(1), 17-29. doi: 10.5864/d2016-002
- Ramanathan, R., Chung, C., Kim, D., Bettge, T., Buja, L., Kiehl, J. T., Washington, W. M., Fu, Q., Sikka, D. R., et Wild, M. (2005). Atmospheric brown clouds: Impacts on South Asian climate and hydrological cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(15), 5326 – 5333. doi: 10.1073/pnas.0500656102
- Ravishankara, A. R., Dawson, J. P., et Winner, D. A. (2012). New Directions: Adapting air quality management to climate change: A must for planning. *Atmospheric Environment*, 50, 387 – 389. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.12.048
- Reading, C., et Halseth, R. (2013). *Trajectoires menant à l'amélioration du bien-être des peuples autochtones : Les conditions de vie déterminent la santé*. Prince George, Colombie-Britannique: Centre de collaboration nationale de la santé autochtone. Consulté sur le site: <<https://www.ccnca-nccah.ca/docs/determinants/RPT-PathwaysWellBeing-Reading-Halseth-EN.pdf>>
- Reid, C. E., Brauer, M., Johnston, F. H., Jerrett, M., Balmes, J. R., et Elliott, C. T. (2016). Critical Review of Health Impacts of Wildfire Smoke Exposure. *Environmental Health Perspectives*, 124(9), 1334–1343. <<https://doi.org/10.1289/ehp.1409277>>
- Reid, C. E., et Gamble, J. L. (2009). Aeroallergens, allergic disease, and climate change: impacts and adaptation. *EcoHealth*, 6(3), 458–470. <<https://doi.org/10.1007/s10393-009-0261-x>>
- Reisen, F., Duran, S. M., Flannigan, M. D., Elliott, C., et Rideout, K. (2015). Wildfire smoke and public health risk. *International Journal of Wildland Fire*, 24(8), 1029-1044. doi: 10.1071/WF15034
- Ressources naturelles Canada (RNCa). (2016). Évolution de l'efficacité énergétique au Canada. Ottawa, Ontario: Office de l'efficacité énergétique de Ressources naturelles Canada.
- Ressources naturelles Canada (RNCa). (2018). Énergie et les émissions de gaz à effet de serre (GES). Consulté sur le site: <https://www.rncan.gc.ca/science-et-donnees/donnees-et-analyse/donnees-et-analyse-energetiques/faits-saillants-lenergie/energie-emissions-gaz-effet-serre-ges/20074?_ga=2.183152934.1879728662.1638861832-432503360.1615390971>
- Rice, M. B., Thurston, G. D., Balmes, J. R., et Pinkerton, K. E. (2014). Climate change. A global threat to cardiopulmonary health. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 189(5), 512–519. <<https://doi.org/10.1164/rccm.201310-1924PP>>
- Rittmaster, R., Adamowicz, W. L., Amiro, B., et Pelletier, R. T. (2006). Economic analysis of health effects from forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(4), 868-877. doi: 10.1139/x05-293
- Rittmaster, R., Adamowicz, W. L., Amiro, B., et Pelletier, R. T. (2008). Erratum: Economic analysis of health effects from forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(4), 908. doi:10.1139/X08-905
- Romero-Lankao, P., Smith, J. B., Davidson, D. J., Diffenbaugh, N. S., Kinney, P. L., Kirshen, P., Kovacs, P., et Villers Ruiz, L. (2014). North America. In V. R. Barros, C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, et L. L. White (Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Romps, D. M., Seeley, J. T., Volaro, D., et Molinari, J. (2014). Projected increase in lightning strikes in the United States due to global warming. *Science*, 346(6211), 851–854. doi: 10.1126/science.1259100
- Saari, R. K., Selin, N. E., Rausch, S., et Thompson, T. M. (2015). A self-consistent method to assess air quality co-benefits from U.S. climate policies. *Journal of the Air and Waste Management Association (1995)*, 65(1), 74–89. <<https://doi.org/10.1080/10962247.2014.959139>>

Saari, R. K., Mei, Y., Monier, E., et Garcia-Menendez, F. (2019). Effect of health-related uncertainty and natural variability on health impacts and cobenefits of climate policy. *Environmental science and technology*, 53(3), 1098–1108. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05094>>

Santé Canada. (2007). *Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel : moisissures*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/lignes-directrices-qualite-air-interieur-residentiel-moisissures.html>>

Santé Canada. (2008). *Santé et changements climatiques: évaluation des vulnérabilités et de la capacité d'adaptation au Canada* (J. Seguin, éd.). Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://publications.gc.ca/site/eng/9.635906/publication.html>>

Santé Canada. (2013). *Évaluation scientifique canadienne du smog. Volume 2 : Effets sur la santé*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://publications.gc.ca/site/fra/9.642089/publication.html>>

Santé Canada. (2014). *Profil statistique de la santé des Premières Nations au Canada : Déterminants de la santé, de 2006 à 2010*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://www.sac-isc.gc.ca/fra/1585414580249/1585414609942>>

Santé Canada. (2016). *Évaluation des risques pour la santé humaine du dioxyde d'azote ambiant*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://publications.gc.ca/site/fra/9.816721/publication.html>>

Santé Canada. (2018). *La ventilation et le milieu intérieur*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/ventilation-milieu-interieur.html>>

Santé Canada. (2020). *Lignes directrices relatives aux espaces antifumée pendant les épisodes de fumée de feux de forêt*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <<https://publications.gc.ca/site/fra/9.891165/publication.html>>

Santé Canada. (2021). *Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada : Estimation de la morbidité et des décès prématurés – rapport 2021*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada.

Santé et services sociaux des Territoires du Nord-Ouest (SSS TNO). (2016a). *La fumée des feux de forêt et votre santé. Méthode d'auto-évaluation de la qualité de l'air*. Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. Consulté sur le site: <<https://www.hss.gov.nt.ca/sites/hss/files/resources/wildlife-smoke-your-health-fr.pdf>>

Santé et services sociaux des Territoires du Nord-Ouest (SSS TNO). (2016b). *Exposition à la fumée des feux de forêt: Lignes directrices provisoires pour la protection de la santé et du bien-être publics*. Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. Consulté sur le site: <<https://www.hss.gov.nt.ca/sites/hss/files/resources/smoke-exposure-wildfire-guidelines-fr.pdf>>

Santé et services sociaux des Territoires du Nord-Ouest (SSS TNO). (2018). *Renseignements sur la fumée des feux de forêt aux Territoires du Nord-Ouest*. . Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. Consulté sur le site: <<https://www.hss.gov.nt.ca/sites/hss/files/resources/smoke-warning-aug2018-fr.pdf>>

Santé et services sociaux du Yukon. (2019). *Feux de forêt*. Gouvernement du Yukon. Consulté sur le site: <<http://www.hss.gov.yk.ca/fr/wildfiresmoke.php>>

Santé Manitoba. (2019). *Effets sur la santé de l'exposition à la fumée des feux de forêt*. Gouvernement du Manitoba. Consulté sur le site: <<https://www.gov.mb.ca/health/publichealth/environmentalhealth/smoke.fr.html>>

Santé Montréal. (2017). *Info-smog*. Gouvernement du Québec. Consulté sur le site: <<https://santemontreal.qc.ca/population/conseils-et-prevention/smog/>>

Saskatchewan Environment Public Health and Safety. (n.d.). *Wildfire Smoke and Air Quality*. Government of Saskatchewan. Consulté sur le site: <<https://www.saskatchewan.ca/residents/environment-public-health-and-safety/wildfire-in-saskatchewan/fire-smoke-and-air-quality>>

Saunois, M., Bousquet, P., Poulter, B., Pregon, A., Ciais, P., Canadell, J. G., Dlugokencky, E. J., Etiope, G., Bastviken, D., Houweling, S., Janssens-Maenhout, G., Tubiello, F. N., Castaldi, S., Jackson, R. B., Alexe, M., Arora, V. K., Beerling, D. J., Bergamaschi, P., Blake, D. R., Brailsford, G., ...Zhu, Q. (2016). The global methane budget 2000 – 2012. *Earth System Science Data Discussions*, 8(2), 697–751. doi:10.5194/essd-8-697-2016

Schnell, J. L., et Prather, M. (2017). Co-occurrence of extremes in surface ozone, particulate matter, and temperature over eastern North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(11), 2854 – 2859. doi:10.1073/pnas.1614453114, 2017.

Scout Environmental. (2019). *Air Health Check*. Consulté sur le site: <<https://scoutenvironmental.com/air-health-check/>>

Seguel, J. M., Merrill, R., Seguel, D., et Campagna, A. C. (2016). Indoor Air Quality. *American journal of lifestyle medicine*, 11(4), 284–295. <<https://doi.org/10.1177/1559827616653343>>

- Seinfeld, J. H., Bretherton, C., Carslaw, K. S., Coe, H., DeMott, P. J., Dunlea, E. J., Feingold, G., Ghan, S., Guenther, A. B., Kahn, R., Kraucunas, I., Kreidenweis, S. M., Molina, M. J., Nenes, A., Penner, J. E., Prather, K. A., Ramanathan, V., ...Wood, R. (2016). Improving our fundamental understanding of the role of aerosol-cloud interactions in the climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(21), 5781 – 5790. doi:10.1073/pnas.1514043113
- Selin, N. E., Wu, S., Nam, K. M., Reilly, J. M., Paltsev, S., Prinn, R. G., et Webster, M. D. (2009). Global health and economic impacts of future ozone pollution. *Environmental Research Letters*, 4(4), 044014. doi:10.1088/1748-9326/4/4/044014
- Services aux Autochtones Canada (SAC). (2018). *Prévention et gestion des maladies chroniques dans les communautés des Premières Nations : un cadre d'orientation*. Ottawa, Ontario: Services aux Autochtones Canada. Consulté sur le site : <<https://publications.gc.ca/site/fra/9.840824/publication.html>>
- Sharpe, R. A., Thornton, C. R., Nikolaou, V., et Osborne, N. J. (2015). Higher energy efficient homes are associated with increased risk of doctor diagnosed asthma in a UK subpopulation. *Environment International*, 75, 234–244. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.017>>
- Shea, K. M., Truckner, R. T., Weber, R. W., et Peden, D. B. (2008). Climate change and allergic disease. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 122(3), 443–455. <<https://doi.org/10.1016/j.jaci.2008.06.032>>
- Shindell, D. T., Faluvegi, G., Rotstayn, L., et Milly, G. (2015). Spatial patterns of radiative forcing and surface temperature response. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(11), 5385–5403. doi:10.1002/2014JD022752
- Shindell, D. T., Faluvegi, G., Seltzer, K., et Shindell C. (2018). Quantified, localized health benefits of accelerated carbon dioxide emission reductions. *Nature Climate Change*, 8(4), 291–295. doi:10.1038/s41558-018-0108-y
- Shindell, D. T., Kuylenstierna, J. C. I., Vignati, E., van Dingenen, R., Amann, M., Klimont, Z., Anenberg, S. C., Müller, N., Janssens-Maenhout, G., Raes, F., Schwartz, J., Faluvegi, G., Pozzoli, L., Kupiainen, K., Höglund-Isaksson, L., Emberson, L., Streets, D., Ramanathan, V., ...Fowler, D. (2012). Simultaneously mitigating near-term climate change and improving human health and food security. *Science*, 335(6065), 183–189. doi:10.1126/science.1210026
- Shindell, D. T., Lee, Y., et Faluvegi, G. (2016). Climate and health impacts of US emissions reductions consistent with 2°C. *Nature Climate Change*, 6, 503–507. doi: 10.1038/nclimate2935
- Sierra-Heredia, C., North, M., Brook, J., Daly, C., Ellis, A. K., Henderson, D., Henderson, S. B., Lavigne, É., et Takaro, T. K. (2018). Aeroallergens in Canada: Distribution, Public Health Impacts, and Opportunities for Prevention. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(8), 1577. <<https://doi.org/10.3390/ijerph15081577>>
- Silva, R. A., West, J. J., Lamarque, J. F., Shindell, D. T., Collins, W. J., Dalsoren, S., Faluvegi, G., Folberth, G., Horowitz, L. W., Nagashima, T., Naik, V., Rumbold, S. T., Sudo, K., Takemura, T., Bergmann, D., Cameron-Smith, P., Cionni, I., Doherty, R. M., Eyring, V., Josse, B., ... Zeng, G. (2016). The effect of future ambient air pollution on human premature mortality to 2100 using output from the ACCMIP model ensemble. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(15), 9847–9862. <<https://doi.org/10.5194/acp-16-9847-2016>>
- Silva, R. A., West, J. J., Lamarque, J. F., Shindell, D. T., Collins, W. J., Faluvegi, G., Folberth, G. A., Horowitz, L. W., Nagashima, T., Naik, V., Rumbold, S. T., Sudo, K., Takemura, T., Bergmann, D., Cameron-Smith, P., Doherty, R. M., Josse, B., MacKenzie, I. A., Stevenson, D. S., et Zeng, G. (2017). FUTURE GLOBAL MORTALITY FROM CHANGES IN AIR POLLUTION ATTRIBUTABLE TO CLIMATE CHANGE. *Nature climate change*, 7(9), 647–651. <<https://doi.org/10.1038/nclimate3354>>
- Singh, R., Walsh, P., et Mazza, C. (2019). Sustainable Housing: Understanding the Barriers to Adopting Net Zero Energy Homes in Ontario, Canada. *Sustainability*, 11(22), 6236–6257. doi:10.3390/su11226236
- Skiles, S. M., Flanner, M., Cook, J. M., Dumont, M., et Painter, T. H. (2018). Radiative forcing by light-absorbing particles in snow. *Nature Climate Change*, 8(11), 964 – 971. doi:10.1038/s41558-018-0296-5
- Smith, K. R., Woodward, A., Campbell-Lendrum, D., Chadee, D. D., Honda, Y., Liu, Q., Olwoch, J. M., Revich, B., et Sauerborn, R. (2014). Human health: impacts, adaptation, and co-benefits. In C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, et L. L. White (Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects (pp. 709-754). Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Solomon, G. M., Hjelmroos-Koski, M., Rotkin-Ellman, M., et Hammond, S. K. (2006). Airborne mold and endotoxin concentrations in New Orleans, Louisiana, after flooding, October through November 2005. *Environmental Health Perspectives*, 114(9), 1381–1386. <<https://doi.org/10.1289/ehp.9198>>
- Spurr, K., Pendergast, N., et MacDonald, S. (2014). Assessing the use of the Air Quality Health Index by vulnerable populations in a 'low-risk' region: A pilot study. *Canadian Journal of Respiratory Therapy : CJRT = Revue Canadienne de la Thérapie Respiratoire : RCTR*, 50(2), 45–49.

- Stach, A., García-Mozo, H., Prieto-Baena, J. C., Czarnecka-Operacz, M., Jenerowicz, D., Silny, W., et Galán, C. (2007). Prevalence of *Artemisia* species pollinosis in western Poland: impact of climate change on aerobiological trends, 1995-2004. *Journal of Investigational Allergology et Clinical Immunology*, 17(1), 39–47
- Statistique Canada. (2015). *Les peuples autochtones: Feuille d'information du Canada*. Consulté sur le site: <<https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/89-656-x/89-656-x2015001-fra.htm>>
- Statistique Canada. (2017). *Les conditions de logement des peuples autochtones au Canada : recensement de la population, 2016*. Ottawa, Ontario: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site: <https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/statcan/98-200-x/98-200-x2016021-fra.pdf>
- Steiner, A. L., Tonse, S., Cohen, R. C., Goldstein, A. H., et Harley, R. A. (2006). Influence of future climate and emissions on regional air quality in California. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D18), D18303. doi:10.1029/2005JD006935
- Stevenson, D. S., Young, P. J., Naik, V., Lamarque, J.-F., Shindell, D. T., Voulgarakis, A., Skeie, R. B., Dalsoren, S. B., Myhre, G., Berntsen, T. K., Folberth, G. A., Rumbold, S. T., Collins, W. J., MacKenzie, I. A., Doherty, R. M., Zeng, G., van Noije, T. P. C., Strunk, A., Bergmann, D., Cameron-Smith, P., ...Archibald, A. (2013). Tropospheric ozone changes, radiative forcing and attribution to emissions in the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(6), 3063-3085. doi:10.5194/acp-13-3063-2013
- Stieb, D. M., Burnett, R. T., Smith-Doiron, M., Brion, O., Shin, H. H., et Economou, V. (2008). A new multipollutant, no-threshold air quality health index based on short-term associations observed in daily time-series analyses. *Journal of the Air and Waste Management Association* (1995), 58(3), 435–450. <<https://doi.org/10.3155/1047-3289.58.3.435>>
- Stieb, D. M., Chen, L., Beckerman, B. S., Jerrett, M., Crouse, D. L., Omariba, D. W., Peters, P. A., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Burnett, R. T., Gilbert, N. L., Tjepkema, M., Liu, S., et Dugandzic, R. M. (2016). Associations of Pregnancy Outcomes and PM_{2.5} in a National Canadian Study. *Environmental Health Perspectives*, 124(2), 243–249. <<https://doi.org/10.1289/ehp.1408995>>
- Stieb, D. M., Judek, S., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Brand, K., Shin, H. H., Burnett, R. T., et Smith-Doiron, M. H. (2015). Estimated public health impacts of changes in concentrations of fine particle air pollution in Canada, 2000 to 2011. *Canadian Journal of Public Health = Revue Canadienne de Sante Publique*, 106(6), e362–e368. <<https://doi.org/10.17269/cjph.106.4983>>
- Stiehl, D. M., Yao, J., Henderson, S. B., Pinault, L., Smith-Doiron, M. H., Robichaud, A., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Ménard, R., et Brook, J. R. (2019). Variability in ambient ozone and fine particle concentrations and population susceptibility among Canadian health regions. *Canadian Journal of Public Health = Revue Canadienne de Sante Publique*, 110(2), 149–158. <<https://doi.org/10.17269/s41997-018-0169-8>>
- Stohl, A., Aamaas, B., Amann, M., Baker, L.H., Bellouin, N., Berntsen, T.K., Boucher, O., Cherian, R., Collins, W., Daskalakis, N., Dusinska, M., Eckhardt, S., Fuglestedt, J. S., Harju, M., Heyes, C., Hodnebrog, Ø., Hao, J., Im, U., Kanakidou, M., Klimont, Z., Kupiainen, K., ... Zhu, T. (2015). Evaluating the climate and air quality impacts of short-lived pollutants. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(18), 10529 – 10566 doi:10.5194/acp-15-10529-2015, 2015.
- Stowell, J. D., Kim, Y.-M., Gao, Y., Fu, J. S., Chang, H. H., et Liu, Y. (2017). The impact of climate change and emissions control on future ozone levels: Implications for human health. *Environmental International*, 108, p. 41-50. doi:10.1016/j.envint.2017.08.001
- Tagaris, E., Liao, K.-J., DeLucia, A. J., Deck, L., Amar, P. et Russell, A. G. (2009). Potential impact of climate change on air pollution-related human health effects. *Environmental Science and Technology*, 43(13), 4979–4988. doi: 10.1021/es803650w
- Tagaris, E., Manomaiphiboon, K., Liao, K.-J., Leung, L. R., Woo, J.-H., He, S., Amar, P., et Russell, A. G. (2007). Impacts of global climate change and emissions on regional ozone and fine particulate matter concentrations over the United States. *Journal Geophysical Research: Atmospheres*, 112(D14), D14312. doi:10.1029/2006JD008262.
- Tai, A. P. K., Mickley, L. J., et Jacob, D. J. (2010). Correlations between fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM_{2.5} to climate change. *Atmospheric Environment*, 44(32), 3976-3984. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.06.060
- Tai, A. P. K., Mickley, L. J., et Jacob, D. J. (2012). Impact of 2000–2050 climate change on fine particulate matter (PM_{2.5}) air quality inferred from a multi-model analysis of meteorological modes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(23), 11329-11337. doi:10.5194/acp-12-11329-2012
- Takaro, T. K., Knowlton, K., et Balmes, J. R. (2013). Climate change and respiratory health: current evidence and knowledge gaps. *Expert Review of Respiratory Medicine*, 7(4), 349–361. <<https://doi.org/10.1586/17476348.2013.814367>>
- Tan, X., Chen, S., Gan, T. Y., Liu, B., et Chen, X. (2019). Dynamic and thermodynamic changes conducive to the increased occurrence of extreme fire weather over western Canada under possible anthropogenic climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 265, 269-279. doi:10.1016/j.agrformet.2018.11.026



- Taylor, P. E., Jacobson, K. W., House, J. M., et Glovsky, M. M. (2007). Links between pollen, atopy and the asthma epidemic. *International Archives of Allergy and Immunology*, 144(2), 162–170. <<https://doi.org/10.1159/000103230>>
- The Weather Network. (2019). *Pollen report list*. Consulté sur le site: <<https://www.theweathernetwork.com/forecasts/pollen/list>>
- Thompson, T. M., Rausch, S., Saari, R. K., et Selin, N. E. (2014). A systems approach to evaluating the air quality co-benefits of US carbon policies. *Nature Climate Change*, 4, 917-923. doi: 10.1038/nclimate2342
- Thompson, T. M., Rausch, S., Saari, R. K., et Selin, N. E. (2016). Air quality co-benefits of subnational carbon policies. *Journal of the Air and Waste Management Association (1995)*, 66(10), 988–1002. <<https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1192071>>
- To, T., Dell, S., Tassoudji, M., et Wang, C. (2009). Health outcomes in low-income children with current asthma in Canada. *Chronic Diseases in Canada*, 29(2), 49–55.
- Traidl-Hoffmann, C., Kasche, A., Menzel, A., Jakob, T., Thiel, M., Ring, J., et Behrendt, H. (2003). Impact of pollen on human health: more than allergen carriers? *International Archives of Allergy and Immunology*, 131(1), 1–13. <<https://doi.org/10.1159/000070428>>
- Trail, M., Tsimpidi, A. P., Liu, P., Tsigaridis, K., Rudokas, J., Miller, P., Nenes, A., Hu, Y., et Russell, A. G. (2014). Sensitivity of air quality to potential future climate change and emissions in the United States and major cities. *Atmospheric Environment*, 94, 552 – 563, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.05.079
- Turner, M. C., Jerrett, M., Pope, C. A., 3rd, Krewski, D., Gapstur, S. M., Diver, W. R., Beckerman, B. S., Marshall, J. D., Su, J., Crouse, D. L., et Burnett, R. T. (2016). Long-Term Ozone Exposure and Mortality in a Large Prospective Study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 193(10), 1134–1142. <<https://doi.org/10.1164/rccm.201508-1633OC>>
- Turnock, S. T., Smith, S., et O'Connor, F. M. (2019). The impact of climate mitigation measures on near term climate forcings. *Environmental Research Letters*, 14(10), 104013. doi: 10.1088/1748-9326/ab4222
- Twohig-Bennett, C., et Jones, A. (2018). The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes. *Environmental Research*, 166, 628–637. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.030>>
- United States Centers for Disease Control and Prevention (US CDC). (2020). *COVID-19 considerations for cleaner air shelters and cleaner air spaces to protect the public from wildfire Smoke*. Atlanta, GA. Consulté sur le site: <<https://www.cdc.gov/coronavirus/2019-ncov/php/cleaner-air-shelters.html>>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2016). *Wildfire Smoke: A guide for public health officials*. Consulté sur le site: <<https://www.airnow.gov/publications/wildfire-smoke-guide/wildfire-smoke-a-guide-for-public-health-officials/>>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2019). *Integrated Science Assessment for Particulate Matter*. Washington, DC. Consulté sur le site: <<https://epa.gov/isa/integrated-science-assessment-particulate-matter>>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2020a). *Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants*. Washington, DC. Consulté sur le site: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=348522>>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2020b). *Integrated Science Assessments (ISAs)*. Consulté sur le site: <www.epa.gov/isa>
- Vachon, J., Gallant, V., et Siu, W. (2018). Tuberculosis in Canada, 2016. *Canada Communicable Disease Report = Relevé des Maladies Transmissibles au Canada*, 44(3-4), 75–81. <<https://doi.org/10.14745/ccdr.v44i34a01>>
- Vaitla, P. M., et Drewe, E. (2011). Identifying the culprit allergen in seasonal allergic rhinitis. *The Practitioner*, 255(1740), 27–2.
- Val Martin, M., Heald, C. L., Lamarque, J.-F., Tilmes, S., Emmons, L. K., et Schichtel, B. A. (2015). How emissions, climate, and land use change will impact mid-century air quality over the United States: a focus on effects at national parks. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(5), 2805–2823. doi:10.5194/acp-15-2805-2015
- Vandyck, T., Keramidis, K., Kitous, A., Spadaro, J. V., Van Dingenen, R., Holland, M., et Saveyn, B. (2018). Air quality co-benefits for human health and agriculture counterbalance costs to meet Paris Agreement pledges. *Nature Communications*, 9(1), 4939. <<https://doi.org/10.1038/s41467-018-06885-9>>
- Van Vuuren, D. P., et Carter, T. R. (2014). Climate and socio-economic scenarios for climate change research and assessment: reconciling the new with the old. *Climate change*, 122(3), 415-429. doi:10.1007/s10584-013-0974-2
- Van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., et Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, 109(1), 5-31. doi:10.1007/s10584-011-0148-z
- Viegi, G., Maio, S., Simoni, M., et Annesi-Maesano, I. (2009). The epidemiological link between ageing and respiratory diseases. In V. Bellia and R. Incalzi (Eds.), *Respiratory Diseases in Elderly* (p. 1–17).
- Wallace, L. (1996). Indoor particles: a review. *Journal of the Air and Waste Management Association (1995)*, 46(2), 98–126. <<https://doi.org/10.1080/10473289.1996.10467451>>



- Wang, X., Parisien, M.-A., Taylor, S. W., Candau, J.-N., Stralberg, D., Marshall, G. A., Little, J. M., et Flannigan, M. D. (2017). Projected changes in daily fire spread across Canada over the next century. *Environmental Research Letters*, 12(2), 025005. doi:10.1088/1748-9326/aa5835
- Warren, F. J., et Lemmen, D. S. (éd.) (2014). *Vivre avec les changements climatiques au Canada : perspectives des secteurs relatives aux impacts et à l'adaptation*. Ottawa, ON: Gouvernement du Canada. Consulté sur le site <<https://publications.gc.ca/site/fra/9.643395/publication.html>>
- Weichenthal, S., Lavigne, E., Villeneuve, P. J., et Reeves, F. (2016). Airborne Pollen Concentrations and Emergency Room Visits for Myocardial Infarction: A Multicity Case-Crossover Study in Ontario, Canada. *American Journal of Epidemiology*, 183(7), 613–621. <<https://doi.org/10.1093/aje/kwv252>>
- Wen, X. J., Balluz, L., et Mokdad, A. (2009). Association between media alerts of air quality index and change of outdoor activity among adult asthma in six states, BRFSS, 2005. *Journal of Community Health*, 34(1), 40–46. <<https://doi.org/10.1007/s10900-008-9126-4>>
- Weschler, C. J. (2006). Ozone's impact on public health: contributions from indoor exposures to ozone and products of ozone-initiated chemistry. *Environmental Health Perspectives*, 114(10), 1489–1496. <<https://doi.org/10.1289/ehp.9256>>
- Weschler, C.J. (2009). Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmospheric Environment*, 43(1), 153–169. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.09.044
- West, J. J., Fiore, A. M., et Horowitz, L. W. (2012). Scenarios of methane emission reductions to 2030: abatement costs and co-benefits to ozone air quality and human mortality. *Climatic Change*, 114(3-4), 441–461. doi:10.1007/s10584-012-0426-4
- West, J. J., Smith, S. J., Silva, R. A., Naik, V., Zhang, Y., Adelan, Z., Fry, M. M., Anenberg, S., Horowitz, L. W., et Lamarque, J. F. (2013). Co-benefits of mitigating global greenhouse gas emissions for future air quality and human health. *Nature Climate Change*, 3(10), 885-889. doi: 10.1038/nclimate2009
- West, J. J., Szopa, S., et Hauglustaine, D. A. (2007). Human mortality effects of future concentrations of tropospheric ozone. *Comptes Rendus Geoscience*, 339(11), 775-783. doi:10.1016/j.crte.2007.08.005
- Wheeler, A. J., Gibson, M. D., MacNeill, M., Ward, T. J., Wallace, L. A., Kuchta, J., Seaboyer, M., Dabek-Zlotorzynska, E., Guernsey, J. R., et Stieb, D. M. (2014). Impacts of air cleaners on indoor air quality in residences impacted by wood smoke. *Environmental Science et Technology*, 48(20), 12157–12163. <<https://doi.org/10.1021/es503144h>>
- Wolkoff, P. (1998). Impact of air velocity, temperature, humidity, and air on long-term VOC emissions from building products. *Atmospheric Environment*, 32(14–15), 2659-2668. doi: 10.1016/S1352-2310(97)00402-0
- Wotton, B. M., Flannigan, M. D., et Marshall, G. (2017). Potential climate change impacts on fire intensity and key wildfire suppression thresholds in Canada. *Environmental Research Letters*, 12(9), 095003. doi:10.1088/1748-9326/aa7e6e
- Wright, G. S., et Klingenberg, K. (2015). *Climate-specific passive building standards*. Golden, CO: National Renewable Energy Lab (NREL). doi:10.2172/1215274
- Wu, S., Mickley, L. J., Jacob, D. J., Rind, D., et Streets, D. G. (2008a). Effects of 2000 – 2050 changes in climate and emissions on global tropospheric ozone and the policy-relevant background surface ozone in the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D18), D18312. doi:10.1029/2007JD009639
- Wu, S., Mickley, L. J., Leibensperger, E. M., Jacob, D. J., Rind, D., et Streets, D. G. (2008b). Effects of 2000-2050 change on ozone air quality in the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D6), D06302. doi:10.1029/2007JD008917
- Xiong, J., Wei, W., Huang, S., et Zhang, Y. (2013). Association between the emission rate and temperature for chemical pollutants in building materials: general correlation and understanding. *Environmental Science and Technology*, 47(15), 8540–8547. <<https://doi.org/10.1021/es401173d>>
- Yahya, K., Campbell, P., et Zhang Y. (2017). Decadal application of WRF/chem for regional air quality and climate modeling over the U.S. under the representative concentration pathways scenarios. Part 2: Current vs. future simulations. *Atmospheric Environment*, 152, 584 – 604. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.12.028
- Yao, J., Stieb, D. M., Taylor, E., et Henderson, S. B. (2020). Assessment of the Air Quality Health Index (AQHI) and four alternate AQHI-Plus amendments for wildfire seasons in British Columbia. *Canadian Journal of Public Health = Revue Canadienne de Sante Publique*, 111(1), 96–106. <<https://doi.org/10.17269/s41997-019-00237-w>>
- Youssef, H., Liousse, C., Roblou, L., Assamoi, E. M., Salonen, R. O., Maesano, C., Banerjee, S., et Annesi-Maesano, I. (2014). Non-accidental health impacts of wildfire smoke. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(11), 11772–11804. <<https://doi.org/10.3390/ijerph11111772>>
- Yue, X., Mickley, L. J., Logan, J. A., et Kaplan, J. O. (2013). Ensemble projections of wildfire activity and carbonaceous aerosol concentrations over the western United States in the mid-21st century. *Atmospheric Environment*, 77, 767-780. doi:10.1016/j.atmosenv.2013.06.003



Zhang, J., et Smith, K. R. (2003). Indoor air pollution: a global health concern. *British Medical Bulletin*, 68, 209–225. <<https://doi.org/10.1093/bmb/ldg029>>

Zhang, Y., Smith, S. J., Bowden, J. H., Adelman, Z., et West, J. J. (2017). Co-benefits of global, domestic, and sectoral greenhouse gas mitigation for US air quality and human health in 2050. *Environmental Research Letters*, 12(11), 114033. <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8f76>>

Zhang, Y., West, J. J., Mathur, R., Xing, J., Hogrefe, C., Roselle, S. J., Bash, J. O., Pleim, J. E., Gan, C. M., et Wong, D. C. (2018). Long-term trends in the ambient PM_{2.5}- and O₃-related mortality burdens in the United States under emission reductions from 1990 to 2010. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(20), 15003–15016. <<https://doi.org/10.5194/acp-18-15003-2018>>

Zickfeld, K., et Herrington, T. (2015). The time lag between a carbon dioxide emission and maximum warming increases with the size of the emission. *Environment Research Letters*, 10(3), 031001. doi:10.1088/1748-9326/10/3/031001

Ziska, L. H., et Beggs, P. J. (2012). Anthropogenic climate change and allergen exposure: The role of plant biology. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 129(1), 27-32. doi:10.1016/j.jaci.2011.10.032

Ziska, L. H., Makra, L., Harry, S. K., Bruffaerts, N., Hendrickx, M., Coates, F., Saarto, A., Thibaudon, M., Oliver, G., Damialis, A., Charalampopoulos, A., Vokou, D., Heidmarsson, S., Gudjohnsen, E., Vonini, M., Oh, J. W., Sullivan, K., Ford, L., Brooks, G. D., Myszewska, D., ...Crimmins, A. R. (2019). Temperature-related changes in airborne allergenic pollen abundance and seasonality across the northern hemisphere: A retrospective data analysis. *The Lancet Planetary Health*, 3(3), e124-e131. doi:S2542-5196(19)30015-4