

Chapitre 4

Qualité de l'air, changements climatiques et santé



Serge Lamy

Véronique Bouchet

Contributeurs :

Kathleen Buset

Sophie Cousineau

Barry Jessiman

Branka Jovic

Stan Judek

Cheryl Khoury

Tom Kosatsky

Eric Litvak

Radenko Pavlovic

Nedka Pentcheva

Dave Stieb



TABLE DES MATIÈRES

4.1 Introduction	129
4.2 Effets de la pollution atmosphérique et de la chaleur accablante sur la santé	129
4.2.1 Effets de la chaleur accablante sur la santé	130
4.2.2 Effets de l’ozone troposphérique sur la santé	132
4.2.3 Effets des particules sur la santé	132
4.2.4 Interactions entre la chaleur et la pollution atmosphérique	133
4.2.4.1 Variations saisonnières de la pollution atmosphérique	134
4.2.4.2 Comparaisons entre villes	135
4.2.4.3 Études des épisodes de chaleur accablante et de leurs effets sur les risques pour la santé de la population liés à la pollution atmosphérique	136
4.2.4.4 Études des masses d’air synoptiques	137
4.2.4.5 Études en laboratoire et sur le terrain	138
4.2.5 Populations vulnérables	138
4.2.5.1 Personnes souffrant de maladies cardiovasculaires	139
4.2.5.2 Personnes âgées	139
4.2.5.3 Enfants	139
4.3 Changements climatiques et pollution atmosphérique	140
4.3.1 Effet des changements climatiques sur les particules et l’ozone	141
4.4 Modélisation de la qualité de l’air au Canada	143
4.4.1 AURAMS : scénarios et hypothèses	143
4.4.2 Modélisation des résultats	145
4.4.2.1 Ozone	145
4.4.2.2 Particules fines	150
4.5 Estimation des effets sur la santé des changements de la qualité de l’air ambiant attribuables aux changements climatiques	152
4.5.1 Estimation des bénéfices pour la santé : scénario des changements climatiques cumulatifs	153
4.5.2 Perspectives sur les effets de la qualité de l’air liés au climat	154
4.6 Gestion des risques et adaptation	155
4.6.1 Normes et tendances	155
4.6.1.1 Ozone troposphérique	155
4.6.1.2 Particules fines	156
4.6.1.3 Pollution de sources canadiennes et transfrontalières	157



Chapitre 4

4.6.2	Prévisions de la cote air santé et adaptation	157
4.6.2.1	La cote air santé	157
4.6.2.2	Sensibilisation du grand public, des populations à risque et des professionnels de la santé	157
4.6.2.3	Liens avec d'autres programmes d'adaptation	158
4.7	Discussion et conclusions	158
4.8	Annexes	160
	Annexe 1 : Méthodologie de recherche documentaire	160
	Annexe 2 : Modèle AURAMS	160
	Annexe 3 : Modèle OEAQA	163
	Annexe 4 : Résultats détaillés de l'OEAQA, information sur l'évaluation et fonctions concentration-réponse	168
4.9	Références	177



4.1 INTRODUCTION

Dans le présent chapitre, on aborde essentiellement les répercussions possibles des changements climatiques sur la qualité de l'air et leurs effets sur la santé au Canada. On présente d'abord un résumé des répercussions négatives possibles sur la santé de la pollution atmosphérique en se concentrant sur l'ozone troposphérique (O₃) et les matières particulaires (particules ou PM), ainsi que sur la chaleur accablante, y compris les vagues de chaleur. On examine aussi les effets additifs ou synergiques possibles entre la chaleur accablante et la pollution atmosphérique, car la chaleur peut modifier la nature des incidences de la pollution atmosphérique sur la santé. Des études sur les effets de la pollution atmosphérique saisonnière dans des villes de températures et de climats différents ainsi que des études sur la réaction des populations à des événements météorologiques extrêmes sont présentées. (Voir l'annexe 1 pour de plus amples renseignements sur la méthodologie de recherche documentaire.) La revue de la littérature couvre les sources disponibles jusqu'à 2006, sauf pour quelques sources faisant autorité et ayant été publiées depuis (p. ex., l'évaluation 2007 du GIEC).

Le chapitre porte aussi sur les effets qu'une élévation de la température environnementale moyenne (de 4 °C) due aux changements climatiques pourrait avoir sur les niveaux d'O₃ et de PM en été au Canada. Deux scénarios sont envisagés : dans le premier, on examine l'effet indépendant d'une élévation de la température sur la qualité de l'air; dans le second, on étudie l'effet combiné d'une élévation de la température et de la contribution possible de l'évolution des émissions naturelles de composés organiques volatils (COV) à la formation de ces polluants. On compare ensuite les résultats de ces deux scénarios de modélisation à ceux d'une année de référence (2002). On n'aborde pas, dans la présente étude, d'autres effets possibles d'un climat plus chaud sur les émissions anthropiques, la climatologie (comme l'humidité et le vent) et les constituants naturels de l'atmosphère influant sur la qualité de l'air tels que le pollen et les spores.

Enfin, on étudie les effets possibles des changements modélisés des concentrations d'O₃ et de PM sur la santé. Pour chacun des scénarios, on a évalué les modifications aux taux de morbidité et de mortalité attribuables à la pollution atmosphérique ainsi que les coûts qui y sont associés. Le chapitre passe en revue certaines mesures de gestion des risques associés à la pollution atmosphérique au Canada et en guise de conclusion, formule des recommandations pour les travaux de recherche futurs.

4.2 EFFETS DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE ET DE LA CHALEUR ACCABLANTE SUR LA SANTÉ

L'exposition à la pollution atmosphérique, aussi bien aiguë que chronique, a un certain nombre de répercussions négatives sur la santé qui ont été examinées dans bon nombre d'évaluations des risques menées en bonne et due forme (p. ex., Groupe de travail sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (GTOLDQA) 1999a, 1999b; l'Organisation mondiale pour la santé (OMS), 2003; l'Agence de protection environnementale des États-unis (U.S. EPA, 2005). La communauté scientifique dispose de recherches volumineuses qui décrivent ces effets et traitent tant de problèmes qui touchent le monde entier que de situations propres au Canada, ainsi que leurs liens avec la mortalité (Burnett et coll., 2000; Goldberg et coll., 2000; Krewski et coll., 2000; Goldberg et coll., 2001a, 2001b, 2001c, 2001d; Pope et coll., 2002; Burnett et Goldberg, 2003; Vedal et coll., 2003; Villeneuve et coll., 2003; Finkelstein et coll., 2004; Jerrett et coll., 2004; Pope et coll., 2004). La chaleur accablante et les vagues de chaleur sont également la source d'inquiétudes



croissantes pour la santé. Les États-Unis et l'Europe ont, par exemple, connu un grand nombre de maladies et de morts liées à des vagues de chaleur dans les années 1990. (Ballester et coll., 1997; Dematte et coll., 1998; Semenza et coll., 1999; Keatinge et coll., 2000; McGeehin et Mirabelli, 2001; Curriero et coll., 2002; Diaz et coll., 2002; Hajat et coll., 2002; Naughton et coll., 2002; Koutsavlis et Kosatsky, 2003). En août 2003, la vague de chaleur accablante qui a frappé l'Europe a entraîné la mort de plusieurs milliers de personnes et contribué à sensibiliser la population aux répercussions possibles des changements climatiques sur la santé (Ledrans et Isnard, 2003; Diaz et coll., 2004; Koppe et coll., 2004; Kovats et coll., 2004; Johnson et coll., 2005; Carcaillon et coll., 2006).

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) prévoit que les concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre (GES) continueront d'augmenter au cours du prochain siècle, ce qui entraînera une augmentation du réchauffement du climat (GIEC, 2007a). Des changements climatiques ont déjà été observés, comme le montrent les récentes hausses des températures moyennes de l'océan et de l'air à l'échelle mondiale, la fonte générale de la neige et de la glace et l'élévation mondiale du niveau moyen des mers (GIEC, 2007a). Il est très probable qu'un tel réchauffement entraîne des vagues de chaleur plus fréquentes. Il pourrait également avoir des répercussions sur les niveaux d'exposition à la pollution atmosphérique en modifiant les conditions météorologiques régionales et locales et en influant sur les sources à la fois naturelles et anthropiques des émissions des polluants atmosphériques (Watson et coll., 1998; GIEC, 2007b; Department for Environment, Food and Rural Affairs du R.-U. (U.K. DEFRA), 2005). Les changements climatiques pourraient aussi entraîner des changements des modes d'activité et des expositions à la pollution atmosphérique qui les accompagnent. On expose ci-dessous les effets indépendants de la chaleur, de l'ozone troposphérique (O₃) et de la pollution par les particules (deux polluants qui ont reçu une attention considérable) sur la santé humaine. On étudie ensuite les effets synergiques potentiels de la chaleur accablante et de la pollution atmosphérique sur la santé.

► 4.2.1 Effets de la chaleur accablante sur la santé

Au-delà d'une étroite zone de confort (zone athermique) dans laquelle la perte et le gain de chaleur du corps sont égaux, l'exposition à la chaleur ou au froid peut entraîner des maladies (morbidité) et, à terme, la mort (mortalité). Le corps régule la chaleur environnementale par le contrôle du rythme métabolique des organes internes, la circulation sanguine de la peau et le frisson ou la transpiration (Rowell, 1983; Dinarello et Gefland, 2001). L'adaptation normale à l'excès de chaleur implique un débit cardiaque élevé et un relâchement des vaisseaux sanguins de la peau pour augmenter le débit sanguin du centre vers la périphérie. La transpiration refroidit le corps grâce à l'évaporation (Bouchama et Knochel, 2002), mais ce mécanisme est moins efficace dans des conditions humides.

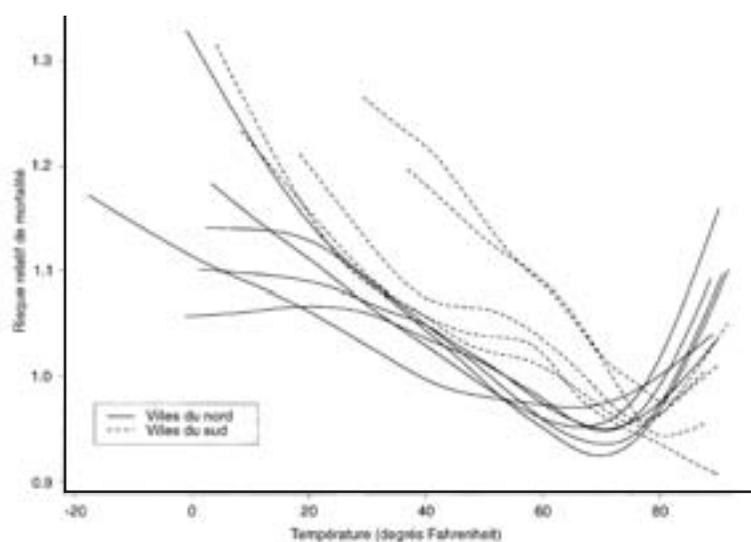
Certaines personnes pourraient être dans l'impossibilité d'augmenter suffisamment leur débit cardiaque et leur transpiration, ce qui peut entraîner des élévations de la température corporelle et, éventuellement, la maladie ou la mort. Il s'agit notamment des personnes âgées, des femmes post-ménopausées ou des personnes sous certains traitements médicamenteux, dont les anticholinergiques, les diurétiques, les agents bêta-bloquants, l'œstrogénothérapie de substitution et certains médicaments antipsychotiques (Lee-Chiong Jr. et Stitt, 1995; Freedman et Krell, 1999; Brooks-Asplund et coll., 2000; Speizer, 2001; Gauthier et coll., 2005). Les bébés et les jeunes enfants sont également particulièrement susceptibles de souffrir de maladies liées à la chaleur en raison de l'immaturité de leur système thermorégulateur (Yeo, 2004). Chez les personnes en bonne santé, un effort excessif peut également entraîner une déshydratation, un épuisement par la chaleur, une insuffisance rénale, une atteinte hépatique, un coup de chaleur ou la mort (Hart et coll., 1980; Hughson et coll., 1980; Barrow et Clark, 1998; Dematte et coll., 1998; Bouchama et Knochel, 2002).



Au cours des deux dernières décennies, des épisodes de chaleur accablante aux États-Unis auraient entraîné la mort de plusieurs centaines de personnes (Confalonieri et coll., 2007). Beaucoup de ces décès sont survenus dans des sous-groupes à risque, tels que les personnes âgées souffrant déjà de maladies cardiovasculaires, cérébrovasculaires ou respiratoires. Le nombre précis de personnes souffrant de maladies liées à la chaleur et ayant besoin d'un traitement médical pendant une année donnée au Canada ou aux États-Unis est inconnu, car on ne dispose pas de statistiques fiables. Seul un petit nombre de décès sont reconnus comme ayant été causés par un coup de chaleur au Canada (Koutsavlis et Kosatsky, 2003).

Sur une période de plusieurs semaines, les gens peuvent graduellement s'acclimater à un stress thermique en réduisant leur taux métabolique basal, en augmentant leur capacité à transpirer et en augmentant leur débit sanguin dans la peau (Koppe et coll., 2004). Des études épidémiologiques ont démontré une relation plus ou moins en forme de U ou de J entre la température et la mortalité (Ballester et coll., 1997; Keatinge et coll., 2000; Koppe et coll., 2004). La pente ascendante du « J », dans la figure 4.1, par exemple, commence à des températures plus basses et est plus raide pour les villes du Nord des États-Unis et de l'Europe que pour les villes situées plus au sud (Keatinge et coll., 2000; Curriero et coll., 2002). C'est dans les pays aux climats plus frais ou pendant les vagues de chaleur se produisant en début de saison que les gens sont particulièrement vulnérables parce qu'ils ne sont pas acclimatés au stress de la chaleur. Dans de telles conditions, la pente ascendante de la courbe de mortalité commence à des températures plus basses et est plus prononcée (Keatinge et coll., 2000; Curriero et coll., 2002). Des mesures d'adaptation, telles que des systèmes d'alerte chaleur-santé, des locaux climatisés à la maison et au travail ou l'accès à des centres climatisés pour les personnes pouvant souffrir de stress thermique ont permis de réduire la gravité des répercussions sur la santé (Sheridan et Kalkstein, 2004; U.K. Met Office, 2006; Vittiglio, 2006; Confalonieri et coll., 2007).

Figure 4.1 Courbe dose-réponse pour la mortalité et la température dans onze villes de l'est des États-Unis¹



Nota : les températures de -20 °F, 0 °F, 20 °F, 40 °F, 60 °F et 80 °F correspondent respectivement à -28 °C, -18 °C, -6 °C, 4 °C, 16 °C et 26 °C.

Source : Curriero et coll., 2002.

¹ Les courbes dose-réponse en J présentées à la figure 4.1 ont été obtenues à l'aide d'un logiciel utilisant une méthode de traitement statistique appelée « modèle additif généralisé ». Certaines erreurs dans le logiciel sont apparues après la publication de la figure dans Curriero et coll., 2002; une analyse subséquente des données de l'étude tenant compte de ces erreurs a donné des courbes dose-réponse en J similaires mais légèrement modifiées révélant un interval de température un peu plus large dans lequel la mortalité demeurerait constante (Curriero et coll., 2003).

► 4.2.2 Effets de l'ozone troposphérique sur la santé

L'ozone troposphérique est un polluant qui se forme dans l'atmosphère principalement à partir de composants organiques volatils et d'oxydes d'azote. Bien qu'il existe des sources naturelles de ces deux polluants précurseurs d'ozone, l'activité humaine, particulièrement quand elle implique la combustion de combustibles fossiles, en produit aussi de grandes quantités. L'exposition à l'ozone (O_3) peut entraîner différentes maladies pulmonaires et cardiovasculaires chez des personnes par ailleurs en bonne santé, mais celles qui souffrent déjà de maladies cardiovasculaires ou pulmonaires y sont particulièrement vulnérables (GTOLDQA, 1999a, 1999b; U.S. EPA, 2006a). Étant donné que quelque 45 % de tous les décès au Canada sont attribuables à des maladies cardiopulmonaires, on peut en conclure qu'un important groupe de la population canadienne est potentiellement à risque. Les principales répercussions de l' O_3 sur la santé comprennent des dommages aigus et chroniques au système respiratoire, avec une augmentation de la réactivité des voies aériennes, la perméabilité des voies aériennes, l'inflammation des voies aériennes, la réduction de la fonction pulmonaire et une augmentation des symptômes d'atteinte de l'appareil respiratoire. Les réactions aiguës sont particulièrement préoccupantes chez les asthmatiques, y compris les enfants, et les personnes souffrant de maladies chroniques des voies aériennes. Ces effets semblent s'aggraver au fur et à mesure que la durée de l'exposition augmente (Hyde et coll., 1992; Krzyzanowski et coll., 1992; Künzli et coll., 1997; Lippmann, 2000b). Selon certaines études, l'exposition à court terme à l' O_3 est associée à une gamme d'effets cardiovasculaires, dont l'infarctus aigu du myocarde (Ruidavets et coll., 2005), des arythmies (Dockery et coll., 2005) et une variabilité de la fréquence cardiaque (Park et coll., 2005). Ces résultats constituent des données probantes à l'appui de mécanismes impliqués dans l'association entre l' O_3 et la mortalité prématurée détectée par certaines études épidémiologiques (U.S. EPA, 2006a)

► 4.2.3 Effets des particules sur la santé

La composition et la concentration des PM en suspension sont variables. Elles sont formées de constituants organiques et non organiques. On classe les particules en fonction de leur taille : grosses ($PM_{10-2.5}$), fines ($PM_{2.5}$) et, plus récemment, très fines ($PM_{0.1}$), ce qui correspond respectivement à des diamètres aérodynamiques de 10 à 2,5 μm (micromètres), < 2,5 μm et < 0,1 μm . Bien qu'il y ait des différences régionales importantes, en général, environ la moitié des $PM_{2.5}$ sont émises directement dans l'atmosphère (particules primaires), tandis que l'autre moitié se forment dans l'atmosphère (particules secondaires) lorsque des gaz précurseurs de l'ozone (le dioxyde de soufre [SO_2], des composés oxygénés de l'azote ou un mélange d'oxydes d'azote [NO_x], des composés organiques volatils [COV] et l'ammonium [NH_3]) réagissent ou se condensent pour former des particules (Environnement Canada, 2003a). La plupart des $PM_{10-2.5}$ directement émises dans l'atmosphère provient du sol, de feux de forêts et de friche, de la combustion de combustibles fossiles, d'activités de construction, ainsi que du sel de mer et des sels de voirie (Environnement Canada, 2003a). Bien que les $PM_{10-2.5}$ puissent se déposer en grand nombre dans les poumons, elles sont plus susceptibles de se déposer dans les voies respiratoires supérieures, alors que les plus petites particules, les $PM_{2.5}$ et les $PM_{0.1}$ pénètrent profondément dans les poumons et provoquent tout un éventail de réactions physiologiques, pouvant même entrer dans la circulation sanguine (Delfino et coll., 2005; Penn et coll., 2005; Urch et coll., 2005; Lipsett et coll., 2006).

Des études épidémiologiques et toxicologiques, des études sur le terrain et des études d'exposition humaine contrôlée, qui ont été largement revues dans des





évaluations nationales des risques (GTOLDQA, 1999a, 1999b; U.S. EPA, 2004), ont contribué à démontrer les effets des particules sur la santé. Les PM sont associées à des hospitalisations et à une augmentation de la mortalité à la suite de maladies respiratoires et cardiovasculaires (Burnett et coll., 1999; Burnett et Goldberg, 2003; Goldberg et coll., 2006). Elles sont également associées à une aggravation de l'asthme, à une diminution de la fonction pulmonaire, à une inflammation et à des changements de la variabilité de la fréquence cardiaque (McConnell et coll., 1999; Gong et coll., 2003c; Ebel et coll., 2005). Ces effets ont été observés aux niveaux de concentrations que l'on retrouve dans plusieurs centres urbains au Canada. Certains groupes au sein de la population, dont les enfants, les personnes âgées et les personnes souffrant déjà de maladies, sont plus vulnérables aux répercussions des PM sur la santé. Les répercussions de l'exposition aux PM tant à court terme (de quelques jours à quelques semaines) qu'à long terme (plusieurs années) dépendent de la composition des particules (qui elle-même peut varier selon les saisons) et de la population exposée (Goldberg et coll., 2000, 2001b; Gordon, 2003; Mueller-Anneling et coll., 2004; Becker et coll., 2005; Crighton et coll., 2001; Delfino et coll., 2005; Li et coll., 2005; Goldberg et coll., 2006; Huang et Ghio, 2006; Kreyling et coll., 2006; Ostro et coll., 2006; Ren et coll., 2006), mais cela n'est pas démontré de manière systématique.

► 4.2.4 Interactions entre la chaleur et la pollution atmosphérique

La plupart des mécanismes sous-jacents qui ont été examinés pour expliquer les effets biologiques de la chaleur ou des polluants atmosphériques sur la santé semblent concerner des voies biologiques distinctes. Toutefois, il est clair qu'il existe une superposition dans la réaction physiologique du corps à l'activation de ces voies, ce qui laisse croire que des effets synergiques sont tout à fait plausibles. Par exemple, une réduction de la fonction pulmonaire due à une exposition aiguë à l'O₃ ou une réduction de la variabilité de la fréquence cardiaque due à une exposition aux PM nuiront probablement à la capacité d'une personne de maintenir une oxygénation adéquate des tissus, étant donné l'augmentation de la charge cardiovasculaire liée au stress thermique.

En général, toute gêne de la fonction respiratoire attribuable à la pollution pourrait interférer avec les mécanismes thermorégulateurs cardiovasculaires et réduire la charge thermique maximale qu'une personne peut supporter avant l'apparition d'effets négatifs. Il est également à noter que le stress thermique et les PM peuvent entraîner des anomalies de la coagulation sanguine. Celles-ci pourraient déclencher un événement tel qu'un infarctus du myocarde chez une personne à risque dont la charge cardiovasculaire est accrue en raison de la chaleur. Gordon (2003) soutient également que le stress physiologique causé par des changements importants de la température ambiante peut modifier la réaction physiologique aux agents toxiques.

Même si la synergie des effets de la chaleur et de la pollution repose sur un fondement théorique, leurs incidences potentielles individuelles sur la santé des gens et de la population doivent encore être précisées et peu d'études ont en effet examiné explicitement cette question. Il existe également d'autres mécanismes possibles par lesquels la chaleur pourrait modifier l'effet de la pollution atmosphérique sur la santé. Les températures moyennes élevées, par exemple, sont en fait liées à une plus grande exposition à la pollution atmosphérique, parce que les régimes d'activité de la population changent : les gens passent plus de temps à l'extérieur et ils ont tendance à laisser leurs fenêtres ouvertes plus souvent. Toutefois, il reste difficile de tirer des conclusions fermes fondées uniquement sur ces indications. Des études supplémentaires supportées par des mesures plus précises de l'exposition à la pollution atmosphérique et d'évaluations de d'autres facteurs modulateurs sont nécessaires.



4.2.4.1 Variations saisonnières de la pollution atmosphérique

Des différences saisonnières dans les effets de la pollution atmosphérique sur la santé ont été observées lors d'études examinant le lien entre la pollution atmosphérique et la santé. En été, la lumière solaire intense et les températures élevées contribuent souvent à une formation accrue d'O₃ troposphérique (un composant du smog photochimique), ce qui donne lieu à des expositions combinées à la chaleur en même temps qu'à des niveaux élevés d'O₃ et de PM. Des différences dans la réaction aux PM₁₀ (qui ne varie pas de façon prévisible au cours de l'année) semblent davantage indiquer une interaction avec la chaleur, à condition que l'effet d'O₃ ait été pris en compte. Les niveaux d'O₃ sont corrélés avec les niveaux de PM₁₀ de façon positive pendant l'été (Ito et coll., 2005) et négative pendant l'hiver. Comme pour les PM₁₀, les effets observés du dioxyde d'azote (NO₂), du dioxyde de soufre (SO₂) et du monoxyde de carbone (CO) en fonction de la saison et de la température sur la mortalité, les consultations et les hospitalisations (Michelozzi et coll., 1998; Hajat et coll., 1999; Chang et coll., 2005) donnent à penser qu'il existe des interactions sous-jacentes.

À l'aide d'une étude de type cas-croisé pour examiner les hospitalisations pour des maladies cardiovasculaires à Taipei entre 1997 et 2001, Chang et coll. (2005) ont réalisé des analyses distinctes dans deux strates de température : les journées fraîches (température moyenne < 20 °C) et les journées chaudes (> 20 °C). Ils ont constaté que le NO₂, le CO et l'O₃ étaient associés de manière significative aux hausses du nombre d'hospitalisations les journées chaudes (après correction dans chacune des strates pour tenir compte des effets de facteurs de confusion possibles comme la température, l'humidité et d'autres polluants). Lors des journées froides, seules les PM₁₀ avaient un effet statistiquement significatif après correction pour tenir compte des effets des autres polluants atmosphériques.

Goldberg et coll. (2001d) ont trouvé des corrélations positives entre l'O₃ et les décès non accidentels à Montréal en été, et négatives en hiver. Dans un récent examen de dix études de séries temporelles examinant les liens entre l'O₃ et la mortalité (Ito et coll., 2005), neuf ont révélé des estimations de risques de mortalité plus élevés liés à l'augmentation de l'O₃ au cours des mois chauds lorsque les niveaux d'O₃ étaient plus élevés (le risque hivernal dû à l'exposition à l'O₃ était plus élevé uniquement dans une ville en Australie). La correction pour tenir compte des effets des PM₁₀ n'a pas influé de façon marquée sur les résultats.

Dans une méta-analyse d'études sur les effets à court terme de la pollution atmosphérique dans huit villes italiennes, Biggeri et coll. (2005) ont constaté une différence importante dans les répercussions des PM₁₀ sur la mortalité, toutes causes confondues par saison, avec une augmentation de la mortalité de 0,54 % pendant la saison froide et de 2,53 % pendant la saison chaude (dans les deux cas, l'augmentation correspond à une augmentation de 10 µg/l de la concentration de PM₁₀). Ils ont également noté que l'ampleur des répercussions était plus grande selon les villes pendant la saison chaude. L'O₃ et les autres polluants n'ont pas été pris en considération ici.

Dans une analyse chronologique des effets des principaux polluants atmosphériques, Michelozzi et coll. (1998) ont relevé que la mortalité totale à Rome de 1992 à 1995 était liée de façon positive aux PM₁₀ (ainsi qu'au NO₂), avec une augmentation de 0,4 % de la mortalité observée pour chaque hausse de 10 µg/m³ des PM, atteignant 1,0 % pendant les mois d'été. Sunyer et coll. (1996), qui ont réalisé une étude semblable à Barcelone, ont trouvé que les variations quotidiennes de la mortalité étaient liées à celles des polluants atmosphériques pendant la période de 1985 à 1991. Après correction en fonction de la température et d'autres facteurs, la fumée noire (particules noires dont le diamètre est inférieur à 4,5 µm) et le SO₂ ont été corrélés de façon positive à la mortalité totale, à la mortalité des personnes âgées et à la mortalité cardiovasculaire. Le lien entre le SO₂ et la mortalité respiratoire n'était cependant significatif qu'au cours des mois d'été. Le NO₂ et l'O₃ ont été positivement corrélés à la mortalité des personnes âgées, ainsi qu'à la mortalité cardiovasculaire au cours de l'été, mais encore une fois, pas pendant les mois d'hiver.



Dans une étude portant sur les consultations chez le médecin pour des problèmes d'asthme à Londres (Hajat et coll., 1999), l'effet de divers polluants atmosphériques a été comparé entre les différentes saisons pour différents groupes d'âge. Des différences saisonnières statistiquement significatives ont été observées chez les enfants pour le NO_2 et chez les personnes âgées pour la fumée noire et les PM_{10} , avec des effets plus importants au cours des mois d'été. Chez les adultes, l'augmentation des niveaux d' O_3 pendant l'été a été associée à une augmentation des consultations médicales.

Anderson et coll. (1996) ont relevé une augmentation sur toute l'année de la mortalité respiratoire attribuable à l' O_3 à Londres, tandis que la mortalité toutes causes confondues et la mortalité cardiovasculaire n'augmentaient que pendant la saison chaude. Ces données donnent à penser que les personnes souffrant de maladies cardiovasculaires pourraient être plus sensibles à une combinaison d' O_3 et de chaleur, alors que celles souffrant de maladies respiratoires semblent être sensibles à l' O_3 quelle que soit la saison. La fumée noire était également liée de façon positive à la mortalité toutes causes confondues pendant les deux saisons, mais davantage au cours des mois d'été. Les résultats étaient semblables après correction pour tenir compte des effets des PM_{10} .

4.2.4.2 Comparaisons entre villes

Les études comparant les effets de la pollution atmosphérique sur la santé entre les villes plus chaudes et les villes plus froides ont également tendance à montrer que les incidences sur la santé sont plus importantes dans les climats plus chauds. Toutefois, les résultats de ces études doivent être considérés avec prudence à cause d'effets de confusion potentiels provenant d'autres facteurs.

Barnett et coll. (2005) ont examiné la relation entre la pollution atmosphérique et les hospitalisations d'enfants pour des maladies respiratoires dans cinq villes d'Australie et de Nouvelle-Zélande. Ils ont constaté que les augmentations du nombre d'hospitalisations pour maladies respiratoires liées aux $\text{PM}_{2.5}$ et aux PM_{10} dans le groupe d'enfants âgés de 1 à 4 ans avaient principalement lieu pendant la saison chaude, tandis qu'une association avec le NO_2 chez les enfants plus âgés (de 5 à 14 ans), bien que supérieure pendant la saison chaude, était présente à la fois au cours de la saison chaude et de la saison froide. Dans les villes aux températures moyennes plus élevées, on a également observé des augmentations plus importantes du nombre d'hospitalisations pour maladie respiratoire liées à la concentration sur une heure de NO_2 dans le groupe des enfants âgés de 1 à 4 ans.

Diaz et coll. (2004) ont étudié les effets combinés de la chaleur et de la pollution sur la mortalité juvénile à Madrid, en Espagne, entre 1986 et 1997. Ils n'ont pas trouvé que la température élevée seule était associée à une mortalité accrue. Toutefois, les polluants atmosphériques tels que les particules totales et les NO_x avaient un effet saisonnier important sur la mortalité. Au cours des mois d'été, le risque relatif de mortalité quotidienne lié aux particules totales était de 1,53 chez les enfants de 1 à 5 ans, par rapport à 1,25 au cours des mois d'hiver. Les NO_x n'avaient un effet significatif qu'au cours des mois d'été dans le groupe d'âge des enfants de 0 à 1 an, avec un risque relatif déclaré de 1,07.

Aga et coll. (2003) ont également constaté que la température expliquait en partie les différences observées dans la mortalité liée à la pollution atmosphérique chez les personnes âgées dans 28 villes étudiées dans le cadre du projet *Air Pollution and Health : A European Approach 2* (APHEA2). Dans les villes plus froides ayant une température moyenne quotidienne de 9 °C (25^e percentile), une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM_{10} entraînait chez les personnes âgées une hausse de la mortalité de seulement 0,44 %. Au contraire, on a constaté une augmentation de 0,91 % dans les villes chaudes où la température moyenne quotidienne est de 15 °C (75^e percentile). En ce qui concerne la fumée noire, la hausse de mortalité a été respectivement de 0,39 % et 0,75 % pour les villes froides et les villes chaudes.

Dans le cadre de l'étude APHEA2, Katsouyanni et coll. (2001) ont examiné les niveaux à court terme des polluants atmosphériques, les ratios des PM_{10} par rapport au NO_2 , la fumée noire, la température et l'humidité moyennes, ainsi que les caractéristiques de la population par rapport à la mortalité globale dans plusieurs villes. L'augmentation de la mortalité quotidienne due aux PM_{10} était de 0,29 % au 25^e percentile de la température moyenne, et de 0,82 % au 75^e. Les effets de la fumée noire dépendaient en partie de la température. La hausse de la mortalité allait de 0,23 % pour les villes au 25^e percentile de la température moyenne à 0,70 % pour celles au 75^e. Cette étude pourrait toutefois être erronée, des méthodes de régression inappropriées ayant été utilisées.

Choi et coll. (1997), dans l'une des rares études à long terme de l'incidence de la température sur les effets de la pollution atmosphérique, ont évalué la mortalité par cancer du poumon dans 47 préfectures japonaises en fonction des niveaux à long terme de NO_2 et de SO_2 , des dépenses en tabac, de la densité des voitures, de la température et du gradient géographique (du nord au sud). Pour les régions les plus au sud et les plus chaudes, l'effet du NO_2 était plus important lorsque les températures moyennes étaient plus élevées, ce qui semble indiquer un effet additif ou synergique de l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique et à une température plus élevée sur le risque de mortalité par cancer du poumon.

4.2.4.3 Études des épisodes de chaleur accablante et de leurs effets sur les risques pour la santé de la population liés à la pollution atmosphérique

Les vagues de chaleur permettent d'étudier les effets de la température sur les répercussions de la pollution atmosphérique pour la santé, car elles associent souvent des niveaux élevés ou soutenus de chaleur et de pollution atmosphérique et les impacts de leurs interactions deviennent ainsi plus évidents. Certaines études suggèrent qu'il existe des interactions entre la chaleur et la pollution de l'air, mais qu'elles ne deviennent mesurables qu'au-dessus d'un certain seuil de température (Sartor et coll., 1997).

Dans une étude sur les effets de la vague de chaleur de 2003 en France, on a mené une analyse chronologique quotidienne de neuf villes (Institut de veille sanitaire (InVS), 2004). Les concentrations quotidiennes d' O_3 et les températures minimales et maximales ont été analysées pour la période de huit ans de 1996 à 2003. Le compte journalier de décès a été régressé sur les températures du jour même et les températures des jours précédents et sur les concentrations d'ozone du jour même et de la veille. L'effet d' O_3 seul, de la température seule et de l'interaction d' O_3 avec la température ont été évalués pour la période du 3 au 17 août, soit pendant la vague de chaleur. On a constaté des différences dans les effets de l' O_3 et de la température dans certaines des neuf villes. Bien que l'effet de la température ait généralement été prépondérant, dans deux des neuf villes c'est l' O_3 qui a été la cause de la plupart des décès, et aucune interaction n'a été observée entre l' O_3 et la température.



Fischer et coll. (2004), en Hollande, et Stedman (2004), au Royaume-Uni, ont utilisé une méthode d'évaluation des risques pour estimer les décès liés à la pollution de l'air pendant la vague de chaleur d'août 2003. Les décès ont été estimés sur la base des relations doses-réponses



propres à un pays pour l'O₃ et les PM_{2.5} ; ensuite, ils ont été soustraits du nombre total de décès excédentaires pendant la vague de chaleur. Pour le Royaume-Uni, Stedman (2004) a estimé que de 21 à 38 % du nombre total de décès excédentaires étaient liés à des concentrations élevées d'O₃ ou de particules, ou des deux. Fischer et coll. (2004) ont estimé qu'aux Pays-Bas, environ 40 % des 1 000 à 1 400 décès excédentaires étaient liés à la pollution atmosphérique.

Sartor et coll. (1995) ont étudié le lien entre les décès quotidiens, la température et les concentrations de polluants atmosphériques sur une longue période de températures supérieures aux normales saisonnières en Belgique, en 1994. La mortalité prévue était basée sur les étés de 1985 à 1993. En 1994, la surmortalité a été de plus de 1 226 décès pendant une période de température élevée avec des niveaux d'O₃ supérieurs à la moyenne. Pour les personnes de plus de 65 ans, l'interaction statistique entre le logarithme d'O₃ et la température, tous deux mesurés le jour précédent, a contribué à 40 % du logarithme des décès quotidiens. On a mené d'autres analyses pour ce groupe d'âge, basées sur les tertiles de la température quotidienne moyenne (Sartor et coll., 1997). Aux températures les plus basses, aucune corrélation n'a été observée entre la température et l'O₃, et seul l'O₃ était lié à la mortalité. Dans le tertile moyen, la température et l'O₃ étaient en corrélation étroite, et le nombre de décès quotidiens variait également en fonction de la concentration d'O₃. Dans le tertile où la température moyenne était la plus élevée (de 21 à 27 °C), la température était le meilleur prédicteur des décès chaque jour et une interaction positive était observée entre la température et l'O₃.

Katsouyanni et coll. (1993) ont étudié la surmortalité dans plusieurs agglomérations de la Grèce pendant une vague de chaleur en juillet 1987. Athènes (une ville à « pollution intense ») était comparée à un groupe de 14 autres villes plus petites (« à faible pollution »). La surmortalité à Athènes était statistiquement différente de celle des autres villes une fois des corrections apportées pour la température, ce qui indiquait que la pollution atmosphérique avait, sur la mortalité, un effet indépendant de la température de l'air. Ce résultat est semblable aux effets observés après comparaison de différentes villes dans les études de l'APHEA, bien que leur conception et leur méthodologie soient différentes. Les limites de l'étude sont le fait que la température de l'air était analysée en faisant la moyenne et sur une période d'un mois complet et qu'il y avait un manque de données réelles pour les polluants et autres facteurs de confusion.

4.2.4.4 Études des masses d'air synoptiques

Les études des masses d'air synoptiques portant sur les effets des polluants atmosphériques sur la santé des populations (Pope et Kalkstein, 1996; Samet et coll., 1998; Smoyer et coll., 2000) n'apportent aucune données probantes à l'effet que la température aurait une influence sur les effets des polluants atmosphériques. La méthode des masses d'air synoptiques (Kalkstein, 1991) a été utilisée pour étudier l'effet de nombreuses variables météorologiques sur la santé. Elle consiste à établir le portrait général des masses d'air à partir de descripteurs météorologiques qui tiennent compte d'un certain nombre de paramètres météorologiques (p. ex., la température, l'humidité, la nébulosité, la direction et la vitesse des vents); les masses d'air ainsi décrites par leurs variables groupées sont généralement désignées en fonction de leur origine géographique. Ces masses peuvent également être classées selon leur similitude avec une situation météorologique classique ou au moyen de méthodes de classification automatique qui regroupent des variables météorologiques coincidentes dans des groupes ayant des caractéristiques prédéfinies.

À l'aide de la classification synoptique des masses d'air dans quatre grandes villes canadiennes (Montréal, Ottawa, Toronto et Windsor), Cheng et coll. (2005) ont quantifié l'augmentation de la mortalité liée à la chaleur d'ici les années 2050 et 2080 sous l'effet des changements



climatiques. Bien que l'influence de la température sur les effets de la pollution atmosphérique n'ait pas été spécifiquement examinée, une augmentation de la mortalité liée à la pollution de l'air, avec l'O₃ en tête des polluants, a été observée pour l'un des scénarios où les émissions n'ont pas été modifiées.

4.2.4.5 Études en laboratoire et sur le terrain

Les études en laboratoire et sur le terrain, quoique limitées, ont fourni certaines indications d'interactions entre les polluants atmosphériques et la température. Certaines données d'études en laboratoire suggèrent que des températures ambiantes élevées augmentent la toxicité du CO (Yang et coll., 1988). Le lien temporel entre les débits expiratoires de pointe et l'O₃ ambiant a été étudié dans un groupe de 287 enfants et 523 adultes non fumeurs à Tucson en Arizona (Krzyzanowski et coll., 1992). Chez les enfants, les débits expiratoires de pointe étaient réduits les jours où la concentration d'O₃ était plus élevée. Chez les adultes, les débits expiratoires de pointe étaient réduits chez les asthmatiques qui passaient plus de temps à l'extérieur les jours où les niveaux d'O₃ étaient plus élevés. Après correction pour tenir compte d'autres variables aléatoires, on a constaté des interactions significatives entre l'O₃, les PM₁₀ et la température; la déficience de la réaction respiratoire attribuable à de faibles concentrations ambiantes d'O₃ augmentait avec la température et les PM₁₀.

► 4.2.5 Populations vulnérables

Comme on l'a mentionné précédemment, il est clair que de nombreux facteurs peuvent augmenter les risques pour la santé d'une personne causés par l'exposition à des stress environnementaux tels que la pollution atmosphérique ou la chaleur accablante.

Les groupes les plus vulnérables aux effets des émissions de pollution atmosphérique naturelles et anthropiques ou de la chaleur accablante sont bien identifiés (Neas et coll., 1996; Lippman, 2000a; Ledrans et Isnard, 2003; Jerret et coll., 2004; Newhouse et Levetin, 2004; Carcaillon et coll., 2006) :

- les personnes âgées et celles vivant dans des établissements, tels que des établissements de soins résidentiels;
- les jeunes enfants et les personnes souffrant d'asthme;
- les personnes souffrant de maladies chroniques, en particulier de maladies cardiovasculaires et respiratoires, de maladie rénale, de diabète et d'obésité, ainsi que celles qui prennent certains médicaments; et
- les personnes ayant un statut socio-économique bas et celles vivant dans des quartiers urbains à forte densité de population.

Ce dernier groupe court un risque plus grand de souffrir de répercussions négatives de la pollution atmosphérique sur sa santé, en raison principalement de ses conditions de vie qui l'exposent à des concentrations plus élevées de PM ambiantes, à davantage de polluants gazeux et à plus d'émissions provenant de la circulation. De plus, les personnes de faible niveau socio-économique ont une plus grande incidence de maladie (Finkelstein et coll., 2005).

Lorsque les effets de la chaleur se combinent à ceux de la pollution, les groupes vulnérables peuvent courir des risques plus grands que le reste de la population. Cependant, il est difficile d'estimer qui pourrait avoir une plus grande sensibilité à des effets synergiques possibles; personne n'a encore abordé formellement cette question dans la littérature. On dispose de très peu d'indications sur des groupes spécifiques qui pourraient être particulièrement sensibles.



4.2.5.1 Personnes souffrant de maladies cardiovasculaires

Comme nous l'avons mentionné précédemment, Anderson et coll. (1996) ont constaté que la corrélation entre l'O₃ et la mortalité respiratoire à Londres, au Royaume-Uni, était importante toute l'année, tandis que la corrélation avec la mortalité cardiovasculaire n'était importante que pendant la saison chaude. Sunyer et coll. (1996) sont parvenus à des conclusions similaires. Cela pourrait indiquer que des effets synergiques se font davantage sentir chez les personnes souffrant de maladies cardiovasculaires. De plus, celles-ci semblent être sensibles à la pollution seulement lorsque les températures sont élevées.



4.2.5.2 Personnes âgées

Roberts (2004) a observé des interactions entre les polluants atmosphériques et les températures ambiantes en étudiant la mortalité de personnes de plus de 65 ans, et Aga et coll. (2003) ont trouvé des indications en ce sens dans une étude sur ce groupe d'âge. Dans une autre étude de l'APHEA sur la mortalité pour tous les groupes d'âge (Katsouyanni et coll., 2001), la modification, par la température, des effets sur la mortalité liée à la pollution atmosphérique était comparable à celle constatée par Aga et coll. (2003) chez les personnes âgées. Selon une étude en milieu urbain, la mortalité attribuée à la pollution atmosphérique était légèrement plus importante chez les personnes âgées que dans la population en général; il y avait également un effet légèrement plus prononcé sur le taux de mortalité

dans la population en général dans les villes au climat plus chaud. Toutefois, la modification par la température du taux de mortalité liée à la pollution atmosphérique était pratiquement identique chez les personnes âgées et dans la population en général. Cela indique donc que, même si les effets négatifs de la pollution atmosphérique sur la santé sont plus importants chez les personnes âgées, les effets provenant d'une exposition à la fois à la pollution et à des variations de température pourraient être comparables chez les personnes âgées et le reste de la population. La plupart des victimes des vagues de chaleur ayant sévi en Europe et en Amérique du Nord sont des personnes âgées dont la santé était déjà fragile (Bouchama et Knochel, 2002; Curriero et coll., 2002; Diaz et coll., 2002; Hémon et Jouglu, 2003; Ledrans et Isnard, 2003; Fischer et coll., 2004; Kovats et coll., 2004; Toulemon et Barbieri, 2004). Il faudrait mener d'autres recherches pour étudier le rôle synergiste possible de la pollution atmosphérique sur la morbidité et la mortalité pendant les vagues de chaleur.



4.2.5.3 Enfants

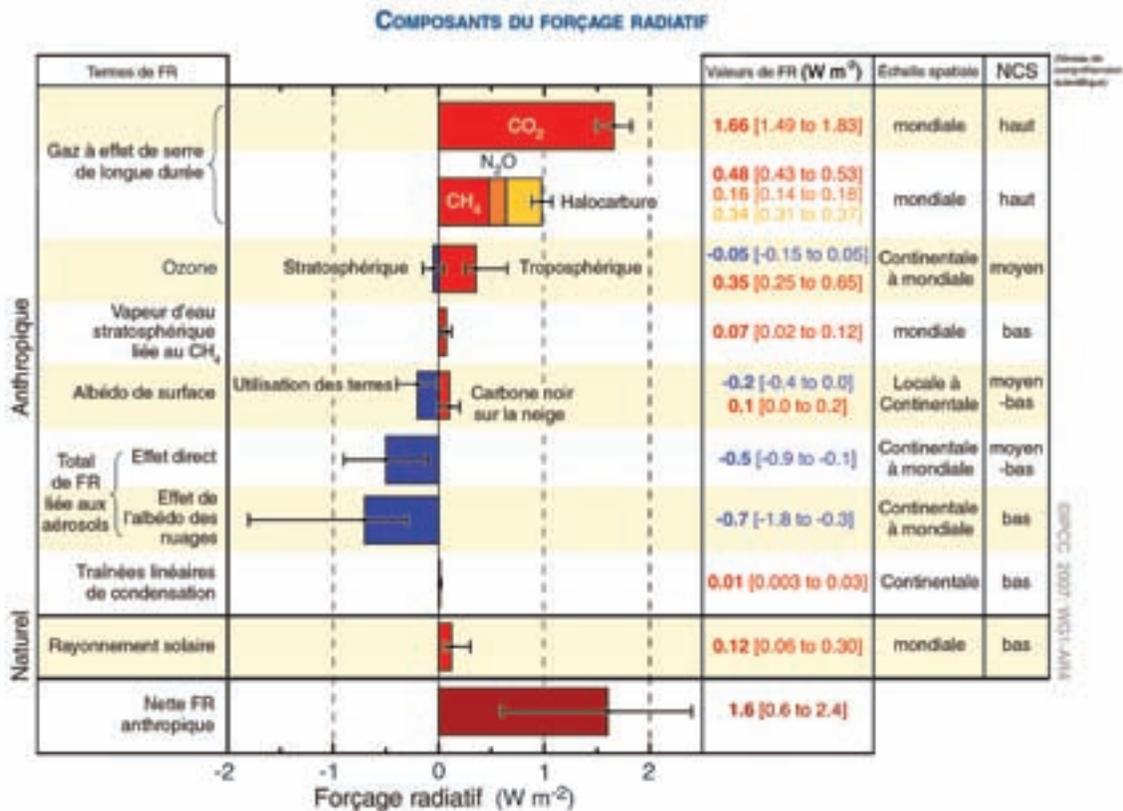
Hajat et coll. (1999) ont observé des variations saisonnières de l'effet de la pollution sur les consultations médicales pour l'asthme chez les enfants ainsi que chez les personnes âgées. De la même façon, Barnett et coll. (2005) ont trouvé que, chez les enfants de 1 à 15 ans, le lien entre la pollution atmosphérique et les hospitalisations était plus important pendant la saison chaude. Diaz et coll. (2004) ont également constaté que les polluants atmosphériques avaient une plus grande répercussion sur la mortalité juvénile pendant la saison chaude.



4.3 CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

Le dioxyde de carbone (CO₂) et d'autres GES à base de carbone contribuent aux changements climatiques, tandis que les particules atmosphériques (autre que le carbone noir) peuvent avoir un effet refroidissant en réfléchissant vers l'espace le rayonnement incident (GIEC, 2007a). La figure 4.2 montre certains des facteurs physiques et chimiques importants qui influent sur le réchauffement et le refroidissement de l'atmosphère de la terre (GIEC, 2007a).

Figure 4.2 Facteurs principaux influant sur le réchauffement et le refroidissement de l'atmosphère



Les estimations et gammes du forçage radiatif en moyenne en 2005 pour les concentrations anthropique de dioxyde de carbone (CO₂), méthane (CH₄), oxyde de diazote (N₂O) et pour d'autres agents et mécanismes importants, ensemble avec l'étendue géographique (échelle spatiale) typique de la forçage radiatif et le niveau estimé de compréhension scientifique (NCS). La nette forçage radiatif anthropique et son étendue sont montrés aussi.

Source : GIEC, 2007a. *Bilan 2007 des changements climatiques : Les bases scientifiques physiques, Résumé à l'intention des décideurs* (Figure RID.2, page 4)

L'atmosphère et la surface de la terre reçoivent l'énergie thermique du soleil sous la forme de rayonnement visible et invisible. Le réchauffement atmosphérique mondial est dû au fait que l'énergie du rayonnement solaire incident est retenue; cela est en partie dû aux GES et à d'autres composants atmosphériques tels que les halocarbures, l'oxyde nitreux (N₂O), le méthane (CH₄), le CO₂, l'O₃ troposphérique, les poussières, et le carbone noir issu de la combustion des combustibles fossiles et de la biomasse. Le réchauffement est contrebalancé par les effets de



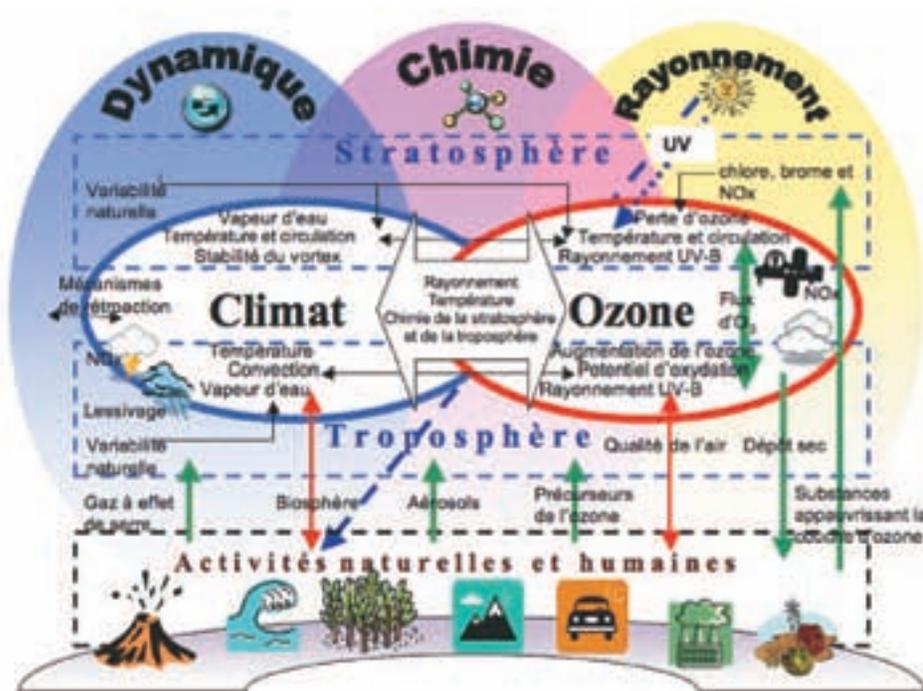
refroidissement de l' O_3 stratosphérique, des aérosols sulfatés, du carbone organique issu de la combustion des combustibles fossiles et de la biomasse, et par une augmentation de la réflectivité de la surface des terres en raison du déboisement de forêts recouvertes de neige (GIEC, 2007a). Dans les présentes conditions atmosphériques, avec l'augmentation des niveaux de CO_2 et d'autres GES, l'effet global de réchauffement est plus important que le refroidissement. La réduction des précurseurs d'aérosols indirects, les NO_x , le NH_3 , le SO_2 et les COV, résultat des efforts d'assainissement de la qualité de l'air, devrait conduire à une hausse de la température. Il est possible que l'effet de refroidissement des aérosols sulfatés ait partiellement masqué l'ampleur du réchauffement global (U.K. DEFRA, 2005).

► 4.3.1 Effet des changements climatiques sur les particules et l'ozone

Les changements climatiques pourraient altérer la qualité de l'air en modifiant les mécanismes complexes touchant la formation et le comportement des PM et de l' O_3 . Comme l'ont souligné Bernard et coll. (2001), Lloyd (2001), GIEC (2007b) et d'autres, les changements climatiques pourraient avoir une influence sur les niveaux des polluants ambiants en modifiant : (1) les conditions météorologiques et, par conséquent, les niveaux régionaux et locaux de pollution atmosphérique; (2) les émissions anthropiques; et (3) les émissions naturelles, qui sont fortement influencées par la température.

La figure 4.3 montre la complexité de l'atmosphère et les interactions physiques et chimiques qui influent sur le comportement et la concentration des polluants atmosphériques. Les changements de hauteur des couches atmosphériques qui régissent la distribution verticale des polluants peuvent en modifier la concentration (U.S. EPA, 1989; Hogrefe et coll., 2004; Laurila et coll., 2004b). Le réchauffement planétaire pourrait également accélérer le transfert d'ozone de la stratosphère à la troposphère, où il contribuerait à la formation de smog (Collins et coll., 2003).

Figure 4.3 Interactions entre le climat, la composition de l'atmosphère, les processus chimiques et physiques régis par l'énergie du rayonnement solaire et les activités naturelles et humaines



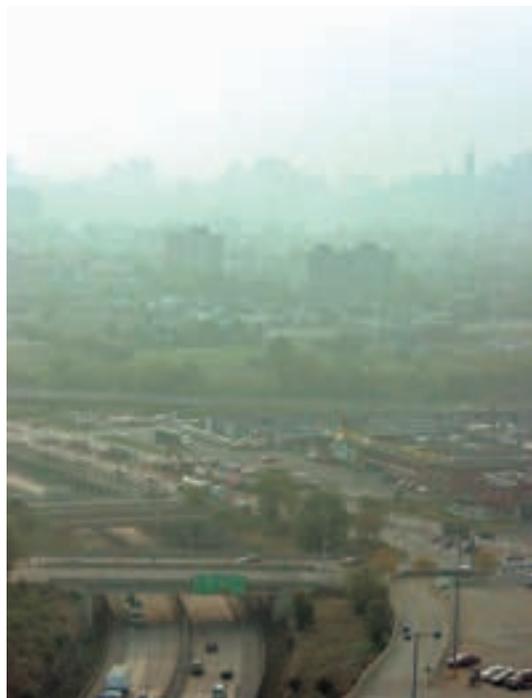
Source : Adapté de Integrated Global Observing Strategy (IGOS), 2004.

Mickley et coll. (2004) ont mené une analyse de l'effet des conditions climatiques prévues (1950 – 2052) sur les niveaux de polluants aux États-Unis. Leurs simulations à l'aide de modèles de la circulation générale comprennent le carbone noir et le monoxyde de carbone (CO) en tant que traceurs, et montrent que la concentration des deux polluants augmente de 5 à 10 % pendant les épisodes de pollution, même si les niveaux d'émission réels pour les deux traceurs sont maintenus constants pendant la période de simulation. Cela suggère que l'intensité et la durée des épisodes de pollution atmosphérique pourraient augmenter dans un climat plus chaud. Les changements de la fréquence et de l'intensité des épisodes de pollution atmosphérique simulés sont également liés à une réduction des régimes cycloniques, ce qui s'accompagne généralement de pollution atmosphérique. Avec des conditions anticycloniques plus courantes, les inversions seraient plus fréquentes, ce qui entraînerait des épisodes de pollution atmosphérique grave (Hulme et Jenkins, 1998).

Leung et Gustafson Jr. (2005) ont modélisé des scénarios de changements climatiques régionaux (basés sur le scénario A1B du GIEC pour les années 2045 à 2055) afin d'estimer les effets possibles des changements climatiques sur la qualité de l'air aux États-Unis comparativement à la période 1995 – 2005. Ils ont constaté que, pendant l'automne, dans l'ouest des États-Unis, des hausses allant jusqu'à 4 °C de la température de l'air faisaient augmenter le rayonnement solaire et baisser la fréquence des pluies, entraînaient une forte stagnation de l'air dans les zones de haute pression et une détérioration de la qualité de l'air.

Prather et coll. (2003) ont résumé les résultats de 14 modèles globaux tridimensionnels de la chimie de la troposphère. À partir de six estimations différentes d'émissions mondiales, ils ont calculé que les augmentations moyennes mondiales de l'O₃ troposphérique pour l'an 2030 seraient d'au moins 5 ppb, et atteindraient plus de 20 ppb dans le cas de deux des scénarios d'émissions les plus extrêmes. En utilisant des hypothèses différentes, Anderson et coll. (2001), Tuovinen et coll. (2001), Knowlton et coll. (2004), Laurila et coll. (2004a) et Langner et coll. (2005) sont aussi parvenus à des résultats similaires.

Hogrefe et coll. (2004) ont réalisé une évaluation à grande échelle des conséquences des changements climatiques sur la formation d'O₃ aux États-Unis pour les années 1990, 2020, 2050 et 2080. Ils ont associé un modèle du climat mondial basé sur la famille de scénarios A2 (l'une des familles de scénarios les plus pessimistes) du Rapport spécial sur les scénarios d'émissions du GIEC à un modèle régional pour obtenir des champs des climats régionaux futurs et actuels. Les prévisions d'émissions biogénétiques pour les émissions anthropiques futures sont demeurées les mêmes. Les résultats pour cinq étés consécutifs pendant les années 2020, 2050 et 2080 suggèrent que les niveaux maximaux quotidiens d'O₃ sur 8 heures augmenteraient respectivement de 2,7 ppb, de 4,2 ppb et de 5,0 ppb dans les régions du centre et de l'est des États-Unis. Des hausses plus importantes sont prévues dans certains couloirs urbains, alors qu'on observe des baisses à d'autres endroits particuliers. Les auteurs ont également noté une augmentation du nombre de jours dont les niveaux d'O₃ sur 8 heures dépassent la moyenne américaine actuelle, ainsi qu'un allongement de la durée des épisodes d'O₃.



Ottawa sous le smog

Courtoisie de Environzone, Environnement Canada (<http://www.eg.gc.ca/en/virozine>)



4.4 MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR AU CANADA

Une étude a été réalisée dans le cadre de cette Évaluation pour déterminer l'effet d'une température mondiale supérieure de 4 °C sur la qualité de l'air au Canada. À l'aide du modèle du système régional unifié de modélisation de la qualité de l'air (AURAMS) mis au point par le Service météorologique du Canada, les niveaux d'O₃ et de PM ont fait l'objet de projections. La présente section décrit la méthodologie utilisée pour cette étude, et présente les résultats de la modélisation et les recommandations pour les recherches futures.

► 4.4.1 AURAMS : scénarios et hypothèses

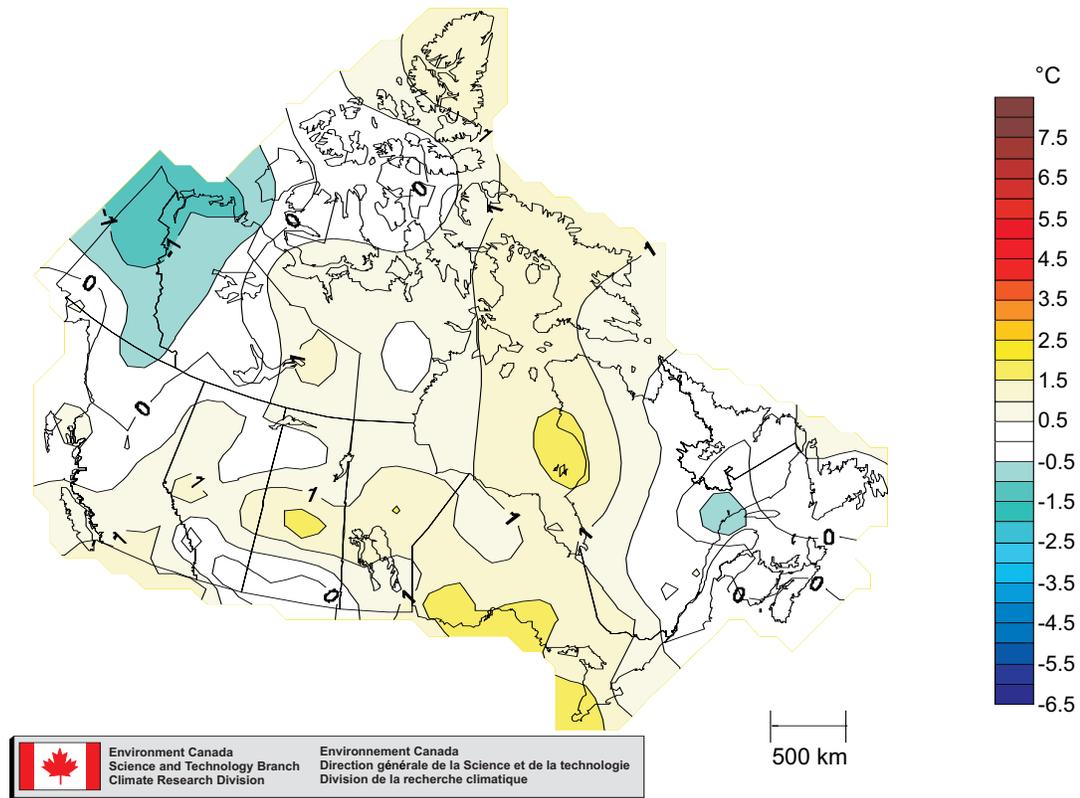
Deux scénarios de complexité croissante ont été utilisés pour isoler (1) les effets seuls d'une élévation de la température sur la qualité de l'air (scénario CC4) et, (2) les effets des changements des émissions biosynthétiques des polluants atmosphériques précurseurs, jumelés à des élévations de la température (scénario CC4b). Les niveaux des polluants atmosphériques et les températures tendant à être plus élevés pendant les mois d'été, les concentrations de polluants atmosphériques ont été modélisées pour les mois de juin, juillet et août. Le modèle et ses composantes sont présentés en détail à l'annexe 2.

Une seule hausse de température a été utilisée pour représenter le réchauffement climatique projeté. Le troisième Rapport d'évaluation du GIEC (2001b) indique que les températures en surface moyennes mondiales devraient monter de 1,4 °C à 5,8 °C entre 1990 et 2100, selon un ensemble de simulations de modèles climatiques. Bien que ces simulations puissent ne pas être représentatives des changements climatiques particuliers au niveau régional, elles donnent une plage de températures raisonnables avec lesquelles travailler. Pour établir des comparaisons avec des études antérieures, on a choisi une élévation de 4 °C de la température moyenne en surface pour la présente étude. Cette hausse de la température est identique à celle utilisée par Morris et coll. (1995), mais est un peu plus prudente que celle de 5,8 °C utilisée par Hogrefe et coll. (2004). Selon son quatrième Rapport d'évaluation, le GIEC prévoit que la température moyenne mondiale pour la décennie 2090 – 2099 devrait être de 1,1 à 6,4 °C supérieure à celle de la période 1980 – 1999 selon les projections d'émissions utilisées (GIEC, 2007a). L'augmentation de température modélisée dans le présent exercice, se situant dans cet interval, constitue donc un scénario d'avenir plausible.

On a choisi l'année 2002 comme année de référence pour les simulations. Bien qu'aucun été ne puisse réellement représenter des conditions climatiques moyennes, la seule possibilité, hormis réaliser des simulations pour plusieurs années, est de choisir une année de référence qui soit aussi représentative de la moyenne que possible. La figure 4.4 montre une comparaison des conditions météorologiques de l'été 2002 avec la normale sur 30 ans, en se basant sur le Bulletin des tendances et des variations climatiques pour 2002 (Environnement Canada, 2002a).



Figure 4.4 Écarts régionaux de température de l'été 2002 par rapport à la normale



Dans la plupart des régions du Canada, les températures ont été de 0,5 °C supérieures à la normale au cours de l'été (juin, juillet et août) 2002, et dans l'ensemble, le pays a connu son 19^e été le plus chaud depuis le début des enregistrements nationaux, en 1948. La figure 4.4 montre, cependant, que la chaleur n'était ni extrême, ni uniforme pour l'ensemble du pays. Du sud de la Colombie-Britannique au Nunavut en passant par la bordure ouest du Québec, les températures se sont situées entre 0,5 °C et 1,5 °C au-dessus de la normale. Le Yukon, le nord-ouest des Territoires du Nord-Ouest et une petite région autour de l'embouchure du Saint-Laurent ont été les seules régions à avoir un été plus frais que la normale.

L'analyse s'est concentrée sur les mesures des contaminants qui font partie des objectifs actuels de gestion du risque au Canada, à savoir le maximum quotidien d'O₃ sur 8 heures et la concentration moyenne de PM_{2.5} sur 24 heures, ce qui correspond aux mesures utilisées par les Standards pancanadiens (SP) pour ces contaminants. Aux fins de la présente analyse, seuls les objectifs numériques ont été retenus, et on considère qu'il y a dépassement lorsque la concentration moyenne d'O₃ sur 8 heures ou la moyenne de PM_{2.5} sur 24 heures dépassent les SP respectivement de 65 ppb et de 30 µg/m³ pendant une journée. Pour simplifier, les SP constituent les valeurs de référence tout au long de l'analyse, bien qu'ils soient sensiblement différents des valeurs des American National Air Quality Standards. Comme nous l'expliquons plus bas (section 4.6.1), les SP étant basés sur la faisabilité en ce qui a trait aux cibles à atteindre, les effets sur la santé de la population pourraient se faire sentir



même si les niveaux de polluants se situent en deçà des SP. Nous présentons ci-dessous, à la section 4.5, les effets sur la santé consécutifs à toutes les sources d'exposition de la population sans égard à la situation par rapport à l'atteinte des SP pour les PM et l'ozone.

Par rapport aux mesures réelles, les simulations à l'aide de modèles peuvent présenter des divergences attribuables à différents facteurs. Les résultats des modèles sont néanmoins valables pour estimer dans quelles directions la composition de l'atmosphère va évoluer dans l'avenir. Il est généralement admis que les différences entre deux simulations présentent moins d'incertitudes que celles contenues dans la simulation de référence comparée aux observations réelles. La présente analyse soulignera donc les différences entre les deux scénarios de modélisation et le niveau de référence.

Il faut comprendre que les scénarios utilisés dans la présente étude n'ont pas été conçus dans le but de prévoir précisément comment les changements climatiques influeraient sur la qualité de l'air. L'étude vise plutôt à évaluer seulement deux des facteurs associés aux changements climatiques, à savoir une hausse des températures et une augmentation des émissions biosynthétiques (les COV des plantes et le monoxyde d'azote (NO) du sol). Comme on l'a mentionné précédemment, les changements climatiques interfèreraient également avec les conditions climatiques actuelles et modifieraient probablement les émissions anthropiques. Tous ces facteurs pourraient à leur tour influencer sur les niveaux ambiants d'O₃ et de PM_{2.5}. C'est pourquoi on ne peut tirer aucune conclusion définitive des résultats de la présente étude sur les effets d'un climat futur plus chaud sur les niveaux d'O₃ ou de PM dans l'air. On ne peut qu'obtenir des indications à cet égard.

► 4.4.2 Modélisation des résultats

Nous présentons ici les résultats des simulations des scénarios pour l'O₃ et les PM_{2.5}. Dans l'ensemble, les résultats relatifs à l'O₃ supportent l'hypothèse que, dans le cas d'une hausse de la température de 4 °C, l'augmentation des émissions de COV biosynthétiques et du NO du sol pourrait faire augmenter les concentrations ambiantes d'O₃. Par contre, on observe des baisses de la concentration moyenne des PM_{2.5} par rapport au niveau de référence. De telles réductions des PM_{2.5} peuvent s'expliquer par des changements dans le système eau-ammonium-nitrates-sulfates qui régit une importante fraction de la masse des PM. Cependant, vu la relative incertitude liée aux processus et à la modélisation des PM atmosphériques, d'autres recherches sont nécessaires pour mieux comprendre l'effet des changements climatiques sur la formation des PM.

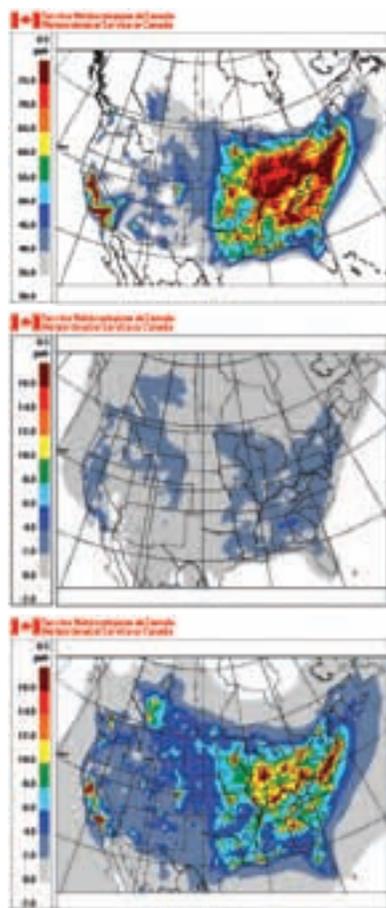
4.4.2.1 Ozone

Changements de la moyenne quotidienne maximale sur 8 heures

La figure 4.5 présente la concentration moyenne quotidienne maximale d'O₃ sur une période de 8 heures au cours des trois mois d'été pour le niveau de référence (panneau supérieur), le changement relatif dans le scénario CC4, représentant une hausse de la température de 4 °C par rapport au niveau de référence (panneau du milieu) et le changement relatif dans le scénario CC4b représentant la même hausse de température de 4 °C et la prise en compte d'un changement des émissions biosynthétiques des précurseurs des polluants atmosphériques par rapport au niveau de référence (panneau inférieur).



Figure 4.5 Concentration moyenne quotidienne maximale sur 8 heures d'O₃ en été (ppb)



Nota : panneau supérieur – simulation du niveau de référence; panneau du milieu – changement relatif dans le scénario CC4 par rapport au niveau de référence; panneau inférieur – changement relatif dans le scénario CC4b par rapport au niveau de référence.

Dans le scénario du niveau de référence, la valeur maximale moyenne quotidienne sur 8 heures d'O₃ en été est de 33,5 ppb, la gamme des valeurs allant de 5,4 ppb à 142,3 ppb. Les concentrations les plus élevées (plus de 75 ppb) ont été simulées dans les régions à plus forte densité de population d'Amérique du Nord (p. ex., la vallée de la rivière Ohio, autour des Grands Lacs, la Californie, dans les couloirs urbains comme la région de Washington, D.C., à Boston et dans les environs d'Atlanta). Au Canada, les projections sont à l'effet que les valeurs moyennes quotidiennes maximales d'O₃ sur 8 heures les plus élevées seront observées dans le sud de l'Ontario, au Québec et dans la région de Vancouver, où elles atteindront environ 60 à 70 ppb.

Dans le scénario CC4, on observe une hausse globale des valeurs maximales moyennes quotidiennes d'O₃ sur 8 heures, causée par l'élévation de la température de l'air. La valeur quotidienne moyenne maximale d'O₃ sur huit jours est de 34,5 ppb, une hausse globale de 0,9 ppb par rapport au niveau de référence. Comme dans les études précédentes (Morris et coll., 1995; Aw et Kleeman, 2003; Hogrefe et coll., 2004), la hausse de la température accélère les réactions chimiques et fait donc croître la vitesse de production d'O₃ et autres oxydants. L'augmentation du niveau d'O₃ dans le scénario CC4 n'est supérieure à 6,0 ppb dans aucun des endroits modélisés.

Dans la simulation du scénario CC4b, où des émissions biosynthétiques sont également stimulées avec la hausse de la température, la concentration maximale moyenne quotidienne d'O₃ sur huit heures est de 36,9 ppb, une augmentation globale de 3,4 ppb par rapport à la simulation du niveau de référence. La hausse de la concentration maximale moyenne quotidienne d'O₃ sur huit heures dépasse également parfois 10 ppb. On prédit les hausses les plus importantes de concentration d'O₃ (de 10 à 18 ppb) par rapport au niveau de référence au Canada à Montréal, Toronto, Vancouver, Calgary, Edmonton et Winnipeg. On observe également une

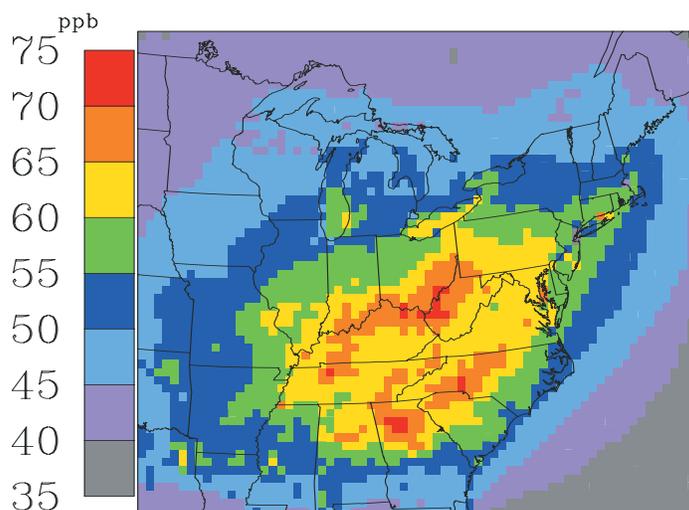


hausse importante (jusqu'à 18 ppb) en Alberta, principalement dans les environs des développements de sables bitumeux près de Fort McMurray. L'augmentation des émissions de NO du sol dans les régions des Prairies (p. ex., en Alberta, en Saskatchewan et dans le Midwest des États-Unis) contribue également à la hausse de la concentration d'O₃ modélisée pour ces régions.

Dans la simulation du scénario CC4b, les émissions biosynthétiques des espèces de COV, telles que les isoprènes et les monoterpènes, augmentent de 25 à 50 %, voire 100 % dans certaines régions, pour une hausse de la température de 4 °C. Les émissions de monoterpènes biogénétiques augmentent principalement dans le nord-ouest et le sud-est des États-Unis, à l'exception de la région de l'Illinois et de l'Ohio. Les émissions d'isoprène augmentent dans les régions de la forêt boréale du Canada. Les fortes croissances de la concentration d'O₃ observées dans les régions de l'Illinois et de l'Ohio et dans d'autres grandes villes des états voisins sont attribuables à l'augmentation des émissions biosynthétiques de COV dans les régions avoisinantes et à la hausse des émissions locales de NO du sol (jusqu'à 15 %).

Dans une étude similaire, Hogrefe et coll. (2004) ont obtenu des conditions climatiques futures en associant les modèles MM5 et GISS². Les résultats pour les années 2080, où la température monte de 4,3 °C pour le GISS et de 5,8 °C pour le MM5, sont comparables à ceux obtenus avec le scénario CC4B ici. La figure 4.6 décrit la distribution spatiale de la concentration moyenne quotidienne maximale d'O₃ sur huit heures en été prévue par Hogrefe et coll. (2004) pour les années 1990. La figure 4.7 représente le changement pour le scénario des années 2080 par rapport à celui des années 1990. En dépit de nombreuses différences entre la présente étude et celle de Hogrefe et coll. (2004), l'ampleur du changement prédite tant dans la simulation du scénario CC4b que dans le scénario correspondant de Hogrefe et coll. (2004) est similaire.

Figure 4.6 Concentration moyenne quotidienne maximale d'O₃ (ppb) sur 8 heures pendant les étés des années 1990

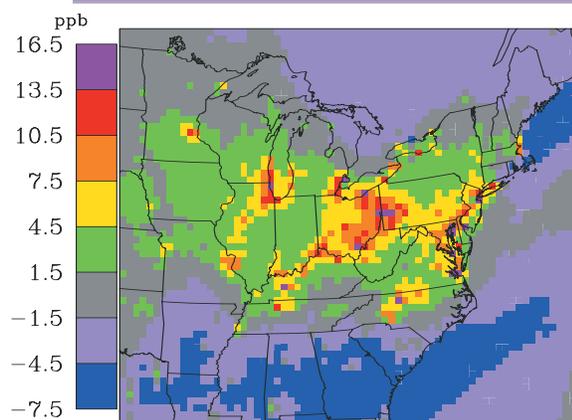


Source : Hogrefe et coll., 2004.

2 Le MM5 est le modèle climatique régional à moyenne échelle du Pennsylvania State University/National Centre for Atmospheric Research. Pour obtenir plus de renseignements au sujet de ce modèle, veuillez consulter Grell et coll. (1994). Le GISS AOM est le Goddard Institute for Space Studies coupled Atmosphere-Ocean Model (modèle couplé océan-atmosphère). Pour obtenir plus de renseignements au sujet de ce modèle, consultez Russell et coll. (1995).



Figure 4.7 Changements de la concentration moyenne quotidienne maximale d'O₃ (ppb) sur 8 heures en été prévus dans le scénario des changements climatiques des années 2080 par rapport aux années 1990

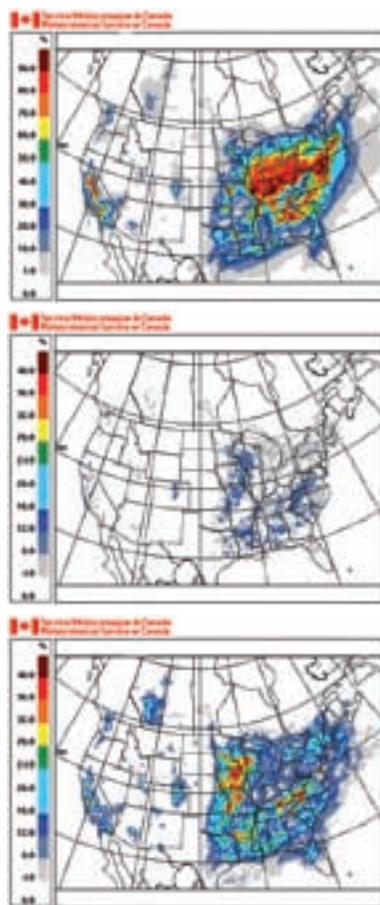


Source : Hogrefe et coll., 2004.

Changements de la fréquence des dépassements

Le panneau supérieur de la figure 4.8 présente le nombre de dépassements des Standards pancanadiens (SP) pour l'O₃ pendant l'été dans la simulation du niveau de référence. S'il survient plusieurs dépassements pendant la même journée, ils sont comptés comme un seul. Au Canada, le nombre de dépassements le plus élevé est d'environ 40 à 80 % dans le couloir Québec-Windsor. Certaines régions situées près de Vancouver et en Alberta enregistrent également un nombre significatif de dépassements des SP pour l'O₃.

Figure 4.8 Pourcentage de jours avec une concentration moyenne d'O₃ sur 8 heures dépassant les SP de 65 ppb



Nota : panneau supérieur – simulation du niveau de référence; panneau du milieu – différence du nombre de dépassements entre la simulation du scénario CC4 et la simulation du niveau de référence; panneau inférieur – différence du nombre de dépassements entre la simulation du scénario CC4b et la simulation du niveau de référence.



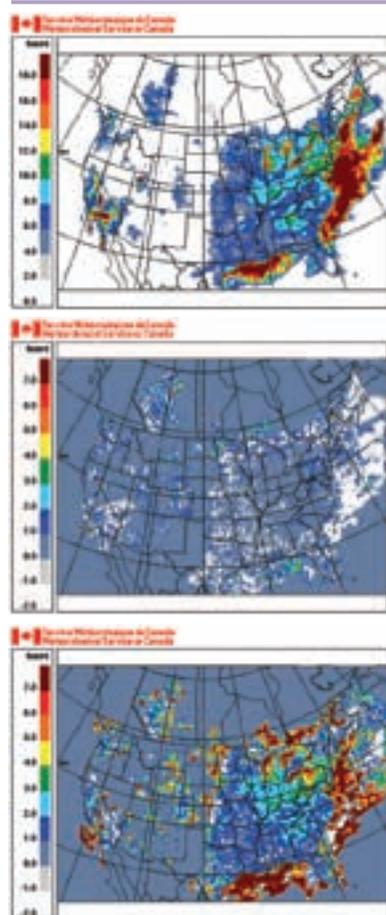
Le panneau du milieu de la figure 4.8 présente l'augmentation relative du nombre de dépassements pour l'O₃ en été, entre le scénario CC4 et le niveau de référence. Le nombre moyen de dépassements a enregistré une légère hausse, passant de 10,0 % dans le niveau de référence à 11,2 %. Au Canada, les changements du nombre de dépassements sont moins marqués, et généralement inférieurs à 10 %. Les changements au niveau local vont de -5,4 à 22,8 %.

Le panneau inférieur de la figure 4.8 présente la hausse relative du nombre de dépassements pour l'O₃ en été, entre le scénario CC4b et le niveau de référence. Le scénario CC4b prévoyait de plus grands changements de nombre de dépassements que le scénario CC4, certaines régions des États-Unis présentant une augmentation de plus de 40 %. Dans l'ensemble, le nombre moyen de dépassements dans le scénario CC4b était de 14,8 % avec des variations locales allant de 0 à 51,1 %. Au Canada, les augmentations les plus importantes sont de nouveau observées dans le couloir Québec-Windsor, et vont de 10 à 25 % en Alberta et à Vancouver.

Changements de la durée des dépassements

Le panneau supérieur de la figure 4.9 présente la durée moyenne simulée (en heures) des dépassements d'O₃ en été dans la simulation du niveau de référence. La durée moyenne des dépassements va de 0 à 52 heures, mais tend à être plus courte au-dessus de la masse terrestre continentale, où les épisodes durent généralement entre 0 à 20 heures.

Figure 4.9 Durée (heures) des épisodes avec des concentrations d'O₃ supérieures à 65 ppb en été



Nota : panneau supérieur – simulation du niveau de référence; panneau du milieu – différence de la durée des dépassements entre la simulation du scénario CC4 et la simulation du niveau de référence; panneau inférieur – différence de la durée des dépassements entre la simulation du scénario CC4b et la simulation du niveau de référence.

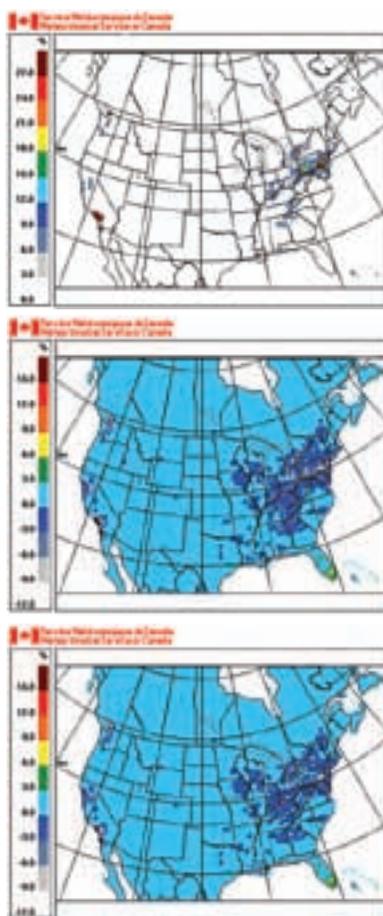
Pour mettre en relief les changements de la persistance des épisodes d’ozone, le panneau du milieu de la figure 4.9 présente les changements du scénario CC4 par rapport au niveau de référence. Les changements au-dessus de la masse continentale durent généralement de -4 à +7 heures, avec un changement moyen de 0,1 heure.

Le panneau inférieur de la figure 4.9 présente les changements du scénario CC4b par rapport au niveau de référence, et indique que, dans plusieurs régions du Canada, les durées moyennes de dépassement d’O₃ pendant l’été seraient de plus de 7 heures. La durée des épisodes d’O₃ diminuerait cependant légèrement à certains endroits du Canada. La durée moyenne des dépassements d’O₃ augmenterait de 1,5 heure par rapport à celle du niveau de référence. Dans les scénarios CC4 et CC4b, l’allongement de la durée moyenne des dépassements d’O₃ atteindrait jusqu’à 30 heures dans certaines régions.

4.4.2.2 Particules fines

La figure 4.10 présente le pourcentage de jours avec des concentrations moyennes de PM_{2.5} sur 24 heures dépassant le SP de 30 µg/m³ pour les simulations du niveau de référence et des scénarios CC4 et CC4b. Les concentrations simulées de PM_{2.5} en été semblent être moins influencées par la hausse de température imposée que les concentrations d’O₃. Dans le niveau de référence, le nombre de jours dans l’ensemble qui enregistre un dépassement est de 4,5 %, mais certains lieux dépassent 20 % dont Los Angeles, Vancouver, la Nouvelle-Orléans, Toronto et la vallée de la rivière Ohio. Bien qu’elles ne soient pas présentées dans le graphique, les concentrations moyennes quotidiennes maximales de PM_{2.5} sur 24 heures sont de 8,9 µg/m³ pour le niveau de référence.

Figure 4.10 Pourcentage de jours avec une concentration moyenne de PM_{2.5} sur 24 heures dépassant le SP de 30 µg/m³



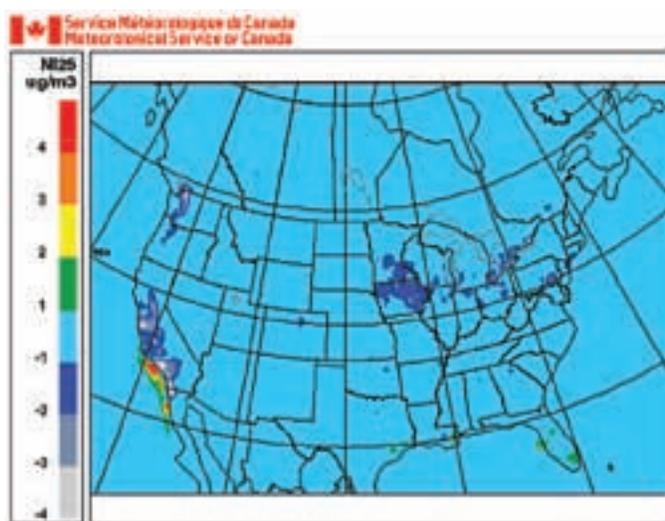
Nota : panneau supérieur – simulation du niveau de référence; panneau du milieu – différence du nombre de dépassements entre le scénario CC4 et le niveau de référence; panneau inférieur – différence du nombre de dépassements entre le scénario CC4b et le niveau de référence.



Dans les scénarios CC4 et CC4b, on n'observe que peu de changements dans l'ensemble par rapport au niveau de référence (environ + 0,5 %). Les concentrations quotidiennes moyennes maximales de $PM_{2.5}$ sur 24 heures augmentent respectivement de 1 à 2 % (jusqu'à 9,0 et 9,1 $\mu g/m^3$) dans les scénarios CC4 et CC4b. La durée des dépassements enregistre un changement légèrement plus important que les concentrations massiques, soit une augmentation de 6 % pour le scénario CC4 et de presque 7 % pour le scénario CC4b par rapport au niveau de référence. Ce changement est supérieur à celui enregistré entre le niveau de référence et le scénario CC4 pour l' O_3 (3,5 %), mais inférieur au changement entre le niveau de référence et le scénario CC4b (43 %).

Ce qui est frappant dans les simulations CC4 et CC4b, c'est que les régions industrialisées ou urbaines du Canada, (particulièrement le corridor Québec-Windsor, Winnipeg et le sud de la Colombie-Britannique) enregistrent en fait une diminution du pourcentage de journées où les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur 24 heures dépassent les SP de 0 à 10 %. La petite différence entre les niveaux simulés dans les scénarios CC4 et CC4b donne à penser que les niveaux de $PM_{2.5}$ réagissent peu à un changement des émissions biosynthétiques. En se fondant sur la compréhension limitée actuelle de la façon dont les COV biosynthétiques produisent des $PM_{2.5}$ (Pun et coll., 2002; Aw et Kleeman, 2003) et les résultats actuels, les niveaux de $PM_{2.5}$ ne semblent pas être fortement influencés par ce facteur. Les changements observés dans les niveaux de $PM_{2.5}$ entre le niveau de référence et les scénarios CC4 et CC4b pourraient être liés à un changement dans la chimie du système eau-ammonium-nitrates-sulfates qui régit une grande partie de la masse des PM. La figure 4.11 présente la différence dans la concentration de nitrate particulaire (NO_3^-) pendant l'été entre le niveau de référence et le scénario CC4b. Certaines régions enregistreraient une diminution de la concentration de NO_3^- particulaire, tandis que d'autres connaîtraient une augmentation. Les régimes de changement du NO_3^- particulaire suivent ceux des $PM_{2.5}$.

Figure 4.11 Différence entre le scénario CC4b et le niveau de référence pour la fraction NO_3^- des $PM_{2.5}$ pendant l'été



D'autres études ont permis d'observer une baisse des niveaux de NO_3^- particulaire avec l'élévation de la température. Aw et Kleeman (2003) ont réalisé une analyse similaire de l'effet des variations de température sur les niveaux d' O_3 et de $PM_{2.5}$. Ils ont constaté



Chapitre 4

que, à certains endroits, dans des régions précises qui avaient des concentrations similaires de NH_3 en phase gazeuse et d'acide nitrique (HNO_3), et en particulier les endroits qui présentent des températures initiales relativement élevées, les concentrations de NO_3^- particulaire diminuaient quand la température montait.

La hausse de la température produit un effet net de deux processus opposés : (1) l'accélération des réactions par laquelle se forment les particules (ce qui en fait donc augmenter la concentration) et (2) l'augmentation de la volatilité des composés semi-volatils des $\text{PM}_{2.5}$ (ce qui fait diminuer la formation des particules). Aw et Kleeman (2003) ont constaté que, parmi les régions présentant des concentrations élevées de NH_3 en phase gazeuse et des températures initiales relativement basses, les concentrations de NO_3^- particulaire étaient moins sensibles à la hausse de la température; ils ont aussi observé de légères réductions ou parfois de petites augmentations de la concentration de nitrate d'ammonium particulaire (NH_4NO_3). Cela étant dit, le travail de Aw et Kleeman (2003) était limité géographiquement au bassin de la côte sud entourant Los Angeles en Californie. Dans cette région, les particules de nitrate d'ammonium dominent la fraction de la masse des $\text{PM}_{2.5}$, et les changements de concentration des aérosols sulfatés secondaires y ont eu un effet négligeable sur le changement observé de la masse des $\text{PM}_{2.5}$. Dans les régions où les émissions de SO_2 étaient plus importantes, telles que l'est du Canada et des États-Unis, Aw et Kleeman (2003) avancent que des températures plus élevées conduiraient à une augmentation des concentrations de sulfate particulaire et à une réduction du NO_3^- particulaire. Cependant, même pendant la courte période analysée dans cette étude, il semble que les baisses des niveaux de NO_3^- particulaire sont suffisamment importantes pour causer les changements observés dans la masse des $\text{PM}_{2.5}$.

4.5 ESTIMATION DES EFFETS SUR LA SANTÉ DES CHANGEMENTS DE LA QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT ATTRIBUABLES AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES

On a entrepris un exercice de modélisation pour explorer les effets potentiels sur la santé qui pourraient découler des changements de la concentration atmosphérique de l' O_3 et des $\text{PM}_{2.5}$ dans un climat plus chaud, ainsi que les coûts qui y sont associés. On a obtenu des estimations en comparant la qualité de l'air modélisée durant les trois mois d'été de 2002 (année de référence) aux conditions modélisées d' O_3 et de $\text{PM}_{2.5}$ que pourrait connaître l'Amérique du Nord si la température ambiante moyenne s'élevait de 4 °C. On a également obtenu des changements des concentrations ambiantes liés aux modifications des émissions biosynthétiques de COV. Pour cet exercice, on a fait appel à l'Outil pour évaluer les avantages d'une meilleure qualité de l'air (OEAQA) pour définir les risques pour la santé humaine. Une description détaillée de l'OEAQA, notamment de ses données d'entrée et de sortie, est fournie à l'annexe 3. L'analyse de l'OEAQA se base sur les concentrations de polluants atmosphériques en général, pas seulement sur les endroits où elles dépassaient les SP.

L'évaluation des effets sur la santé des changements de la qualité de l'air (positifs ou négatifs) est habituellement réalisée pour compléter les évaluations de coûts des mesures d'atténuation de la pollution atmosphérique. Une telle analyse coûts – avantages fournit une estimation de la valeur des bienfaits pour la santé



comparativement au coût des mesures particulières de gestion de la pollution. Les effets estimés dans l'analyse actuelle ne sont pas complétés par une estimation des coûts d'atténuation des changements climatiques ou des émissions de GES, ce qui dépasse la portée de cette Évaluation. Elle fournit toutefois une indication des coûts que la société canadienne devrait assumer si les températures montaient de 4 °C, avec des émissions anthropiques de contaminants atmosphériques maintenues aux niveaux de 2002.

Il est difficile d'évaluer la nature précise des répercussions possibles sur la santé, car une telle évaluation quantitative exigerait d'intégrer de nombreuses variables, notamment le comportement humain, les changements des émissions et d'autres variables climatiques. L'effet des changements climatiques sur les PM_{2.5} et l'ozone complexe dépend de nombreuses variables. Si on comprend assez bien les relations avec l'ozone, les relations avec les PM, en revanche, font toujours l'objet de nombreuses études, et les résultats qui en découleront devraient encourager à pousser plus loin les recherches. Dans l'ensemble, on prévoyait que les changements climatiques, dans le scénario CC4b (augmentation de la température et des émissions biosynthétiques), entraîneraient une augmentation de 4,6 % des coûts pour la société canadienne.

► 4.5.1 Estimation des bénéfices pour la santé : scénario des changements climatiques cumulatifs

Les effets sur la santé prévus avec le passage des concentrations d'O₃ et de PM_{2.5} du niveau de référence aux niveaux projetés dans le scénario CC4b (élévation de la température de 4 °C et augmentation des émissions biogénétiques) sont présentés à l'annexe 4, aux tableaux 4.6 à 4.8. Les résultats du scénario CC4 qui tiennent compte de la température seule sont présentés aux tableaux 4.3 à 4.5.

La concentration moyenne nationale d'O₃ sur huit heures a augmenté de 14,7 % dans le scénario CC4b, et celle des PM_{2.5} sur 24 heures a baissé de 10,5 %. L'augmentation de la mortalité liée à O₃ prévue dans le scénario CC4b est de 658 décès pour la période modélisée de 3 mois, avec des coûts associés de plus de 3 milliards de dollars (tableau 4.6). L'augmentation du nombre de jours avec symptômes respiratoires aigus (JSRA) correspond à 2 940 278 cas, au coût de plus de 42 millions de dollars. Dans l'ensemble, le coût total de l'augmentation des niveaux d'O₃ selon ce scénario est de 3,167 milliards de dollars. À la lumière des résultats des exécutions de modélisation, cela est essentiellement lié aux augmentations d'émissions biogénétiques induites par la température plus qu'à un effet direct de la température sur la formation d'ozone.

La diminution modélisée de la concentration des PM_{2.5} est liée à une réduction de tous les paramètres de santé évalués, dont une réduction de 346 décès prématurés et de 810 934 de JSRA selon le scénario CC4b pour la période concernée de 3 mois (tableau 4.7). Cette réduction du nombre de décès est liée à des économies prévues de 1,8 milliard de dollars. Selon les exécutions de la modélisation, les résultats associés aux PM sont relativement insensibles aux modifications dans les émissions biosynthétiques et sont plus directement liés à l'augmentation de la température que ne le sont ceux qui sont associés à l'O₃. Étant donné l'incertitude considérable liée à cet aspect de la modélisation, il faudra mener d'autres recherches pour avoir un niveau de confiance plus élevé tant envers l'orientation que l'ampleur du changement dans les niveaux de PM.

L'effet global des polluants du scénario CC4b varie selon les paramètres évalués puisqu'il y a augmentation de la fréquence pour certains et diminution pour d'autres (tableau 4.8). Néanmoins, dans l'ensemble, il y aurait une augmentation de 312 des cas de mort prématurée, et on assisterait à une augmentation importante de morbidité de plusieurs types, alors que les cas de bronchite chronique chez les adultes diminueraient de 450. Parmi les autres avantages pour la santé, mentionnons une réduction de 20 consultations en salle d'urgence pour des problèmes cardiaques, de 54 hospitalisations pour des problèmes cardiaques et de 3 479 épisodes de bronchite aiguë chez les enfants. Le coût total pour la société s'établirait à environ 1,4 milliard de dollars pour la période modélisée de 3 mois.



► 4.5.2 Perspectives sur les effets de la qualité de l'air liés au climat

On a également établi une estimation du nombre de maladies et de décès qui pourraient être évités en l'absence de niveaux ambiants d'O₃ et de PM_{2.5}. Cette estimation sert de base pour évaluer l'augmentation du nombre de maladies et de décès liés au scénario des changements climatiques. Pour obtenir cette estimation, on a fixé à zéro les concentrations d'O₃ et de PM_{2.5} pour ensuite les comparer à celles du niveau de référence et des scénarios de changements climatiques.

Les estimations de la morbidité et de la mortalité moyennes du niveau de référence liées à l'O₃ et aux PM_{2.5} comparativement à un scénario de zéro polluant sont présentées respectivement aux tableaux 4.9 et 4.10 de l'annexe 4. Les simulations de l'OEAQA révèlent une augmentation par rapport au niveau de référence de l'incidence de la morbidité et de la mortalité liées à l'O₃ qui va de 4,4 à 5,3 % pour le scénario CC4. Pour le scénario CC4b, la plage va de 19,5 à 23,3 %. En d'autres termes, la prise en compte des émissions biosynthétiques entraîne des taux considérablement plus élevés des effets sur la santé.

La prise en compte de l'élément biosynthétique a un effet opposé sur les PM. Si on prend en compte l'augmentation de la température seule, on constate une réduction significative des effets des PM (de 15,3 à 19,1 %), bien que ces résultats soient modérés par la prise en compte des processus biogénétiques connexes (de 11,9 à 15,3 %).

Ces résultats montrent que, bien que ces polluants semblent agir dans des directions opposées sous l'influence des changements climatiques, l'augmentation de la formation d'O₃ aurait des effets nets négatifs sur la santé dans l'ensemble. Ce sont surtout les aspects biosynthétiques de la qualité de l'air qui influent sur ce résultat, et selon cette estimation, il en résulterait une augmentation de quelque 4,6 % du fardeau de la santé lié à la pollution atmosphérique pour la société canadienne, en fonction d'une élévation de la température de 4 °C dans un contexte où les émissions anthropiques se maintiennent à leurs niveaux de 2002. Rappelons que de futurs changements dans les émissions anthropiques dues à la croissance économique, à l'évolution technologique ou à la réglementation auraient aussi des effets importants sur la qualité de l'air, mais ces éléments n'ont pas été pris en compte dans l'exercice de modélisation.



4.6 GESTION DES RISQUES ET ADAPTATION

► 4.6.1 Normes et tendances

En juin 2000, le gouvernement fédéral et les gouvernements provinciaux et territoriaux du Canada, à l'exception du Québec, se sont entendus sur les Standards pancanadiens (SP) pour les $PM_{2.5}$ et l' O_3 . Les SP sont des objectifs de gestion de la qualité de l'air à long terme qui visent à réduire au minimum les risques que ces substances posent pour la santé humaine et l'environnement. Bien que les répercussions sur la santé attribuées aux PM et à l' O_3 aient été observées à des concentrations très faibles, les SP tentent de trouver un équilibre entre la réduction des risques de l'exposition aux $PM_{2.5}$ et à l' O_3 et des mesures technologiquement faisables et rentables permettant de réduire les niveaux ambiants de polluants atmosphériques (Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 2006). Plus précisément, il y a les cibles numériques et les échéanciers des SP suivants (CCME, 2000) :

- $PM_{2.5}$: un SP de $30 \mu g/m^3$, moyenne sur 24 heures. L'atteinte de l'objectif sera déterminée en fonction de la moyenne annuelle de la valeur du 98^e percentile, calculée sur trois années consécutives d'ici 2010; et
- O_3 : un SP de 65 ppb, moyenne sur 8 heures. L'atteinte de l'objectif sera déterminée en fonction de la moyenne de la 4^e mesure annuelle la plus élevée, calculée sur trois années consécutives d'ici 2010.

En plus de normes numériques, les SP contiennent également des dispositions qui engagent les autorités à respecter les principes d'« amélioration continue » et de « prévention de la pollution et de protection des régions non polluées ». Bien qu'il ait fallu du temps pour clarifier les processus régissant ces deux principes, ceux-ci vont probablement devenir plus importants dans un contexte de réchauffement climatique. Puisque de plus grandes régions géographiques sont sous l'influence de masses d'air plus chaudes et plus vastes contenant des contaminants atmosphériques, les régions actuellement marginalement conformes aux normes numériques pourraient commencer à approcher ou à dépasser les SP.

4.6.1.1 Ozone troposphérique

Au Canada, les concentrations d' O_3 troposphérique pondérées en fonction de la population montrent une légère augmentation ces dernières années (Gouvernement du Canada, 2007). De 1990 à 2005, les concentrations d'ozone pondérées en fonction de la population ont augmenté de 12 %, avec une marge d'erreur de plus ou moins dix points de pourcentage (figure 4.12). L' O_3 est principalement un problème pour le corridor Québec-Windsor, le sud de la région de l'Atlantique, et la vallée du Bas-Fraser en Colombie-Britannique dans une moindre mesure.



Figure 4.12 Niveaux historiques de l'ozone au Canada



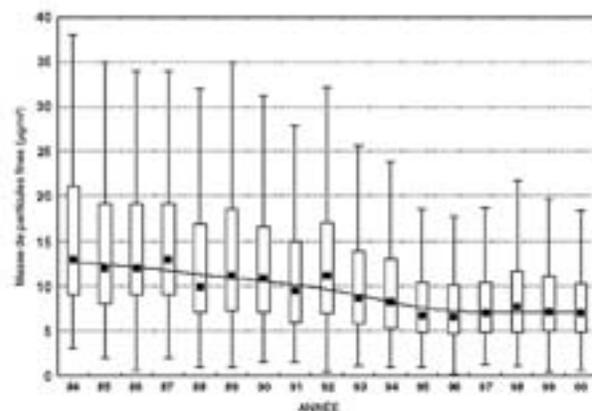
Source : Gouvernement du Canada, 2007.

4.6.1.2 Particules fines

Les tendances historiques des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ au Canada sont difficiles à évaluer en raison de changements apportés avec le temps aux méthodes de surveillance (Environnement Canada, 2003b). Les moyennes annuelles des concentrations de $PM_{2.5}$ pour 11 sites urbains à travers le Canada apparaissent à la figure 4.13 (Environnement Canada, 2003a). Bien qu'il y ait une tendance légèrement à la baisse de la concentration moyenne des $PM_{2.5}$ au fil du temps, les niveaux moyens depuis le milieu des années 1990 sont relativement stables. On observe également une importante réduction de la valeur du 98^e percentile. Ces réductions des concentrations de $PM_{2.5}$ par rapport aux années 1980 et au début des années 1990 sont probablement attribuables à des diminutions des émissions de SO_2 réalisées grâce aux programmes de prévention des pluies acides (Environnement Canada, 2004).

Des rapports plus récents indiquent que les niveaux pondérés en fonction de la population ne montrent pas d'augmentation ou de diminution statistiquement significative entre 2000 et 2005 (Gouvernement du Canada, 2007).

Figure 4.13 Tendence de la moyenne annuelle des $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) 1984 – 2000 (10^e percentile, 98^e percentile et moyenne)



Source : Environnement Canada, 2003a.



4.6.1.3 Pollution de sources canadiennes et transfrontalières

Plusieurs bassins atmosphériques nord-américains chevauchent les frontières nationales, ce qui donne lieu à des problèmes de pollution et de qualité de l'air transfrontalières, tandis que, dans d'autres régions, les sources et les conditions des polluants sont principalement locales. Deux régions au Canada ont une pollution atmosphérique transfrontalière considérable : le bassin atmosphérique des Grands Lacs et le bassin atmosphérique du bassin de Georgia-Puget Sound (Environnement Canada, 2004). Un récent rapport, *Transboundary Air Pollution in Ontario* (Yap et coll., 2005), révèle que, lors d'épisodes de smog, la pollution atmosphérique transfrontalière en Ontario atteint ou dépasse les niveaux dus aux sources locales. Le Canada et les États-Unis gèrent actuellement en commun certains aspects de la qualité de l'air en vertu de l'Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air (AQA) (Environnement Canada, 2006).

► 4.6.2 Prévisions de la cote air santé et adaptation

4.6.2.1 La cote air santé

Les prévisions de la qualité de l'air et la publication des conditions actuelles de la qualité de l'air donnent à la population la possibilité de prendre des mesures d'adaptation à court terme pour réduire leur exposition aux polluants atmosphériques. Si les indices de la qualité de l'air sont conçus en fonction de cibles relatives à la qualité de l'air ambiant pour les polluants pris individuellement, l'attention se concentre alors sur l'émission de conseils relatifs à la qualité de l'air au moment où ses cibles sont dépassées. Cependant, les données scientifiques actuelles indiquent que les risques pour la santé augmentent de façon plus ou moins linéaire à mesure que la qualité de l'air se dégrade, et que la présence simultanée de plusieurs polluants ajoute aux risques pour la santé.

Santé Canada et Environnement Canada, de pair avec les provinces, les municipalités et différents intervenants des secteurs de la santé et de l'environnement, ont établi un nouvel indice qui reflète mieux les risques immédiats pour la santé liés au mélange de polluants qu'est le smog. La nouvelle cote air santé (CAS) a été conçue comme un outil de protection de la santé personnelle que les individus pourront utiliser sur une base quotidienne. L'échelle de la CAS s'accompagne de conseils relatifs à la santé destinés aux groupes vulnérables que sont les enfants, les personnes âgées et les gens souffrant de maladies cardiovasculaires et respiratoires, ainsi qu'à la population en général, pour permettre aux gens de prendre des décisions éclairées en vue de réduire leur exposition à la pollution atmosphérique, et ainsi réduire les risques pour leur santé qui en découlent. La nouvelle cote est à l'essai dans plusieurs collectivités et sera mise en œuvre partout au Canada dans le cadre d'un nouveau programme de prévision de la qualité de l'air. Par exemple, de l'information sur la cote air santé de la ville de Toronto est disponible à l'adresse Internet www.toronto.ca/health/aqhi/.

4.6.2.2 Sensibilisation du grand public, des populations à risque et des professionnels de la santé

D'importants efforts de marketing social seront menés pour rendre la cote air santé (CAS) aussi efficace que l'indice ultraviolet (UV). Le gouvernement fédéral travaillera, par exemple, en collaboration avec le secteur des communications, notamment MétéoMédia et les médias locaux, pour déterminer les meilleures façons de communiquer la CAS au public à l'aide de différents médias (p. ex., télévision, médias imprimés, radio, système téléphonique automatisé, Internet). Les enseignements tirés des projets pilotes de 2006 utilisant des sites Internet, la radio et le système téléphonique automatisé pour communiquer la CAS seront pris en considération. Les fonctionnaires du programme Gouvernement en direct seront également mis à contribution pour examiner la faisabilité d'un portail fédéral national de la cote, qui offrirait un accès centralisé aux mesures et aux prévisions de la qualité de l'air au moyen de la CAS dans les provinces et les territoires du Canada.

Pour faciliter la formation et l'acceptation de la CAS par les professionnels de la santé, Santé Canada élaborera à leur intention un répertoire d'outils basé sur les recherches récentes. Le répertoire d'outils les informera en détail des effets de la pollution atmosphérique sur la santé, leur donnera de l'information sur la façon d'interpréter et d'expliquer la CAS à leurs patients et proposera des mesures appropriées pour réduire l'exposition à la pollution atmosphérique tout en maintenant un équilibre entre les facteurs d'un mode de vie sain. On produira également des documents pour les professionnels de la santé afin qu'ils les distribuent à leur clientèle.

Des documents de sensibilisation seront élaborés pour le public afin d'assurer l'uniformité des messages sur la santé et la qualité de l'air. Des efforts supplémentaires seront consacrés aux messages ciblant les populations concernées (enfants, personnes âgées et personnes souffrant de maladies cardiovasculaires et respiratoires) et leurs fournisseurs de soins. Ces ressources devraient être mises au point de concert avec les organismes non gouvernementaux et les professionnels de la santé et distribuées par ces derniers.

4.6.2.3 Liens avec d'autres programmes d'adaptation

Plusieurs collectivités dans l'ensemble du pays ont déjà mis en application des systèmes d'alerte en cas de chaleur accablante (voir chapitre 8, Vulnérabilités, adaptation et capacité d'adaptation au Canada) et, plus encore, font des recherches sur l'applicabilité de tels systèmes pour leurs collectivités. En 2007, le gouvernement du Canada s'est engagé dans un processus de consultation avec les parties intéressées afin de développer des pratiques exemplaires pour la mise en œuvre de systèmes d'alerte-chaleur et de systèmes d'alerte pour les maladies infectieuses. Les enseignements tirés de la CAS pourraient donner des renseignements extrêmement utiles pour le projet pilote d'alerte et d'intervention en cas de chaleur accablante de Santé Canada. Par exemple, comme c'est le cas pour la qualité de l'air, les groupes les plus vulnérables à la chaleur accablante sont les personnes âgées, les enfants et les gens souffrant déjà de certaines maladies. Les méthodes de sensibilisation et de communication de la CAS pourraient se révéler précieuses pour la conception de messages touchant les effets de la chaleur pour les personnes vulnérables.

4.7 DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Dans l'ensemble, les résultats d'études épidémiologiques ont fourni des indications, bien que faibles, que la température peut influencer sur les effets de la pollution atmosphérique sur la santé. Cette interaction peut être le résultat de véritables effets synergiques, mais il faut également prendre en compte d'autres explications plausibles. Des températures moyennes plus élevées sont en fait liées à une plus grande exposition à la pollution atmosphérique, parce que les modes d'activité de la population changent (p. ex., les gens passent plus de temps à l'extérieur et ont tendance à laisser leurs fenêtres ouvertes, malgré que l'utilisation de climatiseurs peut réduire cette exposition).

Les résultats de la modélisation de l'atmosphère ne mettent l'accent que sur les changements de température et les émissions biosynthétiques, sans tenir compte des éventuels changements dans les émissions anthropiques. Néanmoins, la modélisation assure une base utile pour les travaux futurs parce que les résultats indiquent que les changements climatiques peuvent modifier les niveaux troposphériques ambiants d'O₃ et de PM_{2.5}. Les résultats suggèrent également qu'une hausse de la température



peut entraîner des augmentations des concentrations d'O₃, mais des diminutions des concentrations de PM_{2.5}. Toutefois, il faut une modélisation qui prenne en compte tous les facteurs potentiellement liés, comme les précipitations et les émissions anthropiques, pour évaluer correctement les changements que subiront les PM_{2.5} dans des climats plus chauds.

Les changements modélisés des polluants atmosphériques signifient certainement que les changements climatiques pourraient entraîner des augmentations du nombre de maladies et de décès prématurés au Canada. Les estimations des coûts indiquent clairement que les changements climatiques entraîneront un fardeau financier accru, en grande partie attribuable à une augmentation de l'O₃. Une évaluation semblable pour une période de 12 mois se traduirait en théorie par un chiffre plus élevé, mais pas forcément multiplié par quatre, car les épisodes de smog surviennent surtout en été. Les résultats de la quantification des effets sur la santé humaine avec l'OEAQA indiquent clairement que les changements climatiques au Canada peuvent entraîner des coûts importants pour la société.

Les scénarios utilisés ici ne sont qu'une première étape pour mieux comprendre les effets des changements climatiques sur la qualité de l'air. Seuls deux facteurs, la température et les émissions biosynthétiques, parmi les nombreux facteurs qui peuvent être touchés par les changements climatiques, ont été étudiés. Des évaluations plus détaillées du modèle du climat mondial, du modèle climatique régional, du modèle AURAMS et de l'OEAQA pourraient fournir des analyses plus exactes sur la façon dont les changements climatiques pourraient agir sur la pollution atmosphérique au Canada et sur ses répercussions pour la santé.

Les futures évaluations des effets potentiels des changements climatiques sur la santé devraient intégrer la plus grande chaîne d'événements susceptibles d'être concernés. Il faudrait réaliser des estimations plus exactes des effets potentiels sur la santé qui tiennent compte de la croissance et du changement démographique, du climat pour différentes périodes futures (p. ex., autour des années 2020, 2050 et 2080), des émissions anthropiques et naturelles, de la modélisation de l'atmosphère, des changements de l'exposition humaine aux polluants, des changements environnementaux liés aux changements climatiques et les mesures de réduction des GES. Les changements des régimes météorologiques pourraient, par exemple, entraîner une modification des demandes d'énergie pour la climatisation et le chauffage des immeubles, qui pourraient à leur tour entraîner des changements dans les émissions de polluants. Les études devraient également prendre en considération les disparités socio-économiques et de santé des résidents des différents territoires et provinces. Toutefois, même des évaluations plus complexes pourront quand même laisser de nombreuses incertitudes.



4.8 ANNEXES

► Annexe 1 : Méthodologie de recherche documentaire

On a interrogé cinq bases de données bibliographiques à l'aide de différents termes combinés en une expression logique pour trouver tous les articles pertinents dans la littérature publiée (figure 4.14).

Figure 4.14 Bases de données bibliographiques, ainsi que les termes de recherche et les expressions logiques utilisés pour la recherche d'études pertinentes dans la littérature

Bases de données
Ovid MEDLINE(R) de 1966 à la 4 ^e semaine de juin 2005 Ovid MEDLINE(R) In-Process & Other Non-Indexed Citations, 5 juillet 2005 Biological Abstracts/RRM de 1992 à 2002 Biological Abstracts de 2002 à juin 2005 Current Contents/All Editions de la 27 ^e semaine de 1993 à la 28 ^e semaine de 2005
Termes de recherche et expression logique (? et \$ indiquent caractères jokers)
heat-wave? or heatwave? or (heat wave?) OU heat or hot\$ or warm\$ or (high\$ temperature?) ET temperature? or weather or meteorolog\$ or climat\$ or season\$ ET (air pollut\$) or (atmospheric pollut\$) or "air quality" or ozone OU (particles OR particulate) and pollut\$ ET health or morbidity or mortality or death? or admission? or consult\$ or disease? or disorder?

Nota : la recherche a été effectuée en anglais.

Cette recherche a donné plus de 600 documents publiés jusqu'en 2006. Ces documents ont été triés manuellement en fonction de leur titre et de leur résumé, et a permis de réunir 50 articles principaux. Plusieurs autres articles importants cités comme références dans ces documents ou trouvés ailleurs ont été ajoutés à la liste. On a ensuite passé en revue tous les articles, et ceux jugés pertinents, ont été classés et conservés aux fins d'analyse.

► Annexe 2 : Modèle AURAMS

1. Description du modèle

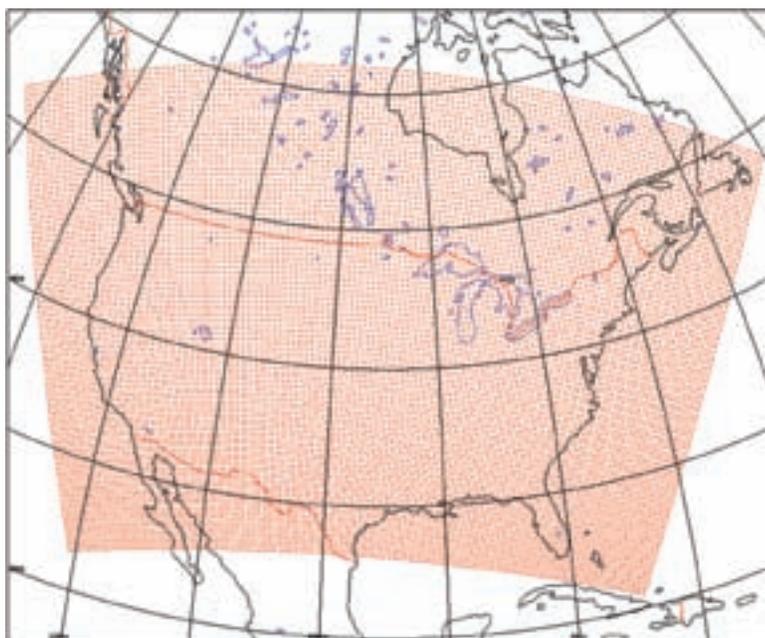
Un système régional unifié de modélisation de la qualité de l'air (AURAMS) a été mis au point par Environnement Canada aux fins de recherche et de politiques. Conçu comme un système à « atmosphère unique », AURAMS permet d'étudier les interactions entre les NO_x, les COV, le NH₃, l'O₃, et les PM primaires et secondaires en suspension dans l'air de taille inférieure à 2,5 µm (PM_{2.5}). Il peut donc être utilisé pour régler divers problèmes interreliés de pollution de l'air troposphérique, allant de l'O₃ de surface aux pluies acides en passant par les PM sur tout le continent nord-américain.

AURAMS a été utilisé au-dessus de régions couvrant la totalité ou des parties du continent nord-américain à des résolutions spatiales de 20 à 42 km (figure 4.15). Bien que



les premières applications d'AURAMS aient été limitées à des événements épisodiques, le modèle est maintenant utilisé pour des simulations saisonnières et annuelles, ainsi qu'en mode expérimental pour prévoir la qualité de l'air du lendemain. On peut trouver des évaluations de la performance d'AURAMS dans la littérature examinée par les pairs (Bouchet et coll., 2003; Gong et coll., 2003b; Makar et coll., 2004; McKeen et coll., 2005; Gong et coll., 2006) et dans de récentes évaluations conjointes des États-Unis et du Canada (évaluation scientifique Canada – États-Unis du transport transfrontalier de particules; Canada – États-Unis, étude de faisabilité d'un système de plafonnement et d'échange des émissions de NO_x et de SO_x). Afin de déterminer la concentration d'O₃ et de PM pour la présente étude, on a exécuté AURAMS à une résolution de 42 km au-dessus d'un domaine continental.

Figure 4.15 Domaines de modélisation d'AURAMS en Amérique du Nord



La description des trois principaux composants du système, le pilote météorologique, le processeur des émissions et le modèle de transport de substances chimiques, sont décrits ci-dessous, ainsi que d'autres détails sur les différents processus représentés dans le modèle de transport de substances chimiques.

2. Composant météorologique

L'AURAMS est dirigé de manière « autonome » par le modèle canadien de prévision opérationnelle : le Modèle global environnemental multi-échelle (GEM). Le GEM est un modèle semi-lagrangien implicite non hydrostatique à deux niveaux de temps (Côté et coll., 1998a, 1998b). Pour les applications relatives à la qualité de l'air, les champs météorologiques d'une fenêtre régionale à haute résolution placée au-dessus du domaine de modélisation de la qualité de l'air sont enregistrés à la fréquence requise par AURAMS (c'est-à-dire 900 secondes), puis interpolés dans l'espace pour correspondre à la grille utilisée par le modèle de la qualité de l'air.

3. Composants des émissions

Composant des émissions anthropiques

Des fichiers horaires sur les émissions des sources ponctuelles, des sources diffuses et des sources mobiles sont préparés par le processeur du Sparse-Matrix Operating Kernel Emissions (système de modélisation et de traitement) (SMOKE) à l'aide de fichiers de données provenant de l'Inventaire national des émissions des principaux contaminants atmosphériques du Canada de 2000 et de celui des États-Unis de 2001 pour le domaine d'AURAMS. Les émissions anthropiques canadiennes totales pour l'année 2000 sont présentées au tableau 4.1. On peut facilement accéder en ligne à des renseignements semblables pour l'année 2001, qui sont enregistrés dans l'inventaire national des émissions des États-Unis. Les champs d'émissions préparés pour AURAMS comprennent 17 espèces en phase gazeuse, ainsi que les émissions primaires de PM_{2.5} et de PM₁₀. Dans le composant du transport de substances chimiques d'AURAMS, les émissions de PM sont subdivisées en fonction de la taille et des espèces chimiques comme fonction du flux de la source. Un calcul d'ascension du panache est également utilisé pour les principales sources ponctuelles. Deux autres types d'émissions sont représentés en ligne dans AURAMS : les émissions biosynthétiques au moyen de l'algorithme du Biogenics Emissions Inventory System (système de l'inventaire des émissions biosynthétiques) version 3.09 (BEISv3.09) et les émissions de sel marin provenant du déferlement des vagues (Gong et coll., 2003a).

Tableau 4.1 Émissions anthropiques canadiennes totales (en tonnes) des sources diffuses, mobiles et non routières pour 2000

	Sources étendues*	Sources mobiles†	Sources non routières‡
PMT	17 490 531	21 242	69 771
PM ₁₀	105 311 545	21 162	68 787
PM _{2.5}	842 433	19 415	60 102
SO ₂	202 559	28 005	63 323
NO _x	435 225	936 794	774 694
COV	1 938 958	446 438	354 872
CO	1 870 862	6 313 751	2 915 483
NH ₃	591 966	19 695	998

* Dans ce tableau on y inclus les sources industrielles et les petites sources stationnaires qui ont été répertoriées en groupe (p. ex. les poêles à bois et les incinérateurs).

† Automobiles, camions et aux moyens de transport routier.

‡ Moyens de transport non routier tel que les tracteurs et les pelles rétrocaveuses.

Composant des émissions biosynthétiques

Les usines émettent des COV qui peuvent agir comme précurseurs d'O₃ et de PM_{2.5} en réagissant dans l'atmosphère avec d'autres produits chimiques, tels que les NO_x, ou avec des particules solides ou semi-solides. Ces COV comprennent l'isoprène et le méthyle butanol, dont les concentrations les plus élevées se rencontrent dans l'air au-dessus des grandes forêts et des grandes cultures agricoles extensives. Le module de l'inventaire des émissions biosynthétiques BEISv3.09, élaboré aux États-Unis par un partenariat entre l'Environmental Protection Agency et la National Oceanic and Atmospheric Administration (U.S. EPA, 2006b, 2006c), a été utilisé dans AURAMS pour évaluer les émissions biosynthétiques de COV de la végétation et de NO du sol.



Modèle du transport des substances chimiques d'AURAMS

Le composant du transport de substances chimiques d'AURAMS comprend une représentation de tous les processus qui influent sur la formation, la libération et le devenir d'O₃ et des PM. Jusqu'à huit composants chimiques sont pris en considération dans la composition des PM : les sulfates, les nitrates, l'ammonium, le carbone noir, le carbone organique primaire, le carbone organique secondaire, la matière crustale et le sel marin. Ces composants chimiques des PM sont présumés être mélangés à l'intérieur de chacune des 12 catégories de la distribution granulométrique des PM, pour des diamètres allant de 0,01 µm à 40,96 µm. Aucune assimilation de données n'est réalisée dans AURAMS.

AURAMS utilise un mécanisme d'advection semi-lagrangien non oscillatoire (Pudykiewicz et coll., 1997; Sirois et coll., 1999) pour décrire le transport de traceurs chimiques individuels dont le nombre peut aller jusqu'à 145. Le mécanisme de phase gazeuse est une version modifiée du mécanisme ADOM-II (Stockwell et Lurmann, 1989) et intègre 42 espèces en phase gazeuse et 114 réactions basées sur Lurmann et coll. (1986). Il a été élargi pour inclure une formation d'aérosols organiques secondaires basée sur l'approche de Jiang (2003), une chimie inorganique hétérogène (c'est-à-dire la séparation des particules gazeuses du système eau-ammonium-nitrates-sulfates) (Makar et coll., 2003) et une chimie en phase aqueuse fondée sur un mécanisme ADOM modifié associé à des composants explicites d'aérosols. Les aérosols sont représentés par un algorithme multi-composants ventilé par taille des particules (le *Canadian Aerosol Module* [CAM]) (Gong et coll., 2003a). Le CAM se fonde sur une approche granulométrique et comprend les principaux processus des aérosols dans l'atmosphère : production, croissance hygroscopique, coagulation, nucléation, condensation, dépôt sec et sédimentation, piégeage, et activation des aérosols (CCN). Enfin, le dépôt sec de gaz et d'aérosols en fonction de la taille est basé sur l'approche de résistance (Zhang et coll., 2001, 2002) et les processus de dépôt humide des gaz et des aérosols comprennent la conversion nuage-pluie, le piégeage nuageux et l'évaporation (Gong et coll., 2003b).

► Annexe 3 : Modèle OEAQA

1. Description du modèle

L'Outil pour évaluer les avantages d'une meilleure qualité de l'air (OEAQA) est un outil de simulation par ordinateur conçu pour évaluer les avantages ou les risques relatifs des changements de la qualité de l'air ambiant du Canada pour la santé et le bien-être des gens. L'OEAQA permet aux utilisateurs de concevoir un grand nombre de scénarios précis en combinant et en associant divers polluants atmosphériques, paramètres de santé, zones géographiques et années de scénario. L'OEAQA peut fournir des estimations de la valeur économique fondées sur les changements de l'incidence des effets sur la santé liés à ceux de la qualité de l'air. L'OEAQA succède au Modèle d'évaluation de la qualité de l'air (MEQA). Il consiste en un fichier Excel contenant des formulaires d'utilisateurs et des barres d'outils à commandes multiples et une programmation en *Visual Basic* qui permet de définir, d'exécuter, d'examiner et de sauvegarder un scénario donné. Un comité d'experts de la Société royale du Canada a passé en revue les outils des analyses socio-économiques et fourni des commentaires précis sur le MEQA, l'ancienne version de l'OEAQA. Le comité d'experts a appuyé le MEQA et les commentaires utilisés dans le modèle (Société royale du Canada, 2001).

L'OEAQA contient des données historiques et des projections démographiques et permet d'accéder à des bases de données sur les concentrations historiques et hypothétiques de polluants, ainsi qu'à des fichiers sur les fréquences initiales des problèmes de santé. Le modèle utilise et contrôle le logiciel intégré @Risk (marque de commerce) pour effectuer des simulations de Monte Carlo, qui font intervenir un échantillonnage des distributions saisies, un suivi des données de sortie et la compilation de statistiques descriptives sur les distributions des données de sortie.

2. Méthode de l'OEAQA

L'avantage ou le risque nets liés aux changements de la concentration des polluants atmosphériques ambiants sont évalués à l'aide des fonctions de la concentration-réponse (FCR) qui sont attribuées à des concentrations de polluants précises et à des populations exposées. L'utilisateur de l'OEAQA définit une FCR pour une combinaison polluant-paramètre de santé, et il l'assigne à une ou à plusieurs régions géographiques. Différentes zones géographiques peuvent se voir attribuer la même estimation de l'effet d'un polluant sur un paramètre de santé ou des estimations différentes (c'est-à-dire qu'il peut y avoir plusieurs FCR pour le même couple polluant-paramètre de santé). Chaque FCR est appliquée à chaque année du scénario.

La formulation du dénombrement estimatif dans sa forme simplifiée consiste en un produit des facteurs suivants :

- la FCR exprimée en pourcentage d'augmentation des paramètres négatifs par unité d'augmentation de concentration du polluant;
- le changement de concentration de polluant comme différence entre les concentrations statu quo et prévues;
- le taux de référence d'incidence du paramètre de santé dans la population; et
- la taille de la population cible.

Ces dénombrements sont obtenus pour des années de scénario données.

3. Fonction concentration-réponse

La FCR est une estimation de l'effet d'un polluant atmosphérique sur un paramètre de santé. C'est une estimation dérivée statistiquement de l'augmentation (exprimée en pourcentage) des paramètres de santé, associée à une augmentation de la concentration du polluant. Elle est en général obtenue à partir d'un modèle statistique ou d'un regroupement d'estimations de plusieurs modèles ou études. La quantification des FCR est par conséquent incertaine; cette incertitude se reflète dans le choix de la forme de distribution (normale, triangulaire ou discrète à trois points) avec des saisies de paramètres correspondants dans l'OEAQA. Pendant l'exécution d'une simulation de modèle pour un scénario, l'outil @Risk échantillonne les fonctions de distribution à partir desquelles sont calculées et suivies les valeurs d'échantillon produites; ces résultats ont donc eux-mêmes des distributions. Il existe 13 paramètres de santé dans ce modèle :

Mortalité liée à une exposition aiguë (court terme)

Jours avec symptômes respiratoires aigus

Cas de bronchite chronique chez l'adulte

Jours avec symptômes d'asthme

Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques

Hospitalisations pour problèmes cardiaques

Bronchite aiguë chez l'enfant

Mortalité due à une exposition chronique

Hospitalisations de personnes âgées présentant des problèmes cardiaques

Jours d'activité restreinte mineure

Consultations aux urgences pour problèmes respiratoires

Hospitalisations pour problèmes respiratoires

Jours d'activité restreinte.



Chacun d'eux représente un paramètre de santé découlant d'une exposition aiguë ou de courte durée, ou d'une exposition chronique ou de longue durée (voir le tableau 4.13 pour toutes les FCR). De plus, chacun de ces paramètres correspond à une certaine proportion d'un groupe d'âge précis de la population. Ces caractéristiques des paramètres de santé sont prédéfinies dans l'OEAQA; l'utilisateur ne peut pas les changer.

4. Valeurs économiques estimatives

Les valeurs économiques estimatives des résultats pour la santé prennent en compte les conséquences économiques et sociales potentielles associées aux effets négatifs sur la santé qui peuvent découler de la pollution atmosphérique, notamment des coûts médicaux, de la perte de travail, des dépenses de santé remboursables, de la douleur et de la souffrance. Bien que les évaluations estimatives utilisées pour évaluer les avantages potentiels puissent inclure les coûts médicaux, elles ne doivent pas être interprétées dans leur totalité comme des économies pour le système de soins de santé. Les évaluations estimatives doivent être considérées simplement comme une indication de la valeur relative que la société accorde aux avantages pour la santé représentés par des diminutions du risque de décès ou de maladie (voir le tableau 4.12 pour des renseignements sur la valeur estimée de l'OEAQA).

Une mesure économique de la valeur représentant les raisons pour lesquelles les gens désirent des réductions des risques pour la santé s'appelle la « volonté de payer ». La volonté de payer est une mesure des compromis monétaires que les gens sont prêts à faire pour réduire leurs risques de mortalité ou de morbidité. Contrairement à de nombreux biens et services que les Canadiens peuvent acheter et apprécier, la prévention des risques pour la santé ne peut pas être directement achetée sur le marché. Par conséquent, il n'y a pas de données sur les prix et la quantité qui permettent d'estimer facilement les valeurs monétaires.

Au cours des cinq dernières décennies, des économistes ont élaboré et amélioré un certain nombre de techniques pour estimer la valeur économique de la prévention des effets négatifs sur la santé. À l'aide de ces techniques, on peut estimer les valeurs en examinant ce que les gens seraient prêts à payer afin de réduire les risques pour leur santé. Il existe un certain nombre de méthodes empiriques d'évaluation, qui tombent essentiellement dans deux catégories : celles qui dépendent du comportement observé sur le marché, soit les « méthodes des préférences révélées » et, celles qui n'en dépendent pas, les « méthodes des préférences déclarées ».

5. Compensation

Par compensation, on entend la soustraction du compte d'un paramètre de santé du compte d'un autre paramètre de santé (voir la partie 8, Données de sortie, plus bas dans l'annexe 3 pour un examen des comptes) parce que les deux se chevauchent. La non-compensation peut entraîner un compte en double. Un exemple courant de compensation est la déduction des hospitalisations pour problèmes respiratoires (HPR) des consultations aux salles d'urgence pour problèmes respiratoires (FSUPR), car on suppose que certaines HPR ont débuté comme des FSUPR. Dans cet exemple, la non-soustraction entraînerait des cas de HPR qui seraient comptés dans deux paramètres de santé. La compensation donne lieu à des estimations prudentes. L'utilisateur peut décider si une FCR a déjà été compensée ou bien, le cas échéant, l'OEAQA appliquera les ajustements de compensation prédéfinis aux comptes des paramètres de santé qui se traduisent par l'application des FCR du modèle du scénario.

6. Regroupement

Le regroupement est l'accumulation de paramètres de santé semblables. Les comptes de mortalité dus à une exposition aiguë et les comptes de mortalité dus à une exposition chronique s'ajoutent habituellement pour obtenir un compte de mortalité totale. On pourrait le faire en dehors de l'OEAQA après avoir effectué une simulation; toutefois, le regroupement pendant la simulation réduit la charge de travail de l'utilisateur. De plus, avec le regroupement pendant la simulation, on obtient des valeurs exactes en percentile pour les distributions des données de sortie sur les paramètres regroupés, tandis qu'on ne peut que les estimer à l'extérieur de la simulation. Le regroupement pendant la simulation exige par contre de faire le suivi de davantage de sorties, et donc un temps d'exécution plus long pour la simulation.

7. Régions géographiques

L'OEAQA a été élaboré en fonction de la géographie du Canada. Il y a 442 régions géographiques dans la version actuelle de l'OEAQA, d'après la géographie du recensement de 2001 telle que déterminée par Statistique Canada. Chacune des 442 régions géographiques correspond à un ou deux des cinq types suivants par niveau (acronyme ou compte) :

- Échelle nationale : Canada entier;
- Échelle provinciale : provinces ou territoires (13);
- Échelle spécifique précise (la plus restreinte) : agglomérations de recensement (AR, 113), régions métropolitaines de recensement (RMR, 27) et divisions de recensement (DR, 288).

Les agglomérations de recensement (AR) sont des villes ayant une population totale de 10 000 à 100 000 habitants et les régions métropolitaines de recensement (RMR) sont des villes ayant une population totale de 100 000 habitants ou plus.

8. Données de sortie

L'OEAQA fournit des estimations des augmentations ou réductions des paramètres de santé dans une région géographique donnée qui est associée à un changement de concentration de polluants. La FCR comporte une incertitude et est saisie dans l'OEAQA comme une fonction de distribution. Le changement de concentration de polluants, les taux de référence des paramètres de santé et le dénombrement de la population sont déterministes, étant basés sur des intrants ou des choix précis pour définir un modèle de scénario dans l'OEAQA. Le dénombrement qui en résulte comporte donc également une incertitude, exprimée comme une distribution. Il existe deux autres types de sorties modélisées pour le scénario : pourcentage du niveau de référence et valeurs monétaires. Les deux utilisent les dénombrements comme un facteur de leur calcul.

L'OEAQA permet la production de jusqu'à 20 000 sorties, suivies par @Risk pendant la simulation; une itération produit une valeur d'échantillon pour chaque sortie suivie. Les valeurs centiles, les moyennes, les écarts types et autres statistiques sont déterminés à partir de la simulation pour chaque ensemble de valeurs échantillon produites. Pour chaque sortie, l'utilisateur peut examiner la distribution des valeurs sur un tableau. Ces outils sont disponibles dans l'OEAQA pour filtrer ou cibler un plus petit sous-ensemble de données de sortie, au besoin. Toutes les données d'entrée définissant le modèle de scénario spécifique, ainsi que les distributions des sorties peuvent également être conservées dans un tableur Excel en vue de recherches et d'analyses effectuées en dehors de l'OEAQA.

9. Définition des estimations de l'OEAQA

La modélisation atmosphérique pour l'O₃ et les PM_{2.5} a été réalisée par des scientifiques d'Environnement Canada afin d'estimer les concentrations moyennes de polluants atmosphériques dans 2 446 subdivisions de recensement unifiées (SRU) (année de recensement 2001) au cours des mois de juin, juillet et août 2002. On a fait la moyenne de ces niveaux de



concentration pour toutes les SRU d'une division de recensement (DR) afin de déterminer un niveau de concentration pour chacune des 288 DR dans l'hypothèse correspondante. On a fondé les estimations de l'OEAQA sur un niveau de référence modélisé et un scénario où la température ambiante montait de 4 °C sans changement des émissions biosynthétiques de précurseurs de polluants atmosphériques (scénario CC4) et un scénario où la température ambiante montait de 4 °C avec des changements des émissions biosynthétiques (scénario CC4b). Ces estimations ont été utilisées comme une indication des effets potentiels sur la santé de ces deux scénarios de changements climatiques (CC4 et CC4b). Les estimations issues de l'OEAQA en ce qui a trait aux différences entre les scénarios CC4 et CC4b ont également été utilisées pour montrer l'effet des émissions biosynthétiques.

On a effectué à l'aide de l'OEAQA des estimations des différences entre un scénario (zéro) sans polluants atmosphériques (anthropiques et biosynthétiques), le niveau de référence et les scénarios CC4 et CC4b. Ces estimations étaient destinées à l'analyse des différentes évaluations par rapport à la mortalité et à la morbidité globale liées aux polluants atmosphériques, et ont été obtenues pour les conditions environnementales indiquées au tableau 4.2.

Tableau 4.2 Les six estimations calculées dans le cadre de ce projet

Estimations de l'OEAQA	État du niveau de référence	Comparé à
1	Niveau de référence	CC4
2	Niveau de référence	CC4b
3	CC4	CC4b
4	Zéro	Niveau de référence
5	Zéro	CC4
6	Zéro	CC4b

Il est à noter que les estimations de l'OEAQA pour le projet actuel visent une période estivale de trois mois, puisque la modélisation de l'atmosphère couvrait seulement les mois de juin, juillet et août 2002. On a ajusté les taux de mortalité ou de morbidité du niveau de référence pour rendre compte des résultats pour la période de trois mois seulement. L'utilisation de 2002 comme année de référence pour les simulations signifie que les données d'entrée météorologiques sont produites pour l'été 2002. Bien qu'aucun été ne puisse à lui seul vraiment représenter un climat moyen, la seule solution de rechange à la réalisation d'années de simulation est de choisir une année de référence aussi représentative que possible de cette moyenne (voir la section 4.4.1 pour plus de renseignements).

10. Résultats de l'OEAQA

Des estimations de l'OEAQA ont été produites à l'échelle nationale et pour chaque province et territoire, ainsi que pour chaque DR ayant une population de plus de 200 000 habitants. Vingt milles itérations dans @Risk ont été réalisées pour chaque analyse. Les résultats sont fournis individuellement pour chacun des deux polluants, et l'effet global est également donné séparément. Les estimations absolues et la valeur monétaire associées à chacun des paramètres de santé sont fournies dans chaque tableau de résultats à l'annexe 4. La liste des paramètres pour chacun des polluants diffère quelque peu, puisque les effets sur la santé de l'O₃ et des PM_{2.5} ne sont pas identiques.

Il importe de se rappeler que les estimations de l'OEAQA portent seulement sur les mois de juin, juillet et août. Ces estimations seraient probablement plus élevées si elles étaient comptabilisées pour une période de 12 mois, mais elles ne seraient pas nécessairement quatre fois plus élevées, puisque ce projet couvre la période où prédominent les épisodes de smog.

Certains pourraient avancer que les effets chroniques sur la santé ne devraient pas faire partie de l'évaluation, puisque seule une période de trois mois a été modélisée. Toutefois, l'analyse est utilisée comme indication de la tendance à long terme du changement potentiel de la pollution atmosphérique telle qu'indiquée par un segment (juin, juillet et août); elle est donc représentative des effets potentiels sur les effets chroniques sur la santé qui seraient observés à long terme.

Certaines valeurs sont tronquées à zéro parce que les concepteurs de l'OEAQA ont conclu que la pollution liée à l'O₃ et aux PM ne pouvait pas entraîner d'effets positifs sur la santé humaine.

► **Annexe 4 : Résultats détaillés de l'OEAQA, information sur l'évaluation et fonctions concentration-réponse**

Tableau 4.3 O₃ : estimations de l'OEAQA des changements entre le niveau de référence et le scénario CC4, données nationales

Paramètres		Changement absolu par rapport à la moyenne de référence (95 % IC*)
Mortalité par exposition aiguë	Nombre Évaluation	-156 (-207, -105) -726 056 312 \$ (-1 653 546 752 \$, -311 456 512 \$)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Nombre Évaluation	-696 586 (-1 607 940, 0) -10 153 797 \$ (-37 319 304 \$, 0 \$)
Jours avec symptômes d'asthme	Nombre Évaluation	-92 291 (-150 091, -34 619) -5 148 005 \$ (-12 521 288 \$, -1 129 731 \$)
Jours d'activité restreinte mineure	Nombre Évaluation	-201 800 (-87 599, 0) -7 921 113 \$ (-40 626 480 \$, 0 \$)
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-374 (-783, 0) -147 277 \$ (-328 433 \$, 0 \$)
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-92 (-172, -11) -421 657 \$ (-831 809 \$, -49 016 \$)
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	-156 (-207, -105) -726 056 312 \$ (-1 653 546 752 \$, -311 456 512 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour problèmes respiratoires	Nombre Évaluation	-92 (-172, -11) -421 657 \$ (-831 809 \$, -49 016 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	-374 (-783, 0) -147 277 \$ (-328 443 \$, 0 \$)
Tous les paramètres	Nombre Évaluation	Sans objet -749 848 162 \$ (-1 678 030 080 \$, -333 939 776 \$)

Nota : une valeur négative représente un effet négatif pour la société et doit donc être considérée comme une augmentation du coût ou des effets sur la santé. Une valeur positive représente un effet positif pour la société et doit donc être considérée comme une réduction du coût ou des effets sur la santé.

* IC, Intervalle de confiance



Tableau 4.4 PM_{2.5} : estimations de l’OEAQA des changements entre le niveau de référence et le scénario CC4, données nationales

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Nombre Évaluation	1 010 696 (0, 2 602 081) 14 691 284 \$ (0 \$, 57 391 520 \$)
Cas de bronchite chronique chez l’adulte	Nombre Évaluation	559 (0, 1 106) 184 819 544 \$ (0 \$, 487 192 096 \$)
Jours avec symptômes d’asthme	Nombre Évaluation	40 878 (9 827, 71 808) 2 279 833 \$ (332 484 \$, 5 871 109 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	24 (0, 65) 9 646 \$ (0 \$, 26 454 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	68 (36, 99) 383 991 \$ (182 677 \$, 625 964 \$)
Épisodes de bronchite aiguë chez l’enfant	Nombre Évaluation	4 298 (0, 9 159) 1 470 337 \$ (0 \$, 4 073 960 \$)
Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	428 (227, 629) 1 995 154 492 \$ (718 112 448 \$, 4 843 215 872 \$)
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	176 (100, 253) 69 460 \$ (34 899 \$, 110 597 \$)
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	44 (29, 58) 200 064 \$ (182 240 \$, 296 629 \$)
Jours d’activité restreinte	Nombre Évaluation	620 980 (366 139, 874 903) 32 435 121 \$ (0 \$, 71 797 136 \$)
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	428 (227, 629) 1 995 154 492 \$ (718 112 448 \$, 4 843 215 872 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	111 (76, 146) 584 055 \$ (365 122 \$, 840 583 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	201 (115, 291) 79 107 \$ (40 695 \$, 123 901 \$)
Tous les paramètres	Nombre Évaluation	Sans objet 2 231 513 773 \$ (929 518 016 \$, 5 080 671 744 \$)

Nota : une valeur négative représente un effet négatif pour la société et doit donc être considérée comme une augmentation du coût ou des effets sur la santé. Une valeur positive représente un effet positif pour la société et doit donc être considérée comme une réduction du coût ou des effets sur la santé.

Tableau 4.5 Les deux polluants : estimations de l’OEAQA des changements entre le niveau de référence et le scénario CC4, données nationales

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Mortalité par exposition aiguë	Nombre Évaluation	-156 (-207, -105) -726 056 312 \$ (-1 653 546 752 \$, -311 456 512 \$)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Nombre Évaluation	314 110 (-1 233 611, 2 119 159) 4 537 487 \$ (-24 191 136 \$, 43 016 324 \$)
Cas de bronchite chronique chez l’adulte	Nombre Évaluation	559 (0, 1106) 184 819 544 \$ (0 \$, 487 192 096 \$)
Jours avec symptômes d’asthme	Nombre Évaluation	-51 413 (-116 874, 14 486) -2 868 172 \$ (-8 925 413 \$, 702 022 \$)

suite à la page suivante

suite de la page précédente

Chapitre 4

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	24 (0, 74) 9 646 \$ (0 \$, 30 420 \$)
Hospitalisations pour problèmes	Nombre Évaluation	68 (36, 99) 383 991 \$ (182 677 \$, 625 964 \$)
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	Nombre Évaluation	4 298 (0, 9 159) 1 470 337 \$ (0 \$, 4 073 960 \$)
Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	428 (227, 629) 1 995 154 492 \$ (718 112 448 \$, 4 843 215 872 \$)
Jours d'activité restreinte mineure	Nombre Évaluation	-201 800 (-873 599, 0) -7 921 113 \$ (-40 626 480 \$, 0 \$)
Consultations aux urgences pour maladies	Nombre Évaluation	-198 (-616, 184) -77 817 \$ (-252 547 \$, 73 374 \$)
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-48 (-130, 33) -221 593 \$ (-617 189 \$, 153 411 \$)
Jours d'activité restreinte	Nombre Évaluation	620 980 (336 139, 874 903) 32 435 121 \$ (0 \$, 71 797 136 \$)
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	272 (64, 481) 1 269 098 181 \$ (-402 231 328 \$, 4 193 872 384 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	19 (-69, 105) 162 398 \$ (-289 217 \$, 594 437 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-173 (-591, 210) -68 171 \$ (-243 020 \$, 85 423 \$)
Tous les paramètres	Nombre Évaluation	Sans objet 1 481 665 612 \$ (-198 432 752 \$, 4 416 672 768 \$)

Nota : une valeur négative représente un effet négatif pour la société et doit donc être considérée comme une augmentation du coût ou des effets sur la santé. Une valeur positive représente un effet positif pour la société et doit donc être considérée comme une réduction du coût ou des effets sur la santé.

Tableau 4.6 O₃ : estimations de l'OEAQA des changements entre le niveau de référence et le scénario CC4b, données nationales

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Mortalité par exposition aiguë	Nombre Évaluation	-658 (-876, -442) -3 065 838 265 \$ (-6 989 489 664 \$, -1 324 193 408 \$)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Nombre Évaluation	-2 940 278 (-6 820 468, 0) -42 578 915 \$ (-155 551 872 \$, 0 \$)
Jours avec symptômes d'asthme	Nombre Évaluation	-394,438 (-644 376, -147 054) -22 064 012 \$ (-54 112 592 \$, -4 533 992 \$)
Jours d'activité restreinte mineure	Nombre Évaluation	-871 327 (-3 816 480, 0) -34 602 731 \$ (-179 627 168 \$, 0 \$)
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-1 558 (-3 282, 0) -613 496 \$ (-1 381 587 \$, 0 \$)
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-382 (-719, -46) -1 756 359 \$ (-3 479 363 \$, -206 747 \$)
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	-658 (-876, -442) -3 065 838 265 \$ (-6 989 489 664 \$, -1 324 193 408 \$)

suite à la page suivante

suite de la page précédente

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-382 (-719, -46) -1 756 359 \$ (-3 479 363 \$, -206 747 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-1 558 (-3 282, 0) -613 496 \$ (-1 381 587 \$, -0 \$)
Tous les paramètres	Nombre Évaluation	Sans objet -3 167 453 777 \$ (-7 102 102 016 \$, -1 420 562 304 \$)

Nota : une valeur négative représente un effet négatif pour la société et doit donc être considérée comme une augmentation du coût ou des effets sur la santé. Une valeur positive représente un effet positif pour la société et doit donc être considérée comme une réduction du coût ou des effets sur la santé.

Tableau 4.7 PM_{2.5} : estimations de l'OEAQA des changements entre le niveau de référence et le scénario CC4b, données nationales

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Nombre Évaluation	810 934 (-1, 208 7633) 11 786 653 \$ (0 \$, 46 570 748 \$)
Cas de bronchite chronique chez l'adulte	Nombre Évaluation	450 (0, 892) 149 476 645 \$ (0 \$, 396 918 784 \$)
Jours avec symptômes d'asthme	Nombre Évaluation	32 817 (7 890, 57 660) 1 835 379 \$ (274 370 \$, 4 700 622 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	162 (92, 233) 63 595 \$ (32 510 \$, 99 810 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	54 (29, 80) 309 809 \$ (145 737 \$, 504 069 \$)
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	Nombre Évaluation	3 479 (0, 7 450) 1 186 541 \$ (0 \$, 3 302 251 \$)
Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	346 (183, 509) 1 610 567 933 \$ (589 880 640 \$, 3 874 233 856 \$)
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	142 (80, 204) 55 795 \$ (27 981 \$, 88 450 \$)
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	35 (23, 47) 160 722 \$ (95 211 \$, 237 069 \$)
Jours d'activité restreinte	Nombre Évaluation	498 629 (293 856, 702 787) 26 020 581 \$ (0 \$, 57 630 600 \$)
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	346 (183, 509) 1 610 567 933 \$ (589 880 640 \$, 3 874 233 856 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies	Nombre Évaluation	89 (61, 118) 470 531 \$ (289 620 \$, 675 508 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	162 (92, 233) 63 595 \$ (32 510 \$, 99 810 \$)
Tous les paramètres	Nombre Évaluation	Sans objet 1 801 407 857 \$ (751 893 632 \$, 4 075 342 080 \$)

Nota : une valeur négative représente un effet négatif pour la société et doit donc être considérée comme une augmentation du coût ou des effets sur la santé. Une valeur positive représente un effet positif pour la société et doit donc être considérée comme une réduction du coût ou des effets sur la santé.





Tableau 4.8 Les deux polluants : estimations de l’OEAQA des changements entre le niveau de référence et le scénario CC4b, données nationales

Paramètres		Changements absolus par rapport à la moyenne de référence (95 % IC)
Mortalité par exposition aiguë	Nombre Évaluation	-658 (-876, -442) -3 065 838 265 \$ (-6 989 489 664 \$, -1 324 193 408 \$)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Nombre Évaluation	-2 129 344 (-6 178 484, 1 332 933) -30 792 263 \$ (-136 676 912 \$, 21 992 590 \$)
Cas de bronchite chronique chez l’adulte	Nombre Évaluation	450 (0, 892) 149 476 645 \$ (0 \$, 396 918 784 \$)
Jours avec symptômes d’asthme	Nombre Évaluation	-361 620 (-612 340, -112 404) -20 228 634 \$ (-50 705 608 \$, -3 634 177 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	20 (0, 60) 7 800 \$ (0 \$, 24 460 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques	Nombre Évaluation	54 (29, 80) 309 809 \$ (145 737 \$, 504 853 \$)
Épisodes de bronchite aiguë chez l’enfant	Nombre Évaluation	3 479 (0, 7 450) 1 186 541 \$ (0 \$, 3 320 251 \$)
Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	346 (183, 509) 1 610 567 933 \$ (589 880 640 \$, 3 874 233 856 \$)
Jours d’activité restreinte mineure	Nombre Évaluation	-871 327 (-3 816 480, 0) -34 602 731 \$ (-179 627 168 \$, 0 \$)
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-1 416 (-3 146 134) -557 701 \$ (-1 315 710 \$, 52 460 \$)
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-347 (-684, -11) -1 595 637 \$ (-3 295 326 \$, -46 996 \$)
Jours d’activité restreinte	Nombre Évaluation	498 629 (293 856, 702 787) 26 020 581 \$ (0 \$, 57 630 600 \$)
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	Nombre Évaluation	-312 (-584, -44) -1 455 270 331 \$ (-5 706 124 288 \$, 1 622 349 824 \$)
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-293 (-630, 43) -1 285 828 \$ (-2 997 135 \$, 273 121 \$)
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Nombre Évaluation	-1 397 (-3 124, 153) -549 901 \$ (-1 309 949 \$, 59 708 \$)
Tous les paramètres	Nombre Évaluation	Sans objet -1 366 045 919 \$ (-5 622 451 200 \$, 1 765 228 032 \$)

Nota : une valeur négative représente un effet négatif pour la société et doit donc être considérée comme une augmentation du coût ou des effets sur la santé. Une valeur positive représente un effet positif pour la société et doit donc être considérée comme une réduction du coût ou des effets sur la santé.



Tableau 4.9 O₃ : estimations de l’OEAQA des changements entre un scénario sans polluants atmosphériques, le niveau de référence et les scénarios CC4 et CC4b

	Niveau de référence*	CC4*	CC4b*	Référence par rapport au CC4 (% changement)	Référence par rapport au CC4b (% changement)
Mortalité par exposition aiguë	-3 449	-3 616	-4 158	4,84	20,56
Jours avec symptômes respiratoires aigus	-14 381 861	-15 019 056	-17 186 586	4,43	19,50
Jours avec symptômes d’asthme	-2 041 466	-2 143 840	-2 481 305	5,01	21,55
Jours d’activité restreinte mineure	-4 720 256	-4 971 734	-5 818 014	5,33	23,26
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	-8 046	-8 441	-9 691	4,91	20,44
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	-3 449	-3 616	-4 158	4,84	20,56
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	-1 973	-2 070	-2 376	4,92	20,43
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	-8 046	-8 441	-9 691	4,91	20,44

* Pour des raisons de simplicité, seules les valeurs moyennes sont présentées.

Tableau 4.10 PM_{2.5} : estimations de l’OEAQA des changements entre un scénario sans polluants atmosphériques, le niveau de référence et les scénarios CC4 et CC4b

	Niveau de référence*	CC4*	CC4b*	Référence par rapport au CC4 (% changement)	Référence au CC4b (% changement)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	-6 320 702	-5 343 659	-5 533 850	-15,46	-12,45
Cas de bronchite chronique chez l’adulte	-4 002	-3 321	-3 456	-17,02	-13,64
Jours avec symptômes d’asthme	-263 555	-221 890	-230 118	-15,81	-12,69
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	-160	-135	-141	-15,63	-11,88
Hospitalisations pour problèmes cardiaques	-441	-373	-386	-15,42	-12,47
Épisodes de bronchite aiguë chez l’enfant	-35 429	-28 669	-30 000	-19,08	-15,32
Mortalité par exposition chronique	-2 916	-2 451	-2 541	-15,95	-12,86
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	-1 146	-970	-1 005	-15,36	-12,30
Jours d’activité restreinte	-4 102 799	-3 444 088	-3 574 568	-16,06	-12,87
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	-2 916	-2 451	-2 541	-15,95	-12,86
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	-724	-613	-634	-15,33	-12,43
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	-1 306	-1 105	-1 145	-15,39	-12,33

* Pour des raisons de simplicité, seules les valeurs moyennes sont présentées.

Tableau 4.11 Les deux polluants : estimations de l'OEAQA des changements entre un scénario sans polluants atmosphériques, le niveau de référence, les scénarios CC4 et CC4b

	Niveau de référence*	CC4*	CC4b*	Référence par rapport au CC4 (% changement)	Référence par rapport au CC4b (% changement)
Mortalité par exposition aiguë	-3 449	-3 616	-4 158	4,84	20,56
Jours avec symptômes respiratoires aigus	-20 702 562	-20 362 715	-22 720 437	-1,64	9,75
Cas de bronchite chronique chez l'adulte	-4 002	-3 321	-3 456	-17,02	-13,64
Jours avec symptômes d'asthme	-2 305 021	-2 365 730	-2 711 422	2,63	17,63
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	-160	-135	-141	-15,63	-11,88
Hospitalisations pour problèmes cardiaques	-441	-373	-386	-15,42	-12,47
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	-35 429	-28 669	-30 000	-19,08	-15,32
Mortalité par exposition chronique	-2 916	-2 451	-2 541	-15,95	-12,86
Jours d'activité restreinte mineure	-4 720 256	-4 971 734	-5 818 014	5,33	23,26
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	-9 192	-9 410	-10 696	2,37	16,36
Jours d'activité restreinte	-4 102 799	-3 444 088	-3 574 568	-16,06	-12,87
Mortalité par exposition aiguë + Mortalité par exposition chronique	-6 366	-6 068	-6 699	-4,68	5,23
Hospitalisations pour problèmes cardiaques + Hospitalisations pour maladies respiratoires	-2 697	-2 682	-3 010	-0,56	11,61
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques + Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	-9 353	-9 546	-10 836	2,06	15,86

* Pour des raisons de simplicité, seules les valeurs moyennes sont présentées.

Tableau 4.12 Information sur les valeurs monétaire de l'OEAQA

Paramètres	Sources	Forme	Paramètre 1	Paramètre 2	Paramètre 3
Mortalité par exposition aiguë	Jones-Lee et coll., 1985; Cropper et Freeman 1991; Rowe et coll., 1995;	Discrète	Évaluation basse = 2 637 960 \$ (probabilité = 33 %)	Évaluation centrale = 4 506 516 \$ (probabilité = 50 %)	Évaluation haute = 9 013 031 \$ (probabilité = 17 %)
Jours avec symptômes respiratoires aigus	Stieb et coll., 2002	Normale	Évaluation moyenne = 14,06 \$	ÉT de l'évaluation = 10,82 \$	
Cas de bronchite chronique chez l'adulte	Viscusi et coll., 1991; Krupnick et Cropper, 1992	Discrète	Évaluation basse = 192 351 \$ (probabilité = 33 %)	Évaluation centrale = 292 374 \$ (probabilité = 34 %)	Évaluation haute = 511 105 \$ (probabilité = 33 %)
Jours avec symptômes d'asthme	Stieb et coll., 2002	Triangulaire	Évaluation minimale = 7,57 \$	Évaluation la plus probable = 30,29 \$	Évaluation maximale = 129,81 \$
Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Stieb et coll., 2002	Normale	Évaluation moyenne = 393,85 \$	ÉT de l'évaluation = 65,64 \$	

suite à la page suivante



Chapitre 4

suite de la page précédente

Paramètres	Sources	Forme	Paramètre 1	Paramètre 2	Paramètre 3
Hospitalisations pour problèmes cardiaques	Stieb et coll., 2002	Normale	Moyenne de l'évaluation = 5 689 \$	ÉT de l'évaluation = 984,64 \$	
Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	Krupnick et Cropper, 1989	Discrète	Évaluation basse = 166,43 \$ (probabilité = 33 %)	Évaluation centrale = 343,96 \$ (probabilité = 34 %)	Évaluation haute = 510,39 \$ (probabilité = 33 %)
Mortalité par exposition chronique	Jones-Lee et coll., 1985; Cropper et Freeman, 1991; Rowe et coll., 1995	Discrète	Évaluation basse = 2 637 960 \$ (probabilité = 33 %)	Évaluation centrale = 4 506 516 \$ (probabilité = 50 %)	Évaluation haute = 9 013 031 \$ (probabilité = 17 %)
Jours d'activité restreinte mineure	Stieb et coll., 2002	Discrète	Évaluation basse = 21,64 \$ (probabilité = 33 %)	Évaluation centrale = 35,70 \$ (probabilité = 34 %)	Évaluation haute = 61,66 \$ (probabilité = 33 %)
Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Stieb et coll., 2002	Normale	Évaluation moyenne = 393,85 \$	ÉT de l'évaluation = 65,64 \$	
Hospitalisations pour maladies respiratoires	Stieb et coll., 2002	Normale	Évaluation moyenne = 4 595 \$	ÉT de l'évaluation = 656,42 \$	
Jours d'activité restreinte	Stieb et coll., 2002	Normale	Évaluation moyenne = 51,93 \$	ÉT de l'évaluation = 27,04 \$	

Nota : ÉT, écart-type.

Tableau 4.13 Fonction concentration-réponse de l'OEAQA

Source de FCR	Polluants	Période moyenne	Paramètres de santé	Population spécifiée	Type de régression	Taux de référence (événement par quart de million de la population spécifiée)	Dépassement pour une augmentation de la concentration d'une unité	
							Moyenne	Écart type
Sous-analyse interne de la DEAS basée sur les données et méthodes de R. Burnett's 1981 – 2000	O ₃	1 heure	Mortalité par exposition aiguë	Population totale	Poisson	SR spécifique	0,127 %	0,0212 %
Krupnick, 1990	O ₃	1 heure	Jours avec symptômes respiratoires aigus	94 % (non asthmatiques) de la population totale	Linéaire	16 000 000	0,0786 %	0,0386 %
Stock et coll., 1988; Whittemore et Korn, 1980	O ₃	1 heure	Jours avec symptômes d'asthme	6 % (asthmatiques) de la population totale	Logistique	12 000 000	0,173 %	0,0552 %
Ostro et Rothschild, 1989	O ₃	1 heure	Jours d'activité restreinte mineure	94 % (non asthmatiques) de la population totale	Poisson	2 000 000	0,0530 %	0,291 %

suite à la page suivante

suite de la page précédente

Chapitre 4

Source de FCR	Polluants	Période moyenne	Paramètres de santé	Population spécifiée	Type de régression	Taux de référence (événement par quart de million de la population spécifiée)	Dépassement pour une augmentation de la concentration d'une unité	
							Moyenne	Écart type
Burnett et coll., 1997; Stieb et coll., 2000	O ₃	1 heure	Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Population totale	Poisson	SR spécifique	0,0791 %	0,0355 %
Burnett et coll., 1997	O ₃	1 heure	Hospitalisations pour maladies respiratoires	Population totale	Poisson	SR spécifique	0,0791 %	0,0355 %
Krupnick, 1990	PM _{2.5}	24 heures	Jours avec symptômes respiratoires aigus	94 % (non asthmatiques) de la population totale	Linéaire	16 000 000	0,266 %	0,139 %
Abbey et coll., 1995	PM _{2.5}	24 heures	Cas de bronchite chronique chez l'adulte	Population de 25 ans et plus	Logistique	1 600	1,33 %	0,689 %
Whittemore et Korn, 1980	PM _{2.5}	24 heures	Jours avec symptômes d'asthme	6 % (asthmatiques) de la population totale	Logistique	12 000 000	0,144 %	0,0559 %
Burnett et coll., 1995; Stieb et coll., 2000	PM _{2.5}	24 heures	Consultations aux urgences pour problèmes cardiaques	Population totale	Linéaire	SR spécifique	0,0711 %	0,0170 %
Burnett et coll., 1995	PM _{2.5}	24 heures	Hospitalisations pour problèmes cardiaques	Population totale	Linéaire	SR spécifique	0,0711 %	0,0170 %
Dockery et coll., 1996	PM _{2.5}	24 heures	Épisodes de bronchite aiguë chez l'enfant	Population de moins de 20 ans	Logistique	16 000	2,76 %	1,73 %
Krewski et coll., 2000	PM _{2.5}	24 heures	Mortalité par exposition chronique	Population totale	Poisson	SR spécifique	0,678 %	0,164 %
Burnett et coll., 1995	PM _{2.5}	24 heures	Consultations aux urgences pour maladies respiratoires	Population totale	Linéaire	SR spécifique	0,0754 %	0,0132 %
Burnett et coll., 1995	PM _{2.5}	24 heures	Hospitalisations pour maladies respiratoires	Population totale	Linéaire	SR spécifique	0,0754 %	0,0132 %
Ostro, 1987	PM _{2.5}	24 heures	Jours d'activité restreinte	94 % (non asthmatiques) de la population de 20 ans et plus	Poisson	4 700 000	0,482 %	0,101 %

Nota : DR, division de recensement



4.9 RÉFÉRENCES

- Abbey, D.E., M.D. Lebowitz, P.K. Mills, F.F. Petersen, W.L. Beeson et coll. Long term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of non-smoking California residents [Concentrations ambiantes à long terme de particules et d'oxydants et développement de maladies chroniques chez une cohorte de Californiens non fumeurs], *Inhalation Toxicology*, vol. 7, p. 19-34, 1995.
- Aga, E., E. Samoli, G. Touloumi, H.R. Anderson, E. Cadum et coll. Short-term effects of ambient particles on mortality in the elderly: Results from 28 cities in the APHEA2 project [Effets à court terme des particules ambiantes sur la mortalité des personnes âgées : résultats pour 28 villes du projet APHEA2], *European Respiratory Journal*, vol. 21, suppl. 40, p. 28S-33S, 2003.
- Anderson, H.R., A.P. DeLeon, J.M. Bland, J.S. Bower et D.P. Strachan. Air pollution and daily mortality in London, 1987 – 92 [Pollution atmosphérique et mortalité quotidienne à Londres, 1987 – 1992], *British Medical Journal*, vol. 312, n° 7032, p. 665-669, 1996.
- Anderson, H.R., G. Bentham, R.G. Derwent, M. Gawith, A. Haines et coll. *Health effects of climate change in the UK* [Effets du changement climatique sur la santé au R.-U.], rapport présenté au ministère de la Santé du Royaume-Uni, Londres, Expert Group on Climate Change and Health in the UK, 2001.
- Aw, J. et M.J. Kleeman. Evaluating the first-order effect of intraannual temperature variability on urban air pollution [Évaluation de l'effet de premier ordre de la variabilité intra-annuelle de la température sur la pollution atmosphérique urbaine], *Journal of Geophysical Research*, vol. 108, n° D12, 4365, 2003.
- Ballester, F., D. Corella, S. Perez-Hoyos, M. Saez et A. Hervas. Mortality as a function of temperature: A study in Valencia [La mortalité en tant que fonction de la température : une étude en Valence], *International Journal of Epidemiology*, vol. 26, n° 3, p. 551-561, 1997.
- Barnett, A.G., G.M. Williams, J. Schwartz, A.H. Neller, T.T. Best et coll. Air pollution and child respiratory health—A case-crossover study in Australia and New Zealand [Pollution atmosphérique et santé respiratoire des enfants – étude de cas comparative menée en Australie et en Nouvelle-Zélande], *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, vol. 171, p. 1272-1278, 2005.
- Barrow, M.W. et K.A. Clark. Heat-related illness [Maladies liées à la chaleur], *American Family Physician*, vol. 58, n° 3, p. 749-756, 1998.
- Becker, S., L.A. Dailey, J.M. Soukup, S.C. Grambow, R.B. Devlin et coll. Seasonal variations in air pollution particle-induced mediator release and oxidative stress [Variations saisonnières du rejet de médiateurs causé par les particules de polluants atmosphériques et stress oxydatif], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 8, p. 1032-1038, 2005.
- Bernard, S., J.M. Samet, A. Grambsch, K.L. Ebi et I. Romieu. The potential impacts of climate variability and change on air pollution-related health effects in the United States [Impacts potentiels de la variabilité et du changement du climat sur les effets de la pollution atmosphérique sur la santé aux États-Unis], *Environmental Health Perspectives*, vol. 109, n° 2, p. 199-209, 2001.
- Biggeri, A., M. Baccini, P. Bellini et B. Terracini. Meta-analysis of the Italian studies of short-term effects of air pollution (MISA), 1990 – 1999 [Méta-analyse des études italiennes des effets à court terme de la pollution atmosphérique (MISA), 1990 – 1999], *International Journal of Occupational and Environmental Health*, vol. 11, n° 1, p. 107-122, 2005.
- Bouchama, A. et J.P. Knochel. Heat stroke [Coup de chaleur], *New England Journal of Medicine*, vol. 346, n° 25, p. 1978-1988, 2002.



Chapitre 4

- Bouchet, V.S., M.D. Moran, L.-P. Crevier, A.P. Dastoor, S. Gong et coll. *Wintertime and summertime evaluation of the regional PM air quality model AURAMS* [Évaluation pour l'hiver et l'été du modèle AURAMS régional de la qualité de l'air et des particules], article présenté à la 26^e réunion technique internationale NATO/CCMS sur la modélisation de la pollution atmosphérique et son application, 26 – 30 mai 2003, Istanbul, Turquie, 2003.
- Brooks-Asplund, E.M., J.G. Cannon et W.L. Kenney. Influence of hormone replacement therapy and aspirin on temperature regulation in postmenopausal women [Influence du traitement hormonal substitutif et de l'aspirine sur la régulation thermique chez les femmes ménopausées], *American Journal of Physiology – Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, vol. 279, n° 3, p. R839-R848, 2000.
- Burnett, R.T., J. Brook, T. Dann, C. Delocla, O. Philips et coll. Association between particulate and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities [Association entre les composants en phases particulaire et gazeuse de la pollution atmosphérique urbaine et la mortalité quotidienne dans huit villes du Canada], *Inhalation Toxicology*, vol. 12, suppl. 1, p. 15-39, 2000.
- Burnett, R.T., J.R. Brook, W.T. Yung, R.E. Dales et D. Krewski. Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 Canadian cities [Association entre l'ozone et les hospitalisations pour maladies respiratoires dans 16 villes du Canada], *Environmental Research*, vol. 72, p. 24-31, 1997.
- Burnett, R.T., S. Çakmak et J.R. Brook. The effect of the urban ambient air pollution mix on daily mortality rates in 11 Canadian cities [L'effet du mélange de polluants de l'air ambiant urbain sur le taux de mortalité quotidien dans 11 villes du Canada], *Revue canadienne de santé publique*, vol. 89, n° 3, p. 152-156, 1998.
- Burnett, R.T., R. Dales, D. Krewski, R. Vincent, T. Dann et coll. Associations between ambient particulate sulphate and admissions to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases [Associations entre les particules de sulfates dans l'air ambiant et les hospitalisations pour maladies cardiaques et respiratoires en Ontario], *American Journal of Epidemiology*, vol. 142, n° 1, p. 15-22, 1995.
- Burnett, R.T. et M.S. Goldberg. Size-fractionated particulate mass and daily mortality in eight Canadian cities [Masse des particules par fraction granulométrique et mortalité quotidienne dans huit villes du Canada], dans *Revised analyses of time-series studies of air pollution and health*, rapport spécial, Boston, Health Effects Institute, p. 85-89, 2003.
- Burnett, R.T., M. Smith-Doiron, D. Stieb, S. Çakmak et J.R. Brook. Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations [Effets des polluants atmosphériques particulaires et gazeux sur les hospitalisations pour problèmes cardiorespiratoires], *Archives of Environmental Health*, vol. 54, n° 2, p. 130-139, 1999.
- California Environmental Protection Agency. *Review of the California Ambient Air Quality Standards (CAAQS) for Ozone* [Revue des normes californiennes de qualité de l'air ambiant pour l'ozone], vol. I de IV, Sacramento, CA, 2005.
- Carcaillon, L., S. Larrieu, L. Hébréard, C. Helmer et L. Filleul (dir.). *Étude des facteurs individuels et des comportements ayant pu influencer la santé des personnes âgées pendant la vague de chaleur de 2003*, rapport à l'Institut de veille sanitaire (InVS), 2006. Consulté le 6 octobre 2006, à l'adresse http://www.invs.sante.fr/publications/2006/personnes_agees_canicule_2003/index.html
- Chang, C.C., S.S. Tsai, S.C. Ho et C.Y. Yang. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Taipei, Taiwan [Pollution atmosphérique et hospitalisations pour problèmes cardiovasculaires à Taipei (Taïwan)], *Environmental Research*, vol. 98, n° 1, p. 114-119, 2005.



- Cheng, C.S., M. Campbell, Q. Li, G. Li, H. Auld et coll. *Differential and combined impacts of winter and summer weather and air pollution due to global warming on human mortality in south-central Canada* [Impacts différentiels et combinés des conditions atmosphériques d'hiver et d'été et de la pollution atmosphérique due au réchauffement planétaire sur la mortalité humaine dans le Centre-Sud du Canada], Rapport technique, Programme de recherche sur les politiques en matière de santé, 2005.
- Choi, K.S., S. Inoue et R. Shinozaki. Air pollution, temperature, and regional differences in lung cancer mortality in Japan [Pollution atmosphérique, température et différences régionales de la mortalité par cancer du poumon au Japon], *Archives of Environmental Health*, vol. 52, n° 3, p. 160-168, 1997.
- Collins, W.J., R.G. Derwent, B. Garnier, C.E. Johnson et M.G. Sanderson. Effect of stratosphere-troposphere exchange on the future tropospheric ozone trend [Effet de l'échange stratosphère-troposphère sur les tendances futures de l'ozone troposphérique], *Journal of Geophysical Research*, vol. 108, n° D12, p. 8528, 2003.
- Confalonieri, U., B. Menne, R. Akhtar, K.L. Ebi, M. Hauengue et coll. Human health [Santé humaine], dans M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden et C.E. Hanson (dir.), *Climate change 2007: Climate change impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report*, Cambridge, R.-U., Cambridge University Press, p. 391-431, 2007.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). *Standards pancanadiens relatifs aux particules (PM) et à l'ozone*, Québec, 2000.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). *Particule et ozone au niveau du sol*, 2006. Consulté le 14 septembre 2006, à l'adresse http://www.ccme.ca/ourwork/air.fr.html?category_id=99
- Côté, J., J.-G. Desmarais, S. Gravel, A. Méthot, A. Patoine et coll. The operational CMC/MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part I: Design considerations and formulation [Le modèle global environnemental multi-échelles (GEM) opérationnel CMC-DRM, Partie I : considérations et formulation du concept], *Monthly Weather Review*, vol. 126, p. 1373-1395, 1998a.
- Côté, J., J.-G. Desmarais, S. Gravel, A. Méthot, A. Patoine et coll. The operational CMC/MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part II: Results [Le modèle global environnemental multi-échelles (GEM) opérationnel CMC-DRM. Partie I : Résultats], *Monthly Weather Review*, vol. 126, p. 1397-1418, 1998b.
- Crighton, E.C., M.M. Mamdani et R.E.G. Upshur. A population-based time series analysis of asthma hospitalizations in Ontario, Canada: 1988 to 2000 [Analyse d'une série chronologique basée sur la population des hospitalisations pour asthme en Ontario, au Canada – 1988 à 2000], *BMC Health Services Research*, vol. 1, p. 7-15, 2001.
- Cropper, M.L. et A.M. Freeman III. Environmental health effects [Effets de l'environnement sur la santé], dans J.B. Braden et C.D. Kolstad (dir.), *Measuring the demand for environmental quality*, New York, North-Holland, 1991.
- Curriero, F.C., K.S. Heiner, J.M. Samet, S.L. Zeger, L. Strug et coll. Temperature and mortality in 11 cities of the eastern United States [Température et mortalité dans 11 villes de l'Est des États-Unis], *American Journal of Epidemiology*, vol. 155, p. 80-87, 2002.
- Curriero, F.C., Samet, J.M., et Zeger, S.J. Re: "On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health" and "Temperature and mortality in 11 cities of the Eastern United States" [Objet : « Concernant l'utilisation de modèles additifs généralisés dans les études de séries chronologiques de la pollution atmosphérique et de la santé » et « Température et mortalité dans 11 villes de l'Est des États-Unis »], *American Journal of Epidemiology*, vol. 158, n° 1, 93-94, 2003.

- Delfino, R., C. Sioutas et S. Malik. Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health [Rôle potentiel des particules ultrafines dans les associations entre la masse des particules en suspension dans l'air et la santé cardiovasculaire], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 8, p. 934-946, 2005.
- Dematte, J.E., K. O'Mara, J. Buescher, C.G. Whitney, S. Forsythe et coll. Near-fatal heat stroke during the 1995 heat wave in Chicago [Coup de chaleur quasi mortel pendant la vague de chaleur de 1995 à Chicago], *Annals of Internal Medicine*, vol. 129, n° 3, p. 173-181, 1998.
- Diaz, J., R. Garcia, C.F. de Velazquez, E. Hernandez, C. Lopez et coll. Effects of extremely hot days on people older than 65 years in Seville (Spain) from 1986 to 1997 [Effets des jours de canicule sur les personnes de plus de 65 ans à Séville (Espagne) de 1986 à 1997], *International Journal of Biometeorology*, vol. 46, n° 3, p. 145-149, 2002.
- Diaz, J., C. Linares, R. Garcia-Herrera, C. Lopez et R. Trigo. Impact of temperatures and air pollution on the mortality of children in Madrid [Impact de la température et de la pollution sur la mortalité des enfants à Madrid], *Journal of Occupational Environmental Medicine*, vol. 46, p. 768-774, 2004.
- Dinarello, C.A. et J. Gelfand. Modifications de la température corporelle. Fièvre et hyperthermie, dans E. Braunwald, E. Hauser, A.S. Fauci, D.L. Longo, D.L. Kasper et coll. (dir.), *Harrison – Principes de médecine interne*, 15^e édition, Paris, Médecine-sciences Flammarion, p. 90-94, 2001.
- Dockery, D.W., J. Cunningham, A.I. Damokosh, L.M. Neas, J.D. Spengler et coll. Health effects of acid aerosols on North American children: Respiratory symptoms [Effets des aérosols acides sur la santé des enfants en Amérique du Nord : symptômes respiratoires], *Environmental Health Perspectives*, vol. 104, n° 5, p. 500-505, 1996.
- Dockery, D.W., H. Luttmann-Gibson, D.Q. Rich, M.S. Link, M.A. Mittleman et coll. Association of air pollution with increased incidence of ventricular tachyarrhythmias recorded by implanted cardioverter defibrillators [Association de la pollution atmosphérique avec l'augmentation d'incidence des tachyarythmies ventriculaires enregistrées par défibrillateur à synchronisation automatique implanté], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 6, p. 670-674, 2005.
- Dominici, F., A. McDermott, S.L. Zeger et J.M. Samet. On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health [Concernant l'utilisation de modèles additifs généralisés dans les études de séries chronologiques de la pollution atmosphérique et de la santé], *American Journal of Epidemiology*, vol. 156, n° 3, p. 193-203, 2002.
- Ebelt, S.T., W.E. Wilson et M. Brauer. Exposure to ambient and nonambient components of particulate matter: A comparison of health effects [Exposition aux composants ambiants et non ambiants des particules : comparaison des effets sur la santé], *Epidemiology*, vol. 16, n° 3, p. 396-405, 2005.
- Environnement Canada. *Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada. Résumé*, Ottawa, Service météorologique du Canada, 2001.
- Environnement Canada. *Bulletin des tendances et des variations climatiques*, 2002a. Consulté le 6 octobre 2006, à l'adresse <http://www.msc-smc.ec.gc.ca/ccrm/bulletin/>
- Environnement Canada. *Service météorologique du Canada (SMC)*, 2002b. Consulté le 6 octobre 2006, à l'adresse http://www.msc-smc.ec.gc.ca/contents_f.html
- Environnement Canada. *Sciences atmosphériques et particules : mise à jour en appui aux standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone*, Ottawa, 2003a.
- Environnement Canada. *Les indicateurs environnementaux, La série nationale d'indicateurs environnementaux du Canada*, 2003b. Consulté le 6 octobre 2006, à l'adresse http://www.ec.gc.ca/soer-ree/Francais/Indicator_series/default.cfm



- Environnement Canada. *Évaluation Canada – États-Unis portant sur le transport frontalier des particules*, rapport du Comité Canada – États-Unis de la qualité de l’air, sous-comité II de la collaboration scientifique, Ottawa, Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux, 2004.
- Environnement Canada. Rapport d’étape 2006 concernant l’Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l’air, *Branché sur l’air pur*, 2006. Consulté le 24 janvier 2008, à l’adresse http://www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/caol/canus/report/2006canus/toc_f.cfm
- Finkelstein, M.M., M. Jerrett et M.R. Sears. Traffic air pollution and mortality rate advancement periods [Pollution atmosphérique due à la circulation automobile et périodes d’accroissement du taux de mortalité], *American Journal of Epidemiology*, vol. 160, n° 2, p. 173-177, 2004.
- Finkelstein, M.M., M. Jerrett et M.R. Sears. (2005). Environmental inequality and circulatory disease mortality gradients [Inégalités environnementales et gradients de la mortalité par maladie du système circulatoire], *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol. 59, n° 6, p. 481-487, 2005.
- Fischer, P.H., B. Brunekreef et E. Lebret. Air pollution related deaths during the 2003 heat wave in the Netherlands [Décès liés à la pollution atmosphérique pendant la vague de chaleur de 2003 aux Pays-Bas], *Atmospheric Environment*, vol. 38, p. 1083-1085, 2004.
- Freedman, R.R. et W. Krell. Reduced thermoregulatory null zone in postmenopausal women with hot flashes [Réduction de la plage athermique chez les femmes ménopausées souffrant de bouffées de chaleur], *American Journal of Obstetrics and Gynecology*, vol. 181, n° 1, p. 66-70, 1999.
- Fung, K.Y., D. Krewski, Y. Chen, R. Burnett et S. Çakmak. Comparison of time series and case-crossover analyses of air pollution and hospital admission data [Comparaison de série chronologique et d’analyses de cas comparatives des données sur la pollution atmosphérique et les hospitalisations], *International Journal of Epidemiology*, vol. 32, n° 6, p. 1064-1070, 2003.
- Gauthier, J., J.A. Morais et L. Mallet. Impact des vagues de chaleur en gériatrie et risques associés aux médicaments, *Pharmactuel*, vol. 38, n° 3, p. 123-133, 2005.
- Goldberg, M.S., J.C. Bailar III, R.T. Burnett, J.R. Brook, R. Tamblyn et coll. Identifying subgroups of the general population that may be susceptible to short-term increases in particulate air pollution: A time-series study in Montreal, Quebec [Identification des sous-groupes de la population qui pourraient être susceptibles aux augmentations à court terme de la pollution atmosphérique par les particules : étude de série chronologique réalisée à Montréal (Québec)], *Research Reports of the Health Effects Institute*, vol. 97, p. 7-113, 2000.
- Goldberg, M.S., R.T. Burnett, J.C. Bailar III, J. Brook, Y. Bonvalot et coll. The association between daily mortality and ambient air particle pollution in Montreal, Quebec. 1. Nonaccidental mortality [Association entre la mortalité quotidienne et la pollution par les particules ambiantes à Montréal (Québec). 1. Mortalité non accidentelle], *Environmental Research*, vol. 86, n° 1, p. 12-25, 2001a.
- Goldberg, M.S., R.T. Burnett, J.C. Bailar III, J. Brook, Y. Bonvalot et coll. The association between daily mortality and ambient air particle pollution in Montreal, Quebec. 2. Cause-specific mortality [Association entre la mortalité quotidienne et la pollution par les particules ambiantes à Montréal (Québec). 2. Mortalité à cause spécifique], *Environmental Research*, vol. 86, n° 1, p. 26-36, 2001b.
- Goldberg, M.S., R.T. Burnett, J.C. Bailar III, R. Tamblyn, P. Ernst et coll. Identification of persons with cardiorespiratory conditions who are at risk of dying from the acute effects of ambient air particles [Identification des personnes atteintes de maladies cardiorespiratoires qui sont à risque de mourir des effets aigus des particules présentes dans l’air ambiant], *Environmental Health Perspectives*, vol. 109, suppl. 4, p. 487-494, 2001c.



Chapitre 4

- Goldberg, M.S., R.T. Burnett, J Brook, J.C. Bailar III, M.-F. Valois et coll. Association between daily cause-specific mortality and concentrations of ground-level ozone in Montreal, Quebec [Association entre la mortalité quotidienne à cause spécifique et les concentrations d'ozone troposphérique à Montréal (Québec)], *American Journal of Epidemiology*, vol. 154, n° 9, p. 817-826, 2001d.
- Goldberg, M.S., R.T. Burnett, J.F. Yale, M.-F. Valois et J.R. Brook. (2006). Associations between ambient air pollution and daily mortality among persons with diabetes and cardiovascular disease [Association entre la pollution de l'air ambiant et la mortalité quotidienne chez les personnes souffrant de diabète et de maladies cardiovasculaires], *Environmental Research*, vol. 100, n° 2, p. 255-267, 2006.
- Gong, S.L., L.A. Barrie, J.-P. Blanchet, K. von Salzen, U. Lohmann et coll. Canadian Aerosol Module: A size segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models: Part 1. Module development [Module canadien des aérosols : simulation ventilée par taille des processus des aérosols atmosphériques pour les modèles du climat et de la qualité de l'air : Partie 1. Développement du module], *Journal of Geophysical Research*, vol. 108, n° D1, p. 4007, 2003a.
- Gong, W., A.P. Dastoor, V.S. Bouchet, S. Gong, P.A. Makar et coll. Cloud processing of gases and aerosols in a regional air quality model (AURAMS) and its evaluation against precipitation-chemistry data [Traitement des gaz et aérosols dans les nuages dans un modèle régional de la qualité de l'air (AURAMS) et son évaluation par rapport aux données sur la chimie des précipitations], dans *Proceedings of the Fifth AMS Conference on Atmospheric Chemistry*, vol. 2.3 (CD-ROM), 9-13 février 2003, Long Beach, CA., Boston, American Meteorological Society, 2003b.
- Gong, H. Jr., W.S. Linn, C. Sioutas, S.L. Terrell, K.W. Clark et coll. Controlled exposures of healthy and asthmatic volunteers to concentrated ambient fine particles in Los Angeles [Exposition contrôlée de volontaires asthmatiques et en bonne santé à des concentrations ambiantes de particules fines à Los Angeles], *Inhalation Toxicology*, vol. 15, n° 4, p. 305-325, 2003c.
- Gong, W., A.P. Dastoor, V.S. Bouchet, S. Gong, P.A. Makar et coll. Cloud processing of gases and aerosols in a regional air quality model (AURAMS) [Traitement des gaz et aérosols dans les nuages dans un modèle régional de la qualité de l'air (AURAMS)], *Atmospheric Research*, vol. 82, n° 1-2, p. 248-275, 2006.
- Gordon, C.J. Role of environmental stress in the physiological response to chemical toxicants [Rôle du stress environnemental dans la réponse physiologique aux substances toxiques chimiques], *Environmental Research*, vol. 92, n° 1, p. 1-7, 2003.
- Gouvernement du Canada. *Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement 2007 – Faits saillants*, 2007. Consulté le 25 janvier 2008, à l'adresse http://www.ec.gc.ca/environmentandresources/CESIHL2007/CESIHL2007_f.cfm
- Grell, G.A., J. Dudhia et D. Stauffer. *A description of the fifth-generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5)* [Description du modèle mésoéchelle de 5^e génération (MM5) de Penn State/NCAR], dans NCAR Technical Note, TN-398 + STR. Boulder, CO, National Center for Atmospheric Research, 1994.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Technical summary [Résumé technique], dans *Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Third Assessment Report*, Genève, GIEC, p. 22-80, 2001a.



- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Climate change 2001: The scientific basis. *Working Group I contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Third Assessment Report* [Bilan 2001 des changements climatiques : les éléments scientifiques, contribution du Groupe de travail I au troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat], Cambridge, R.-U., Cambridge University Press, 2001b. Consulté le 6 octobre 2006, à l'adresse http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Summary for policymakers [Résumé à l'intention des décideurs], dans S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis et coll. (dir.), *Climate change 2007: The physical science basis. Working Group I contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report*, Cambridge, R.-U., Cambridge University Press, p. 1-18, 2007a.
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Summary for policymakers [Résumé à l'intention des décideurs], dans M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden et C.E. Hanson (dir.), *Climate change 2007: Climate change impacts, adaptation and vulnerability. Working Group II contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report*, Cambridge, R.-U., Cambridge University Press, p. 7-22, 2007b.
- Groupe de travail sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (GTOLDQA), *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires, Partie 1 : Rapport d'évaluation scientifique*, rapport publié sous la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Ottawa, ministre des Travaux publics et des Services Gouvernementaux, 1999a.
- Groupe de travail sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (GTOLDQA), *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires, addenda au document d'évaluation scientifique*, rapport publié sous la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Ottawa, ministre des Travaux publics et des Services Gouvernementaux, 1999b.
- Hajat, S., A. Haines, S.A. Goubet, R.W. Atkinson et H.R. Anderson. Association of air pollution with daily GP consultations for asthma and other lower respiratory conditions in London [Association de la pollution atmosphérique avec les consultations quotidiennes de généralistes pour asthme et autres maladies du système respiratoire inférieur à Londres], *Thorax*, vol. 54, n° 7, p. 597-605, 1999.
- Hajat, S., R.S. Kovats, R.W. Atkinson et A. Haines. Impact of hot temperatures on death in London: A time series approach [Impact des températures élevées sur les décès à Londres : approche par séries chronologiques], *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol. 56, p. 367-372, 2002.
- Hart, L.E., B.P. Egier, A.G. Shimizu, P.J. Tandan et J.R. Sutton. Exertional heat stroke: The runner's nemesis [Le coup de chaleur provoqué par l'effort : l'ennemi du coureur], *Journal de l'Association médicale canadienne*, vol. 122, n° 10, p. 1144-1150, 1980.
- Hémon, D. et E. Jouglu. *Surmortalité liée à la canicule d'août 2003—Rapport d'étape*, Paris, Inserm-Institut national de la santé et de la recherche médicale, 2003.
- Hogrefe, C., B. Lynn, S. Gaffin, K. Civerolo, J.-Y. Ku et coll. Simulating changes in regional air pollution over the eastern United States due to changes in global and regional climate and emissions [Simulation des changements de la pollution atmosphérique régionale sur l'Est des États-Unis découlant des changements des climats et des émissions planétaires et régionaux], *Journal of Geophysical Research*, vol. 109, p. D22301, 2004.



Chapitre 4

- Huang, Y.C. et A.J. Ghio. Vascular effects of ambient pollutant particles and metals [Effets vasculaires de la pollution ambiante par les particules et les métaux], *Current Vascular Pharmacology*, vol. 4, n° 3, p. 199-203, 2006.
- Hughson, R.L., H.J. Green, M.E. Houston, J.A. Thomson, D.R. MacLean et coll. Heat injuries in Canadian mass participation runs [Blessures dues à la chaleur dans les courses de type marathon au Canada], *Journal de l'Association médicale canadienne*, vol. 122, n° 10, p. 1141-1142, 1980.
- Hulme, M. et G. Jenkins. *Climate change scenarios for the United Kingdom: Scientific report* [Scénarios de changement climatique pour le Royaume-Uni : rapport scientifique], Norwich, R.-U., Climatic Research Unit, University of East Anglia, 1998.
- Hyde, D.M., W.C. Hubbard, V. Wong, R. Wu, K. Pinkerton et coll. Ozone-induced acute tracheo-bronchial epithelial injury: Relationship to granulocyte emigration in the lung [Blessures de l'épithélium trachéo-bronchique dues à l'ozone : relation avec l'émigration de granulocytes dans le poumon], *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology*, vol. 6, p. 481-497, 1992.
- Industrial Economics, Incorporated. *Expanded expert judgment assessment of the concentration – response relationship between PM_{2.5} exposure and mortality* [Évaluation élargie par jugement d'experts de la relation concentration-réponse entre l'expositions aux PM_{2.5} et la mortalité], rapport final préparé pour l'Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, 2006. Consulté le 25 octobre 2006, à l'adresse http://www.epa.gov/ttn/ecas/regdata/Uncertainty/pm_ee_report.pdf
- Institut de veille sanitaire (InVS) de France. *Vague de chaleur de l'été 2003 : relations entre températures, pollution atmosphérique et mortalité dans neuf villes françaises*, France, Institut de veille sanitaire, 2004.
- Integrated Global Observing Strategy (IGOS). *IGOS atmospheric chemistry theme report: Integrated Global Atmospheric Chemistry Observations (IGACO)* [Rapport de l'IGOS sur le thème de la chimie atmosphérique : observations globales intégrées de la chimie atmosphérique (IGACO)], rapport préparé pour la 11^e réunion des partenaires de l'IGOS, le 27 mai 2004, Rome, Italie, 2004.
- Ito, K., S.F. De Leon et M. Lippman. Associations between ozone and daily mortality: Analysis and meta-analysis [Associations entre l'ozone et la mortalité quotidienne : analyse et méta-analyse], *Epidemiology*, vol. 16, n° 4, p. 446-457, 2005.
- Jerrett, M., R.T. Burnett, J. Brook, P. Kanaroglou, G. Giovis et coll. Do socioeconomic characteristics modify the short term association between air pollution and mortality? Evidence from a zonal time series in Hamilton, Canada [Les caractéristiques socio-économiques : modifient-elles l'association à court terme entre la pollution atmosphérique et la mortalité? Indications fournies par une série chronologique zonale à Hamilton (Canada)], *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol. 58, n° 1, p. 31-40, 2004.
- Jiang, W. Instantaneous secondary organic aerosol yields and their comparison with overall aerosol yields for aromatic and biogenic hydrocarbons [Rendements instantanés d'aérosols organiques secondaires et leur comparaison avec les rendements globaux d'aérosols pour des hydrocarbures aromatiques et biogéniques], *Atmospheric Environment*, vol. 37, p. 5439-5444, 2003.
- Johnson, H., R.S. Kovats, G. McGregor, J. Stedman, M. Gibbs et coll. The impact of the 2003 heat wave on daily mortality in England and Wales and the use of rapid weekly mortality estimates [L'impact de la vague de chaleur de 2003 sur la mortalité quotidienne en Angleterre et au Pays de Galles et l'utilisation d'estimations rapides de la mortalité hebdomadaire], *Eurosurveillance Monthly Releases*, vol. 10, n° 7, p. 168-171, 2005.



Chapitre 4

- Jones-Lee, M.W., M. Hammerton et P.R. Philips. The value of safety: Results of a national sample survey [La valeur de la sécurité : résultats d'un sondage national par échantillon], *The Economic Journal*, vol. 95, p. 49-72, 1985.
- Kalkstein, L.S. A new approach to evaluate the impact of climate on human mortality [Nouvelle approche pour évaluer l'impact du climat sur la mortalité humaine], *Environmental Health Perspectives*, vol. 96, p. 145-150, 1991.
- Katsouyanni, K., A. Pantazopoulou, G. Touloumi, I. Tselepidaki, K. Moustiris et coll. Evidence for interaction between air pollution and high temperature in the causation of excess mortality [Indications de l'interaction entre la pollution atmosphérique et une température élevée dans les causes de la surmortalité], *Archives of Environmental Health*, vol. 48, n° 4, p. 235-242, 1993.
- Katsouyanni, K., G. Touloumi, E. Samoli, A. Gryparis, A. Le Tertre et coll. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: Results from 29 European cities within the APHEA2 project [Confusion et modification de l'effet dans les effets à court terme des particules ambiantes sur la mortalité totale : résultats pour 29 villes d'Europe du projet APHEA2], *Epidemiology*, vol. 12, n° 5, p. 521-531, 2001.
- Keatinge, W.R., G.C. Donaldson, E. Cordioli, M. Martinelli, A.E. Kunst et coll. Health related mortality in warm and cold regions of Europe: Observational study [Mortalité liée à la chaleur dans des régions chaudes et froides d'Europe : étude observationnelle], *British Medical Journal*, vol. 321, n° 7262, p. 670-673, 2000.
- Knowlton, K., J.E. Rosenthal, C. Hogrefe, B. Lynn, S. Gaffin et coll. Assessing ozone-related health impacts under a changing climate [Évaluation des impacts sur la santé liés à l'ozone dans un climat en évolution], *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, n° 15, p. 1557-1563, 2004.
- Koppe, C., R.S. Kovats, G. Jendritzky et B. Menne. Heat-waves: Risks and responses [Vagues de chaleur : risques et réponses], dans *Health and Global Environmental Change*, Série n° 2, Copenhague, Danemark, Organisation mondiale de la Santé, 2004.
- Koutsavlis, A.T. et T. Kosatsky. Environmental-temperature injury in a Canadian metropolis [Blessure due à la température ambiante dans une métropole du Canada], *Journal of Environmental Health*, vol. 66, p. 40-45, 2003.
- Kovats, R.S., S. Hajat et P. Wilkinson. Contrasting patterns of mortality and hospital admissions during hot weather and heat waves in greater London, U.K. [Contrastes entre les régimes de la mortalité et des hospitalisations pendant des périodes de temps chaud et de vagues de chaleur dans la région métropolitaine de Londres, R.-U.], *Occupational and Environmental Medicine*, vol. 61, n° 11, p. 893-898, 2004.
- Krewski, D., R.T. Burnett, M.S. Goldberg, K. Hoover, J. Siemiatycki et coll. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society study of particulate air pollution and mortality [Réanalyse de l'étude Harvard de six villes et étude de l'American Cancer Society sur la pollution atmosphérique par les particules et la mortalité], rapport spécial à l'Institute's Particle Epidemiology Reanalysis Project, Boston, Health Effects Institute, 2000.
- Kreyling, W.G., M. Semmler-Behnke et W. Moller. Ultrafine particle—lung interactions: Does size matter? [Interactions entre les particules ultrafines et le poumon : la taille est-elle importante?], *Journal of Aerosol Medicine*, vol. 19, n° 1, p. 74-83, 2006.
- Krupnick, A.J. et M.L. Cropper. *Valuing chronic morbidity damages: Medical costs, labor market effects, and individual valuations* [Évaluation financière des dommages par morbidité chronique : coûts médicaux, effets sur le marché du travail et évaluations pour la personne], rapport final à l'EPA des É.-U., Office of Policy Analysis, 1989.



Chapitre 4

- Krupnick, A.J. et M.L. Cropper. The effect of information on health risk valuations [L'effet de l'information sur l'évaluation financière des risques pour la santé], *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 5, p. 29-48, 1992.
- Krupnick, A.J., W. Harrington et B. Ostro. Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data [Ozone ambiant et effets aigus sur la santé : indications tirées des données quotidiennes], *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 18, n° 1, p. 1-18, 1990.
- Krzyzanowski, M., J.J. Quackenboss et M.D. Lebowitz. Relation of peak expiratory flow rates and symptoms to ambient ozone [Relation des taux expiratoires de pointe et des symptômes avec l'ozone ambiant], *Archives of Environmental Health*, vol. 47, p. 107-115, 1992.
- Künzli, N., F. Lurmann, M. Segal, L. Ngo, J. Balmes et coll. Association between lifetime ambient ozone exposure and pulmonary function in college freshmen—Results of a pilot study [Association entre une exposition à l'ozone ambiant sur toute la vie et la fonction pulmonaire chez des étudiants de première année – résultats d'une étude pilote], *Environmental Research*, vol. 72, n° 1, p. 8-23, 1997.
- Langner, J., R. Bergström et V. Foltescu. Impact of climate change on surface ozone and deposition of sulphur and nitrogen in Europe [Impact du changement climatique sur l'ozone en surface et le dépôt de soufre et d'azote en Europe], *Atmospheric Environment*, vol. 39, p. 1129-1141, 2005.
- Laurila, T., J.E. Jonson, J. Langner, J. Sundet, J.-P. Tuovinen et coll. *Ozone exposure scenarios in the Nordic countries during the 21st century* [Scénarios d'exposition à l'ozone dans les pays nordiques au cours du 21^e siècle], Oslo, Institut météorologique de Norvège, 2004a.
- Laurila, T., J.-P. Tuovinen, V. Tarvainen et D. Simpson. Trends and scenarios of ground-level ozone concentrations in Finland [Tendances et scénarios de concentrations d'ozone troposphérique en Finlande], *Boreal Environment Research*, vol. 9, p. 167-184, 2004b.
- Ledrans, M. et H. Isnard (dir.). *Impact sanitaire de la vague de chaleur d'août 2003 en France*, Saint-Maurice, France, Institut de veille sanitaire, 2003. Consulté le 1^{er} avril 2005, à l'adresse http://www.invs.sante.fr/publications/2003/chaleur_aout_2003/
- Lee-Chiong Jr., T.L. et J.T. Stitt. Disorders of temperature regulation [Troubles de la régulation thermique], *Comprehensive Therapy*, vol. 21, p. 697-704, 1995.
- Leung, L.R. et W.I. Gustafson Jr. Potential regional climate change and implications to U.S. air quality [Changement climatique régional potentiel et implications pour la qualité de l'air aux États-Unis], *Geophysical Research Letters*, vol. 32, L13711, 2005.
- Li, Z., J.D. Carter, L.A. Dailey et Y.C. Huang. Pollutant particles produce vasoconstriction and enhance MAPK signaling via type I receptor [Les polluants particulaires produisent une vasoconstriction et accentuent le signalement de la protéine MEK par l'intermédiaire d'un récepteur d'angiotensine de type I], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 8, p. 1009-1014, 2005.
- Lippman, M. *Environmental toxicants: Human exposures and their health effects* [Toxiques environnementaux : exposition humaine et effets sur la santé], 2^e éd., New York, Wiley-Interscience, 2000a.
- Lippman, M. Ozone, dans M. Lippman (dir.), *Environmental toxicants: Human exposures and their health effects* [Toxiques environnementaux : exposition humaine et effets sur la santé], 2^e éd., New York, Wiley-Interscience, p. 665-723, 2000b.



- Lipsett, M.J., F.C. Tsai, L. Roger, M. Woo et B.D. Ostro. Coarse particles and heart rate variability among older adults with coronary artery disease in the Coachalla valley, California [Particules grossières et variabilité du rythme cardiaque chez des personnes âgées souffrant de maladies coronariennes dans la vallée de Coachalla, en Californie], *Environmental Health Perspectives*, vol. 114, n° 8, p. 1215-1220, 2006.
- Lloyd, S.A. The changing chemistry of earth's atmosphere [Évolution de la chimie de l'atmosphère terrestre], dans J.L. Aron et J.A. Patz (dir.), *Ecosystem change and public health. A global perspective* [Changements des écosystèmes et santé publique : perspective mondiale], Baltimore et Londres, Johns Hopkins University Press, p. 188-232, 2001.
- Lurmann, F.W., A.C. Lloyd et R. Atkinson. A chemical mechanism for use in long-range transport/acid deposition computer modeling [Un mécanisme chimique utilisable dans la modélisation informatique du transport à grande distance et du dépôt acide], *Journal of Geophysical Research*, vol. 91, n° D10, p. 10905-10936, 1986.
- Makar, P.A., V.S. Bouchet, W. Gong, M.D. Moran, S. Gong et coll. *AURAMS/Pacific 2001 measurement intensive comparison* [AURAMS/Pacific 2001 – comparaison intensive des mesures], Actes de la 27^e réunion technique internationale sur la modélisation de la pollution atmosphérique et son application, Banff, Canada, 25-29 octobre 2004, 2004.
- Makar, P.A., V.S. Bouchet et A. Nenes. Inorganic chemistry calculations using HETV—A vectorized Solver for the SO₄-NO₃-NH₄ system based on the ISORROPIA algorithms [Calculs de chimie inorganique à l'aide de HETV – solveur vectorisé pour le système SO₄-NO₃-NH₄ basé sur les algorithmes ISORROPIA], *Atmospheric Environment*, vol. 37, n° 16, p. 2279-2294, 2003.
- McConnell, R., K. Berhane, F. Gilliland, S.J. London, H. Vora et coll. Air pollution and bronchitic symptoms in southern California children with asthma [Pollution atmosphérique et symptômes bronchitiques chez des enfants du Sud de la Californie souffrant d'asthme], *Environmental Health Perspectives*, vol. 107, n° 9, p. 757-760, 1999.
- McGeehin, M.A. et M. Mirabelli. The potential impacts of climate variability and change on temperature-related morbidity and mortality in the United States [Impacts potentiels de la variabilité et du changement du climat sur la morbidité et la mortalité liées à la température aux États-Unis], *Environmental Health Perspectives*, vol. 109, suppl. 2, p. 185-189, 2001.
- McKeen, S., J. Wilczak, G. Grell, I. Djalalova, S. Peckham et coll. Assessment of an ensemble of seven real-time ozone forecasts over eastern North America during the summer of 2004 [Évaluation d'un ensemble de sept prévisions d'ozone en temps réel sur l'Est de l'Amérique du Nord pendant l'été 2004], *Journal of Geophysical Research*, vol. 110, D21307, 2005.
- Met Office du R.-U. *Heat-health watch* [Veille de vague de chaleur], 2006. Consulté le 20 septembre 2006, à l'adresse <http://www.metoffice.gov.uk/weather/uk/heathealth/index.html>
- Michelozzi, P., F. Forastiere, D. Fusco, C.A. Perucci, B. Ostro et coll. Air pollution and daily mortality in Rome, Italy [Pollution atmosphérique et mortalité quotidienne à Rome, Italie], *Occupational and Environmental Medicine*, vol. 55, p. 605-610, 1998.
- Mickley, L.J., D.J. Jacob et B.D. Field. Effects of future climate change on regional air pollution episodes in the United States [Effets du changement climatique à venir sur les épisodes de pollution atmosphérique régionaux aux États-Unis], *Geophysical Research Letters*, vol. 31, L24103, 2004.
- Morris, R.E., P.D. Guthrie et C.A. Knopes. Photochemical modeling analysis under global warming conditions [Analyse de la modélisation de la photochimie dans des conditions de réchauffement planétaire], dans *Proceedings of the 88th Air and Waste Management Association (AWMA) annual meeting and exhibition* [Actes de la 88^e réunion-exposition annuelle de l'Air and Waste Management Association (AWMA)], article 95-WP-74B.02, Pittsburgh, Air and Waste Management Association, 1995.



Chapitre 4

- Mueller-Anneling, L., E. Avol, J.M. Peters et P.S. Thorne. Ambient endotoxin concentrations in PM₁₀ from southern California [Concentrations ambiantes d'endotoxines dans les PM₁₀ provenant du Sud de la Californie], *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, n° 5, p. 583-588, 2004.
- Muggeo, V.M.R. A note on temperature effect estimate in mortality time series analysis [Note sur l'estimation de l'effet de la température dans l'analyse de séries chronologiques de la mortalité], *International Journal of Epidemiology*, vol. 93, p. 1151-1153, 2004.
- Naughton, M.P., A. Henderson, M.C. Mirabelli, R. Kaiser, J.L. Wilhelm et coll. Heat-related mortality during a 1999 heat wave in Chicago [Mortalité liée à la chaleur pendant une canicule de 1999 à Chicago], *American Journal of Preventive Medicine*, vol. 22, n° 4, p. 221-227, 2002.
- Neas, L.M., D.W. Dockery, H. Burge, P. Koutrakis et F.E. Speizer. Fungus spores, air pollutants, and other determinants of peak respiratory flow in children [Spores de champignons, polluants atmosphériques et autres déterminants du débit respiratoire de pointe chez les enfants], *American Journal of Epidemiology*, vol. 143, n° 8, p. 797-807, 1996.
- Newhouse, C.P. et E. Levetin. Correlation of environmental factors with asthma and rhinitis symptoms in Tulsa, OK [Corrélation des facteurs environnementaux avec les symptômes d'asthme et de rhinite à Tulsa (Oklahoma)], *Annals of Allergy, Asthma, and Immunology*, vol. 92, p. 356-366, 2004.
- Newson, R., D. Strachan, E. Archibald, J. Emberlin, P. Hardaker et coll. Acute asthma epidemics, weather and pollen in England, 1987 – 1994 [Épidémies d'asthme aigu, conditions météorologiques et pollen en Angleterre, 1987 – 1994], *European Respiratory Journal*, vol. 11, p. 694-701, 1998.
- O'Neill, M.S., S. Hajat, A. Zanobetti, M. Ramirez-Aguilar et J. Schwartz. Impact of control for air pollution and respiratory epidemics on the estimated associations of temperature and daily mortality [Impact des limitations sur la pollution atmosphérique et les épidémies de troubles respiratoires sur les associations estimatives de la température et de la mortalité quotidienne], *International Journal of Biometeorology*, vol. 50, p. 121-129, 2005a.
- O'Neill, M.S., A. Zanobetti et J. Schwartz. Disparities by race in heat-related mortality in four US cities: The role of air conditioning prevalence [Disparités ethniques de la mortalité liée à la chaleur dans quatre villes des États-Unis : le rôle de la prévalence de la climatisation], *Journal of Urban Health*, vol. 82, p. 191-197, 2005b.
- Ostro, B.D. Air pollution and morbidity revisited: A specification test [Retour sur la pollution atmosphérique et la morbidité : un test de spécification], *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 14, p. 87-98, 1987.
- Ostro, B.D., W.-Y. Feng, R. Broadwin, S. Green et M. Lipsett. The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: Results from CALFINE [Les effets des composants des polluants atmosphériques particuliers fins sur la mortalité en Californie : résultats issus de CALFINE], *Environmental Health Perspectives*, vol. 115, n° 1, p. 13-19, 2006.
- Ostro, B.D. et S. Rothschild. Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants [Pollution atmosphérique et morbidité respiratoire aiguë : étude observationnelle de polluants multiples], *Environmental Research*, vol. 50, n° 2, p. 238-247, 1989.
- Park, S.K., M.S. O'Neill, P.S. Vokonas, D. Sparrow et J. Schwartz. Effects of air pollution on heart rate variability: The VA normative aging study [Effets de la pollution atmosphérique sur la variabilité du rythme cardiaque : étude du vieillissement par zone sensible], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 3, p. 304-309, 2005.



- Penn, A., G. Murphy, S. Barker, W. Henk et L. Penn. Combustion-derived ultrafine particles transport organic toxicants to target cells [Les particules fines issues de la combustion transportent des toxiques organiques vers des cellules cibles], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 8, p. 956-963, 2005.
- Piver, W.T., M. Ando, F. Ye et C.J. Portier. Temperature and air pollution as risk factors for heat stroke in Tokyo, July and August 1980 – 1995 [La température et la pollution atmosphérique en tant que facteurs de risque pour le coup de chaleur à Tokyo, juillet et août 1980 – 1995], *Environmental Health Perspectives*, vol. 107, n° 11, p. 911-916, 1999.
- Pope, C.A. III., R.T. Burnett, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski et coll. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution [Cancer du poumon, mortalité d'origine cardiopulmonaire et exposition à long terme aux polluants atmosphériques particulaires fins], *Journal of the American Medical Association*, vol. 287, n° 9, p. 1132-1141, 2002.
- Pope, C.A. III., R.T. Burnett, G.D. Thurston, M.J. Thun, E.E. Calle et coll. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: Epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease [Mortalité d'origine cardiovasculaire et exposition à long terme aux polluants atmosphériques particulaires : indications épidémiologiques des voies pathophysiques générales de la maladie], *Circulation*, vol. 109, n° 1, p. 71-77, 2004.
- Pope, C.A. III. et L.S. Kalkstein. Synoptic weather modeling and estimates of the exposure – response relationship between daily mortality and particulate air pollution [Modélisation des conditions météorologiques synoptiques et estimations de la relation exposition-réponse entre la mortalité quotidienne et la pollution atmosphérique par les particules], *Environmental Health Perspectives*, vol. 104, n° 4, p. 414-420, 1996.
- Prather, M., M. Gauss, T. Bernsten, I. Isaksen, J. Sundet et coll. Fresh air in the 21st century? [De l'air frais au 21^e siècle?], *Geophysical Research Letters*, vol. 30, n° 2, p. 1100, 2003.
- Pudykiewicz, J.A., A. Kallaur et P.K. Smolarkiewicz. Semi-Lagrangian modeling of tropospheric ozone [Modélisation semi-lagrangienne de l'ozone troposphérique], *Tellus*, vol. 49B, n° 3, p. 231-248, 1997.
- Pun, B.K., S.-Y. Wu et C. Seigneur. Contribution of biogenic emissions to the formation of ozone and particulate matter in the eastern United States [Contribution des émissions biogéniques à la formation d'ozone et de particules dans l'Est des États-Unis], *Environmental Science and Technology*, vol. 36, n° 16, p. 3586-3596, 2002.
- Rainham, D.G. et K.E. Smoyer-Tomic. The role of air pollution in the relationship between a heat stress index and human mortality in Toronto [Le rôle de la pollution atmosphérique dans la relation entre un indice de stress dû à la chaleur et la mortalité humaine à Toronto], *Environmental Research*, vol. 96, p. 328-337, 2003.
- Ren, C., G.M. Williams et S. Tong. Does particulate matter modify the association between temperature and cardiorespiratory diseases? [Les particules modifient-elles l'association entre la température et les maladies cardiorespiratoires?], *Environmental Health Perspectives*, vol. 114, n° 11, p. 1690-1696, 2006.
- Roberts, S. Interactions between particulate air pollution and temperature in air pollution mortality time series studies [Interactions entre la pollution par les particules et la température dans les études de séries chronologiques de la mortalité due à la pollution atmosphérique], *Environmental Research*, vol. 96, n° 3, p. 328-337, 2004.
- Rowe, R.D., C.M. Lang, L.G. Chestnut, D. Latimer, D. Rae et coll. *The New York electricity externality study* [L'étude sur l'externalité de l'électricité à New York], Dobbs Ferry, New York, Oceana Publications, 1995.
- Rowell, L.B. Cardiovascular aspects of human thermoregulation [Aspects cardiovasculaires de la thermorégulation humaine], *Circulation Research*, vol. 52, n° 4, p. 367-379, 1983.



Chapitre 4

- Ruidavets, J.B., M. Cournot, S. Cassadou, M. Giroux, M. Meybeck et coll. Ozone air pollution is associated with acute myocardial infarction [La pollution atmosphérique par l’ozone est associée à des infarctissements aigus du myocarde], *Circulation*, vol. 111, n° 5, p. 563-569, 2005.
- Russell, G.L., J.R. Miller et D. Rind. A coupled atmosphere-ocean model for transient climate change studies [Un modèle couplé atmosphère-océan pour les études aux états transitoires du changement climatique], *Atmospheric and Oceanic Technology*, vol. 33, p. 683-730, 1995.
- Samet, J.M., F. Dominici, A. McDermott et S.L. Zeger. New problems for an old design: Time series analyses of air pollution and health (Commentaries) [Nouveaux problèmes pour un vieux concept : analyses de séries chronologiques de la pollution atmosphérique et de la santé (commentaires)], *Epidemiology*, vol. 14, n° 1, p. 11-12, 2003.
- Samet, J.M., S. Zeger, J. Kelsall, J. Xu et L. Kalkstein. Does weather confound or modify the association of particulate air pollution with mortality? An analysis of the Philadelphia data, 1973 – 1980 [Est-ce que les conditions météorologiques ajoutent de la confusion ou des modifications dans l’association de la pollution atmosphérique par les particules et de la mortalité? Une analyse des données de Philadelphie, 1973 – 1980], *Environmental Research*, vol. 77, p. 9-19, 1998.
- Sartor, F., C. Demuth, R. Snacken et D. Walckiers. Mortality in the elderly and ambient ozone concentration during the hot summer, 1994, in Belgium [Mortalité chez les personnes âgées et concentration ambiante d’ozone pendant l’été chaud de 1994 en Belgique], *Environmental Research*, vol. 72, n° 2, p. 109-117, 1997.
- Sartor, F., R. Snacken, C. Demuth et D. Walckiers. Temperature, ambient ozone levels, and mortality during summer 1994, in Belgium [Température, niveaux ambiants d’ozone et mortalité pendant l’été de 1994 en Belgique], *Environmental Research*, vol. 70, n° 2, p. 105-113, 1995.
- Semenza, J.C., J.E. McCullough, W.D. Flanders, M.A. McGeehin et J.R. Lumpkin. Excess hospital admissions during the July 1995 heat wave in Chicago [Hospitalisations en surnombre pendant la vague de chaleur de juillet 1995 à Chicago], *American Journal of Preventive Medicine*, vol. 16, n° 4, p. 359-360, 1999.
- Sheridan, S.C. et L.S. Kalkstein. Progress in heat watch-warning system technology [Progrès de la technologie du système de veille-alerte de chaleur], *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 85, n° 12, p. 1931-1941, 2004.
- Sirois, A., J.A. Pudykiewicz et A. Kallaur. A comparison between simulated and observed ozone mixing ratios in eastern North America [Comparaison entre les rapports de mélange de l’ozone simulés et observés dans l’Est de l’Amérique du Nord], *Journal of Geophysical Research*, vol. 104, p. 21397-21423, 1999.
- Smoyer, K.E., L.S. Kalkstein, J.S. Greene et H.C. Ye. The impacts of weather and pollution on human mortality in Birmingham, Alabama and Philadelphia, Pennsylvania [Les effets des conditions météorologiques et de la pollution sur la mortalité humaine à Birmingham, Alabama, et Philadelphie, Pennsylvanie], *International Journal of Climatology*, vol. 20, p. 881-897, 2000.
- Société royale du Canada. Rapport du Groupe d’experts pour examiner les normes pancanadiennes relatives aux particules et à l’ozone (résumé en français seulement), Ottawa, 2001.
- Speizer, F.E. Pathologies pulmonaires environnementales, dans E. Braunwald, S.L. Hauser, A.S. Fauci, D.L. Longo, D.L. Kasper et coll. (dir.), *Harrison – Principes de médecine interne*, 15^e éd., Paris, Médecine-sciences Flammarion, p. 1467-1475, 2001.
- Stedman, J.R. The predicted number of air pollution related deaths in the U.K. during the August 2003 heatwave [Nombre prévu de décès liés à la pollution atmosphérique au Royaume-Uni pendant la vague de chaleur d’août 2003], *Atmospheric Environment*, vol. 38, n° 8, p. 1087-1090, 2004.



- Stieb, D.M., R.C. Beveridge, J.R. Brook, M. Smith-Doiron, R.T. Burnett et coll. Air pollution, aeroallergens and cardiorespiratory emergency department visits in Saint John, Canada [Pollution atmosphérique, aéroallergènes et consultations à l'urgence pour troubles cardiorespiratoires à Saint John, Canada], *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, vol. 10, n° 5, p. 461-477, 2000.
- Stieb, D.M., P. De Civita, F.R. Johnson, M. Manary, A. Anis et coll. Economic evaluation of the benefits of reducing acute cardiorespiratory morbidity associated with air pollution [Évaluation économique des avantages d'une réduction de la morbidité cardiorespiratoire aiguë liée à la pollution atmosphérique], *Environmental Health*, vol. 1, p. 7, 2002.
- Stock, T.H., B.M. Gehan, P.A. Buffler, C.F. Constant, B.P. Hsi et coll. The Houston area asthma study: A reanalysis [L'étude sur l'asthme dans la région de Houston : une réanalyse], article présenté à la réunion annuelle de l'Air Pollution Control Association, Dallas, Texas, 19 – 24 juin 1988.
- Stockwell, W.R. et F.W. Lurmann. *Intercomparison of the ADOM and RADM gas-phase chemical mechanisms* [Intercomparaison des mécanismes régissant les substances chimiques en phase gazeuse dans les modèles ADOM et RADM], rapport topique de l'Electrical Power Research Institute (EPRI), Palo Alto, CA, EPRI, 1989.
- Sunyer, J., J. Castellsague, M. Saez, A. Tobias et J.M. Anto. Air pollution and mortality in Barcelona [La pollution atmosphérique et la mortalité à Barcelone], *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol. 50, suppl. 1, p. S76-S80, 1996.
- Toulemon, L. et M. Barbieri. La canicule d'août 2003. Combien de morts? Qui est mort? *Population et sociétés*, vol. 399, p. 4-7, 2004.
- Tuovinen, J.-P., D. Simpson, P. Mayerhofer, V. Lindfors et T. Laurila. *Surface ozone exposures in northern Europe in changing environmental conditions* [Expositions à l'ozone troposphérique dans le Nord de l'Europe dans des conditions environnementales en évolution], article présenté au 8^e Symposium européen du comportement physico-chimique des polluants atmosphériques, 17 – 20 septembre 2001, Turin, Italie, 2001.
- United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (U.K. DEFRA). *Air quality and climate change: A U.K. perspective* [Qualité de l'air et changement climatique : perspective du R.-U.], Rapport préliminaire produit par l'Air Quality Expert Group (AQEG), 2005. Consulté le 10 novembre 2006, à l'adresse <http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/airqual-climatechange/index.htm>
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). *The potential effects of global climate change in the United States* [Effets potentiels du changement climatique planétaire sur les États-Unis], Washington, D.C., U.S. EPA Office of Policy, Planning and Evaluation, 1989.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). *Air quality criteria for particulate matter* [Les critères de qualité de l'air ambiant – matière particulaire], Volume II de II, Washington, D.C., 2004.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). *Air quality criteria for ozone and related photochemical oxidants. Volume I of III* [Critères de qualité de l'air pour l'ozone et des oxydants photochimiques connexes. Volume I de III], Washington, D.C., 2006a.
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). *Biogenic emissions characterization* [Caractérisation des émissions biogéniques], 2006b. Consulté le 12 octobre 2006, à l'adresse <http://www.epa.gov/appcdwww/apb/biogenic.htm>
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA). *Biogenic Emissions Inventory System (BEIS) modeling* [Modélisation du système d'inventaire des émissions biogéniques], 2006c. Consulté le 12 octobre 2006, à l'adresse <http://www.epa.gov/asmdnerl/biogen.html>



Chapitre 4

- Urch, B., F. Silverman, P. Corey, J.R. Brook, K.Z. Lukic et coll. Acute blood pressure responses in healthy adults during controlled air pollution exposures [Réponses aiguës de la pression sanguine chez des adultes sains lors d'expositions contrôlées à la pollution atmosphérique], *Environmental Health Perspectives*, vol. 113, n° 8, p. 1052-1055, 2005.
- Vedal, S., M. Brauer, R. White et J. Petkau. Air pollution and daily mortality in a city with low levels of pollution [Pollution atmosphérique et mortalité quotidienne dans une ville présentant de bas niveaux de pollution], *Environmental Health Perspectives*, vol. 111, n° 1, p. 45-52, 2003.
- Villeneuve, P.J., R.T. Burnett, Y. Shi, D. Krewski, M.S. Goldberg et coll. A time-series study of air pollution, socioeconomic status, and mortality in Vancouver, Canada [Étude par série chronologique de la pollution atmosphérique, du statut socio-économique et de la mortalité à Vancouver, au Canada], *Journal of Exposure Analysis & Environmental Epidemiology*, vol. 13, n° 6, p. 427-435, 2003.
- Viscusi, W.K., W.A. Magat et J. Huber. Pricing environmental health risks: Survey assessments of risk – risk and risk – dollar trade – offs for chronic bronchitis [Évaluation financière des risques environnementaux pour la santé : évaluations des échanges risque-risque et risque-dollar pour la bronchite chronique], *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 21, n° 1, p. 32-51, 1991.
- Vittiglio, M. *Toronto's heat-health alert system* [Système d'alerte chaleur de Toronto], CCIARN-Canadian Climate Impacts and Adaptation Research Network, 2006. Consulté le 11 octobre 2006, à l'adresse http://www.c-ciarn.ca/primer_website_html/page14_e.asp
- Watson, R.T., M. Zinyowera et R.H. Moss (dir.). *The regional impacts of climate change: An assessment of vulnerability* [Impacts régionaux du changement climatique : évaluation de la vulnérabilité], rapport spécial du Groupe de travail II du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Cambridge, R.-U., Cambridge University Press, 1998.
- Whittemore, A.S. et E.L. Korn. Asthma and air pollution in the Los Angeles area [Asthme et pollution atmosphérique dans la région de Los Angeles], *American Journal of Public Health*, vol. 70, n° 7, p. 687-696, 1980.
- Yang, L., W. Zhang, H.Z. He et G.G. Zhang. Experimental studies on combined effects of high temperature and carbon monoxide [Études expérimentales sur les effets combinés des températures élevées et du monoxyde de carbone], *Journal of Tongji Medical University*, vol. 8, n° 1, p. 60-65, 1988.
- Yap, D., N. Reid, G. DeBrou et R. Bloxam. *Transboundary air pollution in Ontario* [Pollution atmosphérique transfrontalière en Ontario], Toronto, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005.
- Yeo, T.P. Heat stroke. A comprehensive review [Le coup de chaleur : une revue exhaustive], *AACN Clinical Issues: Advanced Practice in Acute & Critical Care*, vol. 15, n° 2, p. 280-293, 2004.
- Zhang, L., S.-L. Gong, J. Padro et L. Barrie. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module [Schéma de dépôt sec de particules en fonction de la taille pour un module d'aérosols atmosphériques], *Atmospheric Environment*, vol. 35, p. 549-560, 2001.
- Zhang, L., M.D. Moran, P.A. Makar, J.R. Brook et S. Gong. Modeling gaseous dry deposition in AURAMS—A Unified Regional Air-quality Modeling System [Modélisation du dépôt sec gazeux dans AURAMS – système régional unifié de modélisation de la qualité de l'air], *Atmospheric Environment*, vol. 36, p. 537-560, 2002.