

Pollution atmosphérique

et impacts sur la santé
et l'environnement
dans la **grande région**
de Montréal



WA
754
R343
1998.

INSPO - Montréal



3 5567 00001 0493

WA
754
R343
1998

Institut national de santé publique du Québec
4835, avenue Christophe-Colomb, bureau 200
Montréal (Québec) H2J 3G8
Tél.: (514) 597-0606

**POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE ET IMPACTS
SUR LA SANTÉ ET L'ENVIRONNEMENT
DANS LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL**

**Regroupement montréalais
pour la qualité de l'air**

Mars 1998

MEMBRES DU REGROUPEMENT MONTRÉALAIS POUR LA QUALITÉ DE L'AIR (RMQA)

Le Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA), créé en 1992, est un organisme sans but lucratif qui a pour mission de contribuer à faire réduire les contaminants émis dans l'air de la grande région de Montréal dans le but d'en améliorer sa qualité, de préserver la santé de la population et de prévenir des effets néfastes sur l'environnement. Les membres du RMQA proviennent d'organismes publics et non gouvernementaux oeuvrant dans le domaine de la qualité de l'air :

Coordination : DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE DE MONTRÉAL-CENTRE, Louis Drouin

AGENCE MÉTROPOLITAINE DE TRANSPORT (Pierre Asselin)

ASSOCIATION POUR LA PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION DE L'AIR ET DU SOL (Alain Gosselin)

COMMUNAUTÉ URBAINE DE MONTRÉAL (Patrick Cejka)

ENVIRONNEMENT CANADA (Stéphane Grenon)

GROUPE DE RECHERCHE EN INTÉRÊT PUBLIC DE L'UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL (Stephen Guilbeault)

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (André Couture)

MINISTÈRE DE LA MÉTROPOLE (Louise Dion)

MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC (Serge Lemire)

SERVICE DE COVOITURAGE ALLO-STOP MONTRÉAL (Anne Cournoyer)

SOCIÉTÉ DE TRANSPORT DE LA COMMUNAUTÉ URBAINE DE MONTRÉAL (Danielle Ripeau)

STOP INC. (Bruce Walker)

TRANSPORT 2000 QUÉBEC (Normand Parisien)

VÉLO QUÉBEC (Magalie Paré)

et

Jean-Louis Bibeau, citoyen

COORDINATION ET COLLABORATION
A LA RÉDACTION DES MANUSCRITS

Marie-Claude Boivin et Josée Brosseau
Direction de la santé publique de Montréal-Centre

ONT PARTICIPÉ À LA RÉALISATION DE CE DOCUMENT :

Communauté Urbaine de Montréal (CUM) :

Régent Brosseau et Patrick Cejka, Direction de l'Assainissement de l'air et de l'eau, Service de l'Environnement

Direction de la santé publique de Montréal-Centre - Unité santé au travail et environnement (DSP) :

Serge Asselin, Suzanne Bachand, Monique Beausoleil, Marie-Claude Boivin, Yvette Bonvalot, Josée Brosseau, Claudine Christin, Louise De Guire, Louis Drouin, Élisabeth Hudon et Jocelyn Lavigne

Environnement Canada (EC) :

*Julie Dion, Division des services scientifiques, Direction de l'environnement atmosphérique
Alain Gosselin et Jean Tremblay, Section Contrôle de la pollution de l'air et des substances toxiques, Direction de la protection de l'environnement*

Groupe de recherche en intérêt public de l'Université de Montréal (GRIP UdeM) :

Steven Guilbeault

Institut Armand-Frappier :

Mark Goldberg

Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec (MEF) :

*André Couture, Diane Gagnon et Jean-Pierre Plamondon, Direction des politiques du secteur industriel, Service de la qualité de l'atmosphère
Richard Leduc, Direction du milieu atmosphérique
Pierre Roy, Service de l'économie de l'environnement, Direction de la promotion du développement durable*

Ministère des Transports du Québec (MTQ) :

Ronald Colette, Service de l'environnement

Société de Transport de la Communauté Urbaine de Montréal (STCUM) :

Danielle Ripeau, Service de la Planification

Université de Montréal :

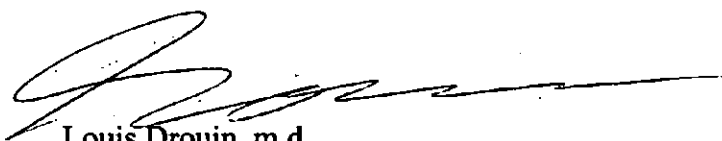
Claude Viau, Département de médecine du travail et d'hygiène du milieu

AVANT-PROPOS

Il y a deux ans, les membres du Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA) ont senti le besoin de faire un bilan des connaissances concernant la pollution atmosphérique et ses impacts sur l'environnement et la santé dans la grande région de Montréal.

L'objectif principal poursuivi était de dégager une vision intégrée de cette problématique en vue de la partager avec la population et les corps publics et de promouvoir des actions concrètes pour améliorer la situation.

Des auteurs de toutes les sphères concernées (santé publique, transport, environnement, aménagement) et de tous les milieux ont permis la réalisation de ce travail et je les en remercie.



Louis Drouin, m.d.

Coordonnateur du RMQA

Responsable, Unité de santé au travail et environnementale

Direction de la santé publique de Montréal-Centre

REMERCIEMENTS

La production d'un document de cette envergure a été possible grâce à la collaboration d'un grand nombre de personnes et d'organismes. Le nom des personnes et des organismes ayant contribué à la rédaction est précisé au début de chaque section. Les personnes impliquées proviennent d'organismes gouvernementaux - fédéral, provincial ou territorial - de groupes écologiques et des universités. Ces personnes ont apporté leur expertise scientifique pour permettre la réalisation d'un tel document. Bien que l'analyse des problématiques et l'interprétation des données, qui n'engagent que son rédacteur, peuvent susciter des divergences de vues, tant sur le plan scientifique que méthodologique, cette diversité de points de vue enrichit le document.

D'autres personnes ont apporté leur aide afin de compléter certains éléments d'information, il s'agit de :

Conrad Anctil
Service de la qualité de l'atmosphère
Ministère de l'Environnement et de la
faune du Québec

Louis Arsenault
Club Automobile du Québec

Alain Auger
Service de la statistique et de
l'information corporative
Société de l'Assurance Automobile du
Québec

Harvey Artsob
Laboratoire national
Direction générale de la protection de la
santé
Santé Canada

André Babin
Direction de la planification
Ministère des Transports du Québec

Arnold Beaudin
Direction Développement et projet
Ministère de la Métropole

Lucie Bédard
Bureau de surveillance épidémiologique
DSP de Montréal-Centre

Jean-Pierre Bourassa
Groupe de recherche sur les insectes
piqueurs
Université du Québec à Trois-Rivières

Raynald Brulotte
Direction du milieu atmosphérique
Ministère de l'Environnement et de la
faune du Québec

Chamrith Chhem
Service de la qualité de l'atmosphère
Ministère de l'Env. et de la faune du
Québec

Ed Crupi
Génie de la pollution
Transport Canada

Ton Dann
Division de l'analyse et de la qualité de
l'air
Environnement Canada

Marika Egyed
Section de la qualité de l'eau
Santé Canada

Claude Gagnon
Prélèvements et Connaissance du milieu
Service de l'environnement
Communauté urbaine de Montréal

André Germain
Section contrôle de la pollution
atmosphérique et des substances toxiques
Environnement Canada

J. Hopper
Service de l'environnement
atmosphérique
Environnement Canada

Morrie Kirshenblatt
Environnement Canada

Stéphane Labelle
Division de l'aménagement du territoire
Communauté urbaine de Montréal

Serge Lamy
Section de la qualité de l'eau
Santé Canada

François Lavallée
Conservation et protection
Environnement Canada

Chantal Lemay
Service de modélisation des données
Ministère des Transports du Québec

Alain Maire
Groupe de recherche sur les insectes
piqueurs
Université du Québec à Trois-Rivières

Réal Marchall
Direction de la statistique et de
l'information corporative
Société de l'Assurance Automobile du
Québec

Jean Rochefort
Laboratoire de santé publique du Québec

D. Schwela
Organisation Mondiale
de la Santé

Marie-France Sottile
Ministère de l'Environnement et de la
faune du Québec

Michel Souigny
Division du laboratoire d'analyse des gaz
d'échappement des véhicules
Environnement Canada

Leif Stephanson
Division des systèmes de transport
Direction générale de la prévention de la
pollution atmosphérique
Environnement Canada

Louise Trudel
Laboratoire de santé publique du Québec

Cette participation si nombreuse de gens est l'un des aspects distinctifs de ce document. Nous tenons à remercier toutes ces personnes qui ont permis la réalisation d'un document riche d'informations et de données en regard de la pollution atmosphérique dans la grande région de Montréal.

Les auteurs tiennent de plus à remercier chaleureusement les nombreux collègues qui ont bien voulu, malgré leur charge de travail déjà lourde, contribuer, grâce à leurs critiques constructives, à l'amélioration de la qualité des textes.

Enfin, nous exprimons notre reconnaissance toute particulière à Denise Diamond, bibliothécaire, pour ses nombreuses recherches bibliographiques et démarches d'accessibilité aux documents, de même qu'à Micheline Goyette et Lise Morin pour leur travail minutieux dans l'intégration, la modification et la présentation des textes.

A tous, nos remerciements les plus sincères.

SOMMAIRE

La pollution atmosphérique générée par les intenses activités humaines dans la grande région de Montréal a toujours constitué, de par l'importance de ses sources fixes (ex. industrie) et mobiles (transport routier), une cause de préoccupation pour les autorités de santé publique et environnementales et ce, en raison des impacts potentiels sur la santé et l'environnement dans les zones urbaine et périurbaines densément peuplées de la région.

La contribution du Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA) a été de dresser un portrait inédit de la situation en matière de pollution atmosphérique pour la grande région de Montréal. Le document décrit les principales sources de pollution de l'air, les principaux indices de qualité de l'air (polluants usuellement mesurés aux stations d'échantillonnage et ceux responsables de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone), les effets des polluants atmosphériques sur la santé et l'environnement, les perceptions et les comportements de la population et les principaux enjeux et stratégies à développer pour améliorer la situation.

Un exercice de quantification des émissions atmosphériques polluantes sur le territoire de la grande région de Montréal (GRM) a été fait et a permis d'identifier les principales sources anthropiques. Il en ressort que le secteur des transports constitue la source majeure d'émissions de dioxyde de carbone (CO_2), de monoxyde de carbone (CO), d'oxydes nitreux (N_2O) et de deux précurseurs de l'ozone au sol, les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV). Près de la moitié des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) générés sur le territoire provient de ce secteur et l'autre partie, du secteur industriel (apport du chauffage au bois non estimé). L'activité industrielle demeure d'ailleurs la première source de dioxyde de soufre (SO_2) et l'unique source de plusieurs polluants à effet de serre (CF_4 , C_2F_6 , etc.). Le secteur des commerces et services contribue principalement à l'émission de méthane (CH_4) (90%) et une partie des COV (19%). Quant au secteur domestique, le chauffage au bois représente une source non négligeable de particules totales en suspension (TSP) sur le territoire (52%). Cependant, cette estimation demanderait à être précisée davantage. L'apport, via le transport à grande distance, des polluants provenant de régions éloignées (USA et Ontario) est estimé à environ 60% pour l'ozone et les NO_x et à plus de 50% pour les sulfates.

L'analyse des tendances à long terme (de 1977 à 1996) des mesures de polluants a permis de mettre en évidence que pour la majorité des polluants gazeux (SO_2 , CO et NO), les concentrations diminuent. L'ozone (O_3) et le dioxyde d'azote (NO_2), tous deux liés à la problématique du smog urbain avec les composés organiques volatils (COV) ne répondent pas à cette tendance globale et dépassent à l'occasion les normes de santé recommandées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Pour les polluants solides, certains indicateurs de TSP sembleraient également montrer une certaine tendance à la baisse tandis que pour les PM_{10} , malgré des dépassements occasionnels des normes sanitaires recommandées par l'OMS ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24h.) en 1996 et sans seuil sécuritaire en 1997), le recul est insuffisant pour une analyse de tendance. On dénote également des concentrations élevées de pollen (en août) depuis plusieurs années. Concernant les principaux gaz à effet de serre (GES) et les substances amenuisant la couche d'ozone stratosphérique (SACOS), d'origine anthropique, leurs concentrations sont en croissance depuis la révolution industrielle.

Malgré la difficulté d'établir clairement les impacts de la pollution atmosphérique sur l'environnement de la GRM, il est possible néanmoins de faire ressortir certains éléments.

L'ozone troposphérique (O_3), aux niveaux observés dans la GRM, occasionnerait une perte de productivité, un ralentissement du processus de photosynthèse et du rythme de croissance des plantes, une plus grande vulnérabilité aux stress biotiques et abiotiques et un accroissement de la susceptibilité au froid. Les NO_x , SO_2 et O_3 au sol auraient des impacts sur les bâtiments, matériaux et métaux. Le taux de corrosion des métaux aurait diminué au cours des dernières années avec la diminution des concentrations de SO_2 dans l'air ambiant. Les nitrates et les sulfates constituent également des polluants néfastes pour l'environnement en raison de leur rôle dans l'acidification des lacs et le dépérissement des forêts. L'accroissement des GES et les changements climatiques qui y seraient associés pourraient représenter une menace sérieuse pour les forêts, le niveau de l'eau, les approvisionnements en énergie et les activités de loisir. Enfin, l'amincissement de la couche d'ozone stratosphérique amènerait une croissance des rayons ultraviolets atteignant la terre et entraînerait une diminution de la productivité des plantes et à l'échelle du globe, une diminution de la diversité biologique. De plus, la déplétion de la couche d'ozone stratosphérique pourrait favoriser la formation d'ozone à la surface du sol.

La synthèse des connaissances actuelles concernant les effets à la santé humaine des polluants mesurés aux stations d'échantillonnage de la GRM permet de constater que les niveaux observés sont relativement bas par rapport aux normes ou critères d'exposition recommandés. En effet, les concentrations moyennes de COV (benzène, 1,3-butadiène, formaldéhyde, dibromure d'éthylène, tétrachlorure de carbone et acroléine) mesurées de 1989 à 1994 demeurent bien en deçà des critères recommandés par divers organismes afin de prévenir des effets chroniques non cancérogènes. Quant à l'estimation du risque cancérogène attribuable aux concentrations moyennes de ces COV dans l'air ambiant de la GRM, l'utilisation des coefficients unitaires d'excès du risque de l'US EPA permet d'obtenir des valeurs qu'il faut interpréter avec précaution. Les estimations d'excès de risque de cancer pour la GRM varient de 1,1 excès sur 100 000 individus pour l'exposition au dibromure d'éthylène ou tétrachlorure de carbone (exposition la vie durant et continue) à 2,8 excès sur 10 000 individus pour l'exposition au 1,3-butadiène (exposition la vie durant et continue). A noter que l'exposition aux COV est plus grande à l'intérieur des résidences et édifices, en raison de leur présence dans la fumée de cigarettes et/ou les matériaux et produits chimiques divers utilisés.

Une estimation de l'excès de risque sanitaire de l'exposition au benzo(a)pyrène (BaP), le plus connu des HAP cancérogènes, a été faite, avec toutes les incertitudes inhérentes à cette démarche. Selon les données de concentrations mesurées de BaP dans la GRM, l'excès de risque attribuable de cancers varierait de 0,5 à 6,6 sur 1 million d'individus (exposition vie entière et continue). A noter qu'à l'égard des COV et des HAP, des analyses d'incertitude plus avancées permettraient de mettre en perspective les résultats présentés (sources de variation, intervalles de confiance, distributions des estimés, etc.) et de mieux caractériser les risques en terme populationnel afin de prendre des décisions plus éclairées.

Pour certains polluants tels l'ozone et les TSP, en particulier les PM_{10} , bien que l'on observe dans la GRM des niveaux relativement faibles, des études épidémiologiques récentes suggèrent que des effets sur la santé apparaîtraient à des concentrations inférieures aux normes. Au Canada, les normes actuellement en vigueur pour l'ozone sont en révision. Des données récentes suggèrent également que l'exposition à court terme à des particules inhalables (PM_{10}) à des niveaux relativement bas est associée à des taux de mortalité et d'hospitalisation accrus après l'exposition (ex. 1 ou 2 jours après). Cependant, les données sur les effets adverses des particules sont

insuffisantes pour déterminer s'il y a association causale entre celles-ci et la mortalité et morbidité et pour identifier les sous-groupes les plus à risque. Des recherches ultérieures aideront éventuellement à objectiver ce point.

En raison des polluants générés par la combustion du bois (HAP, particules fines...) et de l'augmentation de ce combustible pour le chauffage, une analyse sommaire de la littérature scientifique a été réalisée. Les résultats des études répertoriées, qui portent davantage sur la fumée que sur les contaminants individuels, suggèrent un effet possible au niveau du système respiratoire des jeunes enfants qui demeurent dans les résidences utilisant le chauffage au bois. Une analyse plus poussée devrait être réalisée dans la GRM.

Des problèmes de santé en croissance au Canada, et dans la GRM, sont l'asthme et les allergies respiratoires. La prévalence de l'asthme a triplé au Canada durant la période 1978-1991 et le nombre d'hospitalisations pour asthme (1980-1988) a augmenté de 40% par rapport à la décennie précédente, avec un taux d'admission cinq fois plus élevé pour les sujets de moins de 15 ans, comparativement aux sujets âgés de 15-34 ans. L'asthme est devenu la maladie « chronique » la plus fréquente de l'enfance. Outre les facteurs génétiques généralement impliqués dans la genèse des maladies respiratoires, des facteurs environnementaux ont clairement été identifiés dans le phénomène d'apparition de l'asthme et des allergies respiratoires. Ces facteurs peuvent être la présence dans l'air extérieur de produits irritants (particules, ozone...) ou allergènes (pollens divers) mais encore plus, de la présence dans l'air intérieur de produits irritants (fumée de cigarettes, fumée de bois...) ou allergènes (acariens, animaux domestiques, blattes, rongeurs). Dans l'air extérieur, le pollen de l'herbe à poux s'avère le principal polluant allergène. La rhinite allergique saisonnière associée à cette exposition affecte près de 10% des citoyens et est responsable de coûts de santé importants.

Les effets potentiels sur la santé humaine liés à l'hypothèse d'un réchauffement du climat (hausse des températures et précipitations, événements climatiques extrêmes), conséquence d'un effet de serre accru à l'échelle de la planète, ont été examinés. Bien qu'il existe une grande incertitude sur les facteurs qui régissent les variations de température et de précipitations et la fréquence d'occurrence locale de perturbations intenses, on peut néanmoins faire état des impacts potentiels sur la santé connus, liés à la chaleur excessive. On sait que la chaleur exacerbe nombre de problèmes médicaux, surtout chez les personnes âgées, les jeunes enfants, les malades chroniques et les personnes qui doivent travailler à l'extérieur. Pendant les vagues de chaleur, on constate d'ailleurs une mortalité excessive d'origine cardio-vasculaire (en particulier par crise cardiaque et accident cérébrovasculaire) chez les personnes âgées. Outre le stress thermique, le réchauffement climatique pourrait contribuer à un accroissement des problèmes respiratoires puisque alors la chaleur accrue favoriserait la formation de polluants secondaires dans la basse atmosphère (ozone, aérosols acides...). L'augmentation de la température, en permettant la survie d'insectes vecteurs de maladies à de plus hautes latitudes, engendrerait également une modification de l'incidence des maladies à transmission vectorielle. Enfin, on sait que la survenue d'événements extrêmes a des répercussions sanitaires importantes. Quant à la diminution de la couche d'ozone, résultant d'un accroissement des substances amenuisant la couche d'ozone (SACOS), une exposition plus grande aux rayons ultraviolets pourrait s'ensuivre et ainsi affecter la peau (ex. cancers de la peau), les yeux (les cataractes) et le système immunitaire. Les habitudes d'exposition au soleil demeurent les facteurs déterminants dans l'apparition de problèmes sanitaires.

L'analyse de sondages effectués dans la GRM et des plaintes adressées à la CUM révèle que la population est préoccupée par la qualité de l'air extérieur qu'elle perçoit d'ailleurs comme étant plus ou moins bonne. À l'origine de ce problème, l'automobile est la source la plus souvent indiquée. Un sondage réalisé par la STCUM et le MTQ démontre qu'entre 1987 et 1993, les déplacements en automobile, en période de pointe du matin, ont augmenté de 23% dans la GRM pour atteindre près de 1 million de déplacements. Pendant cette période, les déplacements en transport en commun diminuaient de 5%.

Ce bilan des connaissances concernant la pollution atmosphérique dans la GRM, ses impacts sur l'environnement et la santé de même que la perception qu'en a le public a permis de dégager les principaux enjeux atmosphériques. Ces derniers sont au nombre de 5 : smog urbain, c'est-à-dire les particules inhalables, l'ozone troposphérique et ses précurseurs (oxydes d'azote et composés organiques volatils), les changements climatiques, la déplétion de la couche d'ozone, les pluies acides et le pollen de l'herbe à poux. Les objectifs généraux proposés pour la GRM consistent à réduire les polluants précurseurs de l'ozone au sol (NOx et COV), les particules en suspension, le pollen de l'herbe à poux; à maintenir les émissions de CO₂ au niveau de 1990 (changement climatique), à réduire les émissions d'oxydes d'azote et de soufre (pluies acides) et celles de SACOS (déplétion de la couche d'ozone). Le dernier objectif, non le moindre, est de prévenir l'étalement urbain en privilégiant une planification intégrée de l'aménagement du territoire et des transports.

La priorité de réduction des émissions doit être consentie aux sources mobiles, principales sources de NOx, de COV, de CO et de CO₂. La seconde priorité revient au chauffage au bois, principale source de particules et au secteur industriel pour son impact local. Pour atteindre ces objectifs, la mise en place de politiques intégrées et complémentaires fondées sur diverses stratégies est nécessaire. Certaines sont déjà appliquées dans la GRM (réglementation, surveillance des indices de la qualité de l'air, certains programmes publics¹), d'autres devront être développées et mises de l'avant : incitatifs économiques, sensibilisation et l'information du public, planification des transports et l'aménagement du territoire (ou la lutte contre l'étalement urbain), le développement des technologies et la surveillance des progrès accomplis à partir d'indicateurs quantifiables.

Plusieurs secteurs (transport, aménagement, environnement, santé, énergie) et niveaux gouvernementaux (municipal, régional, provincial et fédéral) sont interpellés pour gérer ces enjeux atmosphériques. La concertation régionale est donc un préalable indispensable. Un organisme tel le Regroupement montréalais pour la qualité de l'air permet de rapprocher les organismes publics ainsi que les organismes non gouvernementaux ayant quelque intérêt pour l'amélioration de la qualité de l'air dans la grande région de Montréal. Dans la recherche de solutions pour un développement métropolitain harmonieux, la participation active de tous ces partenaires permet d'établir le lien étroit qui existe entre le transport, l'aménagement urbain, la pollution atmosphérique, l'environnement et la santé publique. Cependant, pour l'atteinte des objectifs cités précédemment, la mise en place de mécanismes plus formels de coordination réunissant l'ensemble des acteurs publics, en collaboration étroite avec les ONG et les milieux de la recherche, est souhaitable. L'ampleur des enjeux auxquels est confrontée la grande région de Montréal requiert une vision métropolitaine et intégrée de l'action.

¹ Plans d'action, canadien et québécois, face aux changements climatiques; programme de la DSP Montréal-Centre pour le contrôle de l'herbe à poux; programme d'inspection et d'entretien des véhicules; programme canadien de lutte des émissions acidifiantes (accord bilatéral Canada-États-Unis sur les pluies acides); programme canadien de lutte contre le smog urbain, etc.

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos.....	v
Remerciements.....	vii
Sommaire.....	ix
Introduction.....	1
Description du territoire.....	5
CHAPITRE 1- LES SOURCES ANTHROPIQUES D'ÉMISSION DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES.....	15
1.1 ESTIMATION QUANTITATIVE D'ÉMISSIONS DE POLLUANTS DANS L'AIR AMBIANT DE LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL (CO, SO ₂ , NO ₂ , NO, COV, HAP, TSP, PM ₁₀ , POLLEN DE L'HERBE À POUX)	15
1.1.1 Sources fixes de l'île de Montréal et de la grande région de Montréal.....	15
1.1.1.1 Description et limites de l'inventaire des émissions.....	15
1.1.1.2 Sources industrielles.....	17
1.1.1.3 Commerces et services	21
1.1.1.4 Commerces/services et usage domestique : utilisation de solvants	25
1.1.1.5 Usage domestique.....	26
1.1.1.6 Émissions atmosphériques de pollen allergène provenant de terrains contaminés par l'herbe à poux.....	26
1.1.1.7 Bilan des émissions atmosphériques de polluants générés par les sources fixes	28
1.1.2 Sources mobiles de l'île de Montréal et de la grande région de Montréal.....	30
1.1.2.1 Profil des émissions de polluants atmosphériques liés au transport routier.....	30
1.1.2.2 Facteurs influençant les taux d'émissions	34
1.1.2.3 Caractérisation du parc routier de la grande région de Montréal.....	42
1.1.2.4 Estimation des bilans de pollution de l'air liée au transport routier	44
1.1.2.4.1 Estimation régionale de l'activité routière.....	45
1.1.2.4.2 Estimation des taux d'émission	50
1.1.2.4.3 L'estimation et la comparaison des bilans d'émissions pour 1990 et pour 1994	53
1.1.2.4.4 Bilan des émissions de source mobile pour 1990 et 1994.....	55
1.1.2.4.5 Bilans projetés des émissions de source mobile en 2010	56
1.1.2.4.6 Comparaison et validation des résultats	62
1.1.2.4.7 Discussion	66
1.1.3 Transport à grande distance (TGD) des polluants atmosphériques.....	67
1.1.3.1 Généralités.....	67
1.1.3.1.1 Les vents	67
1.1.3.1.2 Problématique	67
1.1.3.1.3 L'ozone et ses précurseurs	68
1.1.3.1.4 Particules totales en suspension	70
1.1.3.1.5 SO ₂ et NO _x	71
1.1.3.1.6 Monoxyde de carbone.....	72
1.1.3.1.7 Interactions entre les enjeux atmosphériques	73
1.1.3.1.8 Élaboration et implantation de scénarios de réduction.....	74
1.1.3.2 Analyse des rétrotrajectoires et de l'ozone dans le sud du Québec	75
1.1.3.2.1 Introduction.....	75
1.1.3.2.2 Données.....	76
1.1.3.2.3 Résultats.....	78
1.1.3.2.4 Conclusion	79
1.2 ESTIMATION QUANTITATIVE DES ÉMISSIONS DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES RESPONSABLES DE L'EFFET DE SERRE ET DE L'AMENUISEMENT DE LA COUCHE D'OZONE DANS LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL	80
1.2.1 Sources fixes de la grande région de Montréal	80
1.2.1.1 Émissions de gaz responsables de l'effet de serre	80
1.2.1.2 Émissions de gaz responsables de l'amenuisement de la couche d'ozone.....	85
1.2.2 Sources mobiles de la grande région de Montréal.....	86
1.2.2.1 Estimation des émissions de CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O associées au transport routier.....	86

1.2.3 Bilan des émissions atmosphériques responsables de l'effet de serre.....	87
RÉSUMÉ - CHAPITRE 1	89
<i>Références bibliographiques.....</i>	<i>99</i>

CHAPITRE 2- LES INDICES DE QUALITÉ DE L'ATMOSPHÈRE ET ÉVOLUTION DANS LE TEMPS DES POLLUANTS MESURÉS DANS LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL 105

2.1 POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES CONVENTIONNELS MESURÉS DANS L'AIR AMBIANT	105
2.1.1 Les stations d'échantillonnage et les polluants mesurés	105
2.1.2 Les indicateurs de qualité de l'air	106
2.1.2.1 Indicateurs conventionnels et règle de validation.....	106
2.1.2.2 Moyennes mobiles.....	108
2.1.2.3 Limites de validité des données.....	108
2.1.3 Évolution des normes relatives à la qualité de l'air ambiant	111
2.1.3.1 Normes relatives au dioxyde de soufre (SO ₂).....	111
2.1.3.2 Normes relatives au monoxyde carbone (CO).....	112
2.1.3.3 Normes relatives au dioxyde d'azote (NO ₂)	113
2.1.3.4 Normes relatives au monoxyde d'azote (NO)	113
2.1.3.5 Normes relatives à l'ozone (O ₃)	114
2.1.3.6 Normes relatives aux particules totales en suspension (TSP).....	115
2.1.3.7 Normes relatives aux particules fines 10 µm(PM ₁₀)	115
2.1.4 Source des données analysées	116
2.1.5 Analyse des tendances et faits marquants.....	116
2.1.5.1 Les polluants gazeux	116
2.1.5.1.1 Le dioxyde de soufre (SO ₂)	116
2.1.5.1.2 Le monoxyde carbone (CO).....	120
2.1.5.1.3 Le dioxyde d'azote (NO ₂).....	124
2.1.5.1.4 Le monoxyde d'azote (NO).....	127
2.1.5.1.5 L'ozone (O ₃).....	130
2.1.5.2 Les polluants solides (ou de nature particulaire)	135
2.1.5.2.1 Les particules totales en suspension (TSP).....	135
2.1.5.2.2 Les particules fines 10µm(PM ₁₀).....	137
2.1.5.2.3 Les sulfates (SO ₄ ⁻²).....	140
2.1.6 Herbe à poux	142
2.1.6.1 Méthodologie d'échantillonnage.....	142
2.1.6.2 Analyse des tendances et faits marquants.....	143
2.2 POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES RESPONSABLES DE L'EFFET DE SERRE ET DE L'AMENUISEMENT DE LA COUCHE D'OZONE.....	146
2.2.1 Évolution et tendances futures des gaz à effet de serre (GES)	146
2.2.2 Évolution et tendances futures des substances amenuisant la couche d'ozone stratosphérique (SACOS)	147
RÉSUMÉ – CHAPITRE 2	151
<i>Références bibliographiques.....</i>	<i>153</i>

CHAPITRE 3- LES EFFETS NÉFASTES DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE D'ORIGINE ANTHROPIQUE SUR L'ENVIRONNEMENT DE LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL.....155

3.1 IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT DES POLLUANTS CONVENTIONNELS D'ORIGINE LOCALE OU ÉLOIGNÉE	156
3.1.1 Impact de l'ozone troposphérique sur l'agriculture.....	156
3.1.2 Impact des NO _x , SO ₂ et O ₃ sur les infrastructures.....	157
3.1.3 Impact des nitrates et sulfates sur les forêts et les lacs.....	158

3.2	IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES	159
3.2.1	<i>Augmentation des GES et changement climatique potentiel</i>	159
3.2.2	<i>Impacts potentiels sur l'environnement des changements climatiques</i>	161
3.2.2.1	Les forêts	161
3.2.2.2	Les ressources hydriques	161
3.2.2.3	Activités de loisirs	162
3.3	IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT DE L'AMINCISSEMENT DE LA COUCHE D'OZONE	163
3.3.1	<i>Augmentation des SACOS et destruction de la couche d'ozone stratosphérique</i>	163
3.3.2	<i>Destruction de la couche d'ozone et augmentation potentielle des rayons ultraviolets</i>	164
3.3.3	<i>Impact sur l'environnement de l'augmentation des rayons UV</i>	165
3.4	IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT DE LA COMBINAISON DE PHÉNOMÈNES	165
3.5	IMPACTS ÉCONOMIQUES DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR L'ENVIRONNEMENT	165
3.5.1	<i>Rareté des études</i>	166
3.5.2	<i>Pistes proposées pour l'évaluation monétaire des dommages</i>	167
3.5.3	<i>Exemples des coûts économiques de la pollution atmosphérique sur l'environnement</i>	167
3.6	ÉTUDES RÉALISÉES OU EN COURS DANS LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL	168
3.7	LES QUESTIONS DE RECHERCHE	169
	RÉSUMÉ - CHAPITRE 3	170
	<i>Références bibliographiques</i>	173
	 CHAPITRE 4- LA SANTÉ PUBLIQUE ET LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE	177
	INTRODUCTION	177
4.1	OZONE	178
4.1.1	<i>Effets sur la fonction pulmonaire et les symptômes respiratoires</i>	179
4.1.2	<i>Réactivité accrue des voies aériennes</i>	182
4.1.3	<i>Inflammation et atteinte des cellules pulmonaires</i>	183
4.1.4	<i>Atténuation des mécanismes de défense</i>	184
4.1.5	<i>Études épidémiologiques portant sur les admissions à l'hôpital et sur la mortalité</i>	184
4.1.6	<i>Détérioration chronique du système respiratoire</i>	188
4.1.7	<i>Effets de l'ozone en présence d'autres contaminants</i>	188
4.1.8	<i>Cancérogénicité et génotoxicité</i>	188
4.1.9	<i>Normes</i>	189
4.1.10	<i>Mesures de l'exposition</i>	190
4.1.11	<i>Conclusion</i>	192
4.2	PARTICULES	193
4.2.1	<i>Introduction</i>	193
4.2.2	<i>Mortalité journalière</i>	194
4.2.3	<i>Morbidité journalière</i>	197
4.2.4	<i>Études antérieures réalisées à Montréal</i>	198
4.2.5	<i>Problèmes méthodologiques</i>	201
4.2.6	<i>Conclusion</i>	203
4.3	COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS	205
4.3.1	<i>Étapes de sélection</i>	205
4.3.1.1	<i>Critères retenus pour les effets non cancérogènes</i>	206
4.3.1.2	<i>Critères retenus pour les effets cancérogènes</i>	207
4.3.1.3	<i>Concentrations des COV dans l'air ambiant de la grande région de Montréal</i>	209
4.3.1.4	<i>Choix final des 6 COV</i>	210

4.3.1.5	Plan de discussion pour les 6 COV retenus.....	210
4.3.1.6	Critères d'exposition recommandés.....	212
4.3.1.7	Autres sources d'exposition.....	213
4.3.2	<i>Benzène</i>	214
4.3.2.1	Effets sur la santé du benzène.....	214
4.3.2.2	Critères d'exposition recommandés.....	215
4.3.2.3	Évaluation du risque attribuable au benzène via l'air ambiant dans la grande région de Montréal.....	216
4.3.2.4	Autres sources d'exposition.....	217
4.3.2.5	Conclusion.....	217
4.3.3	<i>1,3-Butadiène</i>	218
4.3.3.1	Effets sur la santé.....	219
4.3.3.2	Critères d'exposition recommandés.....	220
4.3.3.3	Sources d'exposition	221
4.3.3.4	Conclusion.....	222
4.3.4	<i>Formaldéhyde</i>	222
4.3.4.1	Effets sur la santé.....	223
4.3.4.2	Critères d'exposition recommandés.....	223
4.3.4.3	Sources d'exposition	225
4.3.4.4	Conclusion.....	226
4.3.5	<i>Dibromure d'éthylène (1,2-dibromoéthane)</i>	227
4.3.5.1	Effets sur la santé.....	227
4.3.5.2	Critères d'exposition recommandés.....	227
4.3.5.3	Sources d'exposition	228
4.3.5.4	Conclusion.....	228
4.3.6	<i>Tétrachlorure de carbone (CCl₄)</i>	229
4.3.6.1	Effets sur la santé.....	229
4.3.6.2	Critères d'exposition recommandés.....	230
4.3.6.3	Sources d'exposition	231
4.3.6.4	Conclusion.....	232
4.3.7	<i>Acroléine</i>	232
4.3.7.1	Effets sur la santé.....	232
4.3.7.2	Critères d'exposition recommandés.....	233
4.3.7.3	Évaluation du risque attribuable à l'acroléine présente dans l'air ambiant dans la grande région de Montréal	234
4.3.7.4	Sources d'exposition	234
4.3.7.5	Conclusion.....	235
4.3.8	<i>Conclusion générale</i>	235
4.3.8.1	Risques non cancérogènes.....	235
4.3.8.2	Risques cancérogènes.....	236
4.4	HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)	237
4.4.1	<i>Effets sur la santé des hydrocarbures aromatiques polycycliques</i>	238
4.4.2	<i>Critères d'exposition recommandés</i>	239
4.4.3	<i>Évaluation du risque attribuable aux HAP provenant de l'air ambiant de la grande région de Montréal</i>	240
4.4.4	<i>Autres sources d'exposition</i>	241
4.4.5	<i>Conclusion</i>	241
4.5	COMBUSTION DU BOIS	242
4.5.1	<i>Introduction</i>	242
4.5.2	<i>Composition de la fumée</i>	242
4.5.3	<i>Effets sur la santé</i>	244
4.5.3.1	Atteintes du système respiratoire.....	244
4.5.3.2	Mutagénicité.....	245
4.5.3.3	Canrérogénicité.....	246
4.5.4	<i>Contamination de l'air</i>	248
4.5.4.1	Contamination de l'air extérieur.....	248
4.5.4.2	Contamination de l'air intérieur	249

4.5.5 Conclusion.....	250
4.6 ASTHME, ALLERGIES ET ENVIRONNEMENT	251
4.6.1 Problème.....	251
4.6.2 Facteurs explicatifs.....	252
4.6.2.1 Risques présents dans l'environnement extérieur.....	252
4.6.2.2 Risques présents dans l'environnement domestique.....	253
4.6.3 Les groupes particulièrement touchés	255
4.7 POLLEN DE L'HERBE À POUX.....	255
4.7.1 Problématique.....	255
4.7.2 Études de prévalence de la rhinite allergique et d'exposition-réponse.....	256
4.7.3 Estimation des coûts économiques	257
4.8 EFFETS POTENTIELS SUR LA SANTÉ DE L'EFFET DE SERRE ET DE L'AMENUISEMENT DE LA COUCHE D'OZONE	257
4.8.1 Effet de serre et santé	257
4.8.1.1 Stress thermique dû à la chaleur	258
4.8.1.2 Pollution atmosphérique.....	260
4.8.1.3 Modification dans l'incidence des maladies à transmission vectorielle.....	260
4.8.1.4 Réductions des sources d'approvisionnement alimentaire	262
4.8.1.5 Conclusion.....	262
4.8.2 Couche d'ozone et santé.....	263
4.8.2.1 La couche d'ozone, les cancers de la peau et les habitudes vestimentaires	263
4.8.2.2 Les effets de l'exposition aux rayons ultraviolets du soleil sur les différents systèmes	263
4.8.2.3 L'importance des cancers de la peau à Montréal et au Québec	265
4.8.2.4 Les besoins en recherche par rapport aux ultraviolets.....	265
4.8.2.5 Les impacts économiques associés au développement de cancers cutanés.....	266
4.9 IMPACTS ÉCONOMIQUES DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR LA SANTÉ HUMAINE	266
RÉSUMÉ – CHAPITRE 4	270
Références bibliographiques.....	275
CHAPITRE 5- PERCEPTION DU PUBLIC ET COMPORTEMENT	303
5.1 PERCEPTION DU PUBLIC CONCERNANT LA QUALITÉ DE L'AIR À MONTRÉAL	303
5.1.1 Sondages.....	303
5.1.2 Analyse des fiches de réception des appels téléphoniques à la DSP de Montréal-Centre	306
5.1.3 Plaintes adressées à la CUM.....	306
5.1.4 Conclusion.....	307
5.2 COMPORTEMENTS ET PERCEPTIONS CONCERNANT LE TRANSPORT ROUTIER DES PERSONNES	308
5.2.1 Portrait des déplacements dans la grande région de Montréal et facteurs d'influence associés.....	308
5.2.1.1 L'achalandage à la STCUM	308
5.2.1.2 Le déclin du transport en commun, un phénomène mondial	309
5.2.1.3 Le marché des déplacements	310
5.2.1.4 L'étalement urbain et la motorisation.....	311
5.2.1.5 Le vieillissement de la population	311
5.2.1.6 Les femmes sur le marché du travail	311
5.2.1.7 Conclusion.....	312
5.2.2 Perceptions individuelles associées à l'automobile et au transport en commun.....	313
5.2.2.1 Généralités.....	313
5.2.2.2 Résultats d'un sondage sur le transport en commun.....	313
5.2.2.3 Conclusion.....	314
RÉSUMÉ – CHAPITRE 5	315
Références bibliographiques.....	317

CHAPITRE 6- ENJEUX ET STRATÉGIES	319
6.1 ENJEUX ATMOSPHÉRIQUES ET IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ DANS LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL	319
6.2 OBJECTIFS ET STRATÉGIES PROPOSÉS.....	321
6.3 LA RÉGLEMENTATION ET LES PROGRAMMES D'INTERVENTIONS PUBLICS.....	323
6.3.1 <i>Réglementation et programmes d'intervention de la Communauté urbaine de Montréal pour les sources fixes</i>	323
6.3.2 <i>Initiatives pour la réduction des gaz à effet de serre</i>	325
6.3.3 <i>Réglementation et stratégies de contrôle de l'herbe à poux</i>	326
6.3.3.1 <i>Réglementations</i>	326
6.3.3.2 <i>Stratégies de contrôle de l'herbe à poux</i>	327
6.3.4 <i>Sources mobiles</i>	328
6.3.4.1 <i>Juridiction</i>	328
6.3.4.2 <i>Programme d'inspection et d'entretien des véhicules</i>	333
6.3.5 <i>Initiatives pour réduire les pluies acides et le smog urbain</i>	333
6.4 LES INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES	334
6.5 LA SENSIBILISATION ET L'INFORMATION DU PUBLIC.....	334
6.6 LA PLANIFICATION DES TRANSPORTS ET DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE (OU LA LUTTE CONTRE L'ÉTALEMENT URBAIN).....	335
6.7 LE DÉVELOPPEMENT DES TECHNOLOGIES	336
6.8 LA SURVEILLANCE DES PROGRÈS ACCOMPLIS À PARTIR D'INDICATEURS QUANTIFIABLES	336
6.9 LA CONCERTATION RÉGIONALE, UN PRÉALABLE ESSENTIEL POUR LA RÉUSSITE	337
<i>Références bibliographiques</i>	339
 Annexe I	
Notes complémentaires pour l'inventaire des sources fixes d'émissions atmosphériques de polluants	341
 Annexe II	
Valeurs des potentiels de réchauffement attribuées à différentes substances chimiques	349
 Annexe III	
Signification sanitaire associée à un niveau donné d'effets	351
 Annexe IV	
Facteurs de conversion des unités des polluants étudiés.....	355

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre 1

TABEAU 1.1	Nombre d'usines inventoriées en 1994	18
TABEAU 1.2	Émissions atmosphériques de monoxyde de carbone (CO) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994	19
TABEAU 1.3	Émissions atmosphériques de dioxyde de soufre (SO ₂) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994	19
TABEAU 1.4	Émissions atmosphériques d'oxyde d'azote et de dioxyde d'azote (NO et NO ₂) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994.....	20
TABEAU 1.5	Émissions atmosphériques de TSP par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994	20
TABEAU 1.6	Émissions atmosphériques de composés organiques volatils (COV) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994	21
TABEAU 1.7	Émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994	21
TABEAU 1.8	Émissions atmosphériques de CO par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994	22
TABEAU 1.9	Émissions atmosphériques de SO ₂ par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994....	22
TABEAU 1.10	Émissions atmosphériques de NO et NO ₂ par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994.....	22
TABEAU 1.11	Émissions atmosphériques de TSP par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994	23
TABEAU 1.12	Émissions atmosphériques de COV par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994 .	23
TABEAU 1.13	Émissions atmosphériques de polluants liés au chauffage dans les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994	25
TABEAU 1.14	Émissions atmosphériques de composés organiques volatils (COV) liées à l'utilisation de peinture et solvants dans les services et résidences privées (en tonnes métriques) en 1994	25
TABEAU 1.15	Émissions atmosphériques de polluants liés au chauffage résidentiel (en tonnes métriques) en 1994	26
TABEAU 1.16	Émissions atmosphériques de polluants pour l'ensemble des sources fixes inventoriées (en tonnes métriques) en 1994	29
TABEAU 1.17	Composition moyenne du carburant au Québec en 1993 (en % du volume du carburant).....	35
TABEAU 1.18	Certains systèmes antipollution implantés au Canada pour les véhicules mus à l'essence.....	38
TABEAU 1.19	Altérations des équipements antipollution des véhicules inspectés à Montréal	40
TABEAU 1.20	Émissions de CO et HC à l'échappement des véhicules inspectés à Montréal	41
TABEAU 1.21	Répartition des véhicules immatriculés en 1994 sur le territoire de la CUM.....	43
TABEAU 1.22	Répartition des véhicules légers équipés de convertisseurs catalytiques sur le territoire de la CUM (modèles 1988 et +)	43
TABEAU 1.23	Évolution de l'activité routière dans la grande région de Montréal de 1990 à 1994, en millions de véhicules-kilomètres (MVkm).....	48
TABEAU 1.24	Température minimale, maximale et moyenne quotidienne	53
TABEAU 1.25	Taux d'émissions de référence selon mobile 5C pour 1990 et 1994 pour les 4 catégories de véhicules	54
TABEAU 1.26	Taux d'émissions moyen pour le CO ₂ , les TSP et les HAP (grammes/véhicule-kilomètre).....	55
TABEAU 1.27	Bilan global des polluants atmosphériques attribuables au transport routier dans la grande région de Montréal en 1990 (en tonnes métriques).....	57
TABEAU 1.28	Bilan global des polluants atmosphériques attribuables au transport routier dans la grande région de Montréal en 1994 (en tonnes métriques).....	58
TABEAU 1.29	Estimation des taux d'émissions des véhicules en 2010 (Grammes/véhicules-kilomètre)	59
TABEAU 1.30	Taux d'émission de référence pour l'année 2010 pour les 4 catégories de véhicules.....	59
TABEAU 1.31	Bilan global des polluants atmosphériques attribuables au transport routier pour la grande région de Montréal en 2010 (Scénario tendanciel) (en tonnes métriques).....	61

TABLEAU 1.32	Contribution estimée (%) des régions sources par rapport au NOx total	70
TABLEAU 1.33	Émissions de gaz carbonique (CO ₂) pour l'ensemble des sources excluant le transport (en tonnes métriques) en 1994	82
TABLEAU 1.34	Émissions de méthane (CH ₄) pour l'ensemble des sources excluant le transport (en tonnes métriques) en 1994	83
TABLEAU 1.35	Émissions d'oxydes nitreux (N ₂ O) pour l'ensemble des sources excluant le transport (en tonnes métriques) en 1994	84
TABLEAU 1.36	Émissions de CF ₄ , C ₂ F ₆ inventoriées pour les alumineries par le MEF(en tonnes métriques) en 1994	85
TABLEAU 1.37	Émissions atmosphériques de chlorofluorocarbones et d'hydrochloro-fluorocarbones associées à leur utilisation (en tonnes métriques) en 1994	85
TABLEAU 1.38	Estimation des émissions de CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O (en tonnes métriques) associées au transport routier.....	86
TABLEAU 1.39	Émissions atmosphériques des gaz responsables de l'effet de serre (en tonnes métriques d'équivalents CO ₂) en 1994	88
TABLEAU 1.40	Sommaire des émissions des polluants atmosphériques conventionnels dans la grande région de Montréal en 1994 (en tonnes métriques).....	90
TABLEAU 1.41	Sommaire des émissions de polluants atmosphériques responsables de l'effet de serre dans la grande région de Montréal en 1994 (en tonne métriques).....	92
TABLEAU 1.42	Contribution (%) des principaux secteurs aux émissions de polluants atmosphériques sur le territoire de la GRM en 1994	94
TABLEAU 1.43	Contribution estimée des régions sources (éloignées et locales) à la pollution de Montréal	95
TABLEAU 1.44	Comparaison des émissions estimées en 2010 par rapport à celles de 1994.....	97

Chapitre 2

TABLEAU 2.1	Normes du dioxyde de soufre (SO ₂)	112
TABLEAU 2.2	Normes du monoxyde de carbone (CO)	112
TABLEAU 2.3	Normes du dioxyde d'azote (NO ₂).....	113
TABLEAU 2.4	Normes du monoxyde d'azote (NO).....	114
TABLEAU 2.5	Normes de l'ozone (O ₃)	114
TABLEAU 2.6	Normes des particules totales en suspension (TSP).....	115
TABLEAU 2.7	Normes des particules fines 10 µm (PM ₁₀).....	116
TABLEAU 2.8	Variation des concentrations de quelques GES et SACOS selon le GIEC.....	147
TABLEAU 2.9	Concentrations mensuelles d'ozone stratosphérique au-dessus de la grande région de Montréal	149

Chapitre 3

TABLEAU 3.1	Réaction des plantes à l'ozone troposphérique	156
TABLEAU 3.2	Concentration d'ozone requise pour causer des dommages.....	157
TABLEAU 3.3	Superficie des érablières affectées par le dépérissement au Québec (en hectares)	158

Chapitre 4

TABLEAU 4.1	Définition des différentes mesures utilisées pour évaluer la fonction pulmonaire	179
TABLEAU 4.2	Effets respiratoires et diminution du VEMS en fonction de la concentration horaire maximale d'ozone	182
TABLEAU 4.3	Risques relatifs de mortalité pour une augmentation de 100 µg/m ³ d'ozone	185
TABLEAU 4.4	Normes en vigueur pour l'ozone dans divers pays (en ppm).....	189
TABLEAU 4.5	Moyennes des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) pour diverses villes ainsi que les valeurs maximales (pour 1 heure).....	190

TABLEAU 4.6	Moyennes des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) pour 16 villes canadiennes ainsi que les valeurs au 95 ^{ème} centile, pour les années 1981-91	191
TABLEAU 4.7	Comparaison des résultats d'études sélectionnées en regard de la mortalité journalière, pour cause spécifique et toutes causes, et la pollution atmosphérique par les particules.....	195
TABLEAU 4.8	Résultats de deux études de cohortes prospectives sur la pollution de l'air : L'«American Cancer Society Prospective Cohort Study» et la «Six Cities Study»	197
TABLEAU 4.9	Résultats des études sur la relation entre les niveaux de particules et des notes de sortie de l'hôpital.....	199
TABLEAU 4.10	Classification des produits cancérigènes selon l'US EPA.....	208
TABLEAU 4.11	Classification des produits cancérigènes selon le CIRC	208
TABLEAU 4.12	Classement de la carcinogénicité relative en fonction de la ED10 et de la classification des produits selon l'US EPA.....	209
TABLEAU 4.13	Localisation des stations de mesures dans la grande région de Montréal	209
TABLEAU 4.14	Indicateurs utilisés pour la priorisation des COV	211
TABLEAU 4.15	Concentrations de benzène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994	216
TABLEAU 4.16	Estimation de l'exposition multimédia au benzène chez les résidents de la grande région de Montréal	218
TABLEAU 4.17	Concentrations de 1,3-butadiène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994.....	219
TABLEAU 4.18	Concentrations de formaldéhyde mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994	224
TABLEAU 4.19	Contribution de divers environnements à l'exposition au formaldéhyde par inhalation.....	226
TABLEAU 4.20	Concentrations de dibromure d'éthylène (1,2-dibromoéthane) mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994	228
TABLEAU 4.21	Concentrations de tétrachlorure de carbone (CCl ₄) mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994	231
TABLEAU 4.22	Concentrations d'acroléine mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994	234
TABLEAU 4.23	Concentrations de benzo(a)pyrène mesurées dans la grande région de Montréal entre 1989 et 1994	240
TABLEAU 4.24	Composition chimique de la fumée de bois	243
TABLEAU 4.25	Études réalisées dans la grande région de Montréal	256
TABLEAU 4.26	Niveaux observés de certains polluants dans la GRM, critères d'exposition recommandés et excès de risque cancérigène	272

Chapitre 5

TABLEAU 5.1	Plaintes concernant la qualité de l'air adressées au service de l'Environnement de la CUM de 1990 à 1995	307
TABLEAU 5.2	Déplacements à destination de la Communauté urbaine de Montréal, période de pointe du matin	310

Chapitre 6

TABLEAU 6.1	Enjeux atmosphériques et impacts sur l'environnement et la santé dans la grande région de Montréal.....	320
TABLEAU 6.2	Émissions atmosphériques de polluants, par type de source, dans la grande région de Montréal (en tonnes métriques) en 1994	323
TABLEAU 6.3	Normes fédérales canadiennes sur les émissions des véhicules légers alimentés à l'essence ou au diesel	330
TABLEAU 6.4	Normes fédérales sur les émissions des véhicules lourds alimentés à l'essence ou au carburant diesel.....	331

LISTE DES FIGURES

Chapitre 1

FIGURE 1.1	Procédure pour l'estimation des bilans d'émissions des polluants atmosphériques attribuables aux véhicules routiers dans la grande région de Montréal	46
FIGURE 1.2	Évolution des émissions de COV reliées au transport routier de 1989 à 2010, selon l'inventaire d'Environnement Canada, 1995	64
FIGURE 1.3	Évolution des émissions de CO reliées au transport routier de 1989 à 2010, selon l'inventaire d'Environnement Canada, 1995	65
FIGURE 1.4	Évolution des émissions de NO _x reliées au transport routier de 1989 à 2010, selon l'inventaire d'Environnement Canada, 1995	65

Chapitre 2

FIGURE 2.1	Étude de la concentration moyenne annuelle de SO ₂	117
FIGURE 2.2	Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de SO ₂	118
FIGURE 2.3	Étude des concentrations maximales 1h de SO ₂	118
FIGURE 2.4	Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de SO ₂	119
FIGURE 2.5	Étude du nombre de dépassements de la norme 24h (données mobiles) de SO ₂	119
FIGURE 2.6	Étude du nombre de postes échantillonnant le SO ₂	120
FIGURE 2.7	Étude de la concentration annuelle de CO	121
FIGURE 2.8	Étude des concentrations maximales 8h (mobiles) de CO	121
FIGURE 2.9	Étude des concentrations maximales 1h de CO	122
FIGURE 2.10	Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de CO	122
FIGURE 2.11	Étude du nombre de dépassements de la norme 8h (données mobiles) de CO	123
FIGURE 2.12	Étude du nombre de postes échantillonnant le CO	123
FIGURE 2.13	Étude de la concentration moyenne annuelle de NO ₂	124
FIGURE 2.14	Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de NO ₂	125
FIGURE 2.15	Étude des concentrations maximales 1h de NO ₂	125
FIGURE 2.16	Étude du nombre de dépassements de la norme de 1h de NO ₂	126
FIGURE 2.17	Étude du nombre de dépassements de la norme 24h (données mobiles) de NO ₂	126
FIGURE 2.18	Étude du nombre de postes échantillonnant le NO ₂	127
FIGURE 2.19	Étude de la concentration moyenne annuelle de NO	128
FIGURE 2.20	Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de NO	128
FIGURE 2.21	Étude des concentrations maximales 1h de NO	129
FIGURE 2.22	Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de NO	129
FIGURE 2.23	Étude du nombre de postes échantillonnant le NO	130
FIGURE 2.24	Étude de la concentration moyenne annuelle de O ₃	131
FIGURE 2.25	Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de O ₃	131
FIGURE 2.26	Étude des concentrations maximales 8h (mobiles) de O ₃	132
FIGURE 2.27	Étude des concentrations maximales 1h de O ₃	132
FIGURE 2.28	Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de O ₃	133
FIGURE 2.29	Étude du nombre de dépassements de la norme 24h (données mobiles) de O ₃	133
FIGURE 2.30	Étude du nombre de dépassements de la norme 8h (données mobiles) de O ₃	134
FIGURE 2.31	Étude du nombre de postes échantillonnant l'O ₃	134
FIGURE 2.32	Étude de la concentration moyenne annuelle de TSP	135
FIGURE 2.33	Étude des concentrations maximales 24h de TSP	136
FIGURE 2.34	Étude du nombre de dépassements de la norme 24h de TSP	136
FIGURE 2.35	Étude du nombre de postes échantillonnant les TSP	137
FIGURE 2.36	Étude de la concentration moyenne annuelle de PM ₁₀	137
FIGURE 2.37	Étude des concentrations maximales 24h de PM ₁₀	138

FIGURE 2.38 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h de l'US EPA de PM_{10}	139
FIGURE 2.39 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h de l'OMS de PM_{10}	139
FIGURE 2.40 Étude du nombre de postes échantillonnant les PM_{10}	140
FIGURE 2.41 Étude de la concentration moyenne annuelle de SO_4^{2-}	141
FIGURE 2.42 Étude des concentrations maximales 24h de SO_4^{2-}	141
FIGURE 2.43 Étude du nombre de postes échantillonnant les SO_4^{2-}	142
FIGURE 2.44 Indice pollinique moyen de l'herbe à poux	145
FIGURE 2.45 Nombre de jours moyen dépassant 7 grains/cm ²	145
FIGURE 2.46 Nombre de postes mesurant le pollen de l'herbe à poux	145
FIGURE 2.47 Concentration moyenne de pollen d'herbe à poux pour la saison 1995 dans la grande région de Montréal (île de Montréal et Laval)	145

Chapitre 5

FIGURE 5.1 Évolution des déplacements annuels à la STCUM (en-millions)	309

LISTE DES CARTES

Carte 1

Limites du territoire de la grande région de Montréal en 1994.....7

Carte 2

Réseau de mesure de l'ozone troposphérique au Québec en 1994 77

Carte 3

Réseau d'échantillonnage de l'air ambiant sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal, 1996 107

INTRODUCTION

La pollution atmosphérique générée par les intenses activités humaines dans la grande région de Montréal a toujours constitué, de par l'importance de ses sources fixes (ex. industrie) et mobiles (ex. transport routier), une cause de préoccupation pour les autorités de santé publique et environnementales, de même que pour les groupes communautaires locaux représentant la population et ce, en raison des impacts potentiels sur la santé et l'environnement dans les zones urbaines et périurbaines densément peuplées de la région. La grande région de Montréal étant située à l'intérieur du corridor Windsor-Québec, elle subit de plus les effets négatifs du transport à grande distance, le corridor Windsor-Québec étant l'une des régions du Canada les plus touchées par le problème du smog (i.e. particules inhalables ainsi que l'ozone troposphérique et ses précurseurs) avec la vallée inférieure du Fraser en Colombie-Britannique.

Pour la majeure partie des polluants atmosphériques mesurés par les autorités environnementales, leur contrôle a permis à la région de Montréal de bénéficier d'une visible tendance à la baisse depuis au moins une quinzaine d'années. Cependant, certains polluants gazeux (ozone et oxydes d'azote) impliqués au niveau du smog de même que certains polluants particuliers (particules en suspension grossières et fines, herbe à poux) dépassent occasionnellement les recommandations sanitaires. D'autre part, pour les polluants responsables de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone, on observe une augmentation des niveaux mesurés dans la haute atmosphère et ce, depuis près de 150 ans à l'échelle mondiale. Par ailleurs, une moins bonne connaissance des niveaux ambiants de composés organiques volatils (COV) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) nous empêche de dégager des tendances à leur sujet. Néanmoins, en raison de la nature cancérigène de certains HAP et COV, et dû à la présence de sources importantes de COV et de HAP, majoritairement représentées par le transport routier et le chauffage au bois dans la grande région de Montréal, ces polluants sont considérés préoccupants. Comme pour les autres polluants identifiés précédemment, nous les retenons comme pouvant être problématiques pour le territoire étudié.

Suite à l'identification des polluants à caractère problématique dans la grande région de Montréal, une revue critique de la littérature scientifique, permettant d'aboutir à une synthèse des connaissances actuelles concernant les impacts sur la santé et l'environnement, a été faite à leur sujet, à la lueur des niveaux de pollution atteints dans la région; ceci permettant d'atténuer l'importance prétendue de certains impacts sanitaires ou environnementaux perçus par le public. Par ailleurs, des aspects méconnus ou encore mal étudiés sont soulevés comme, par exemple, les impacts sur la santé d'une exposition à un mélange de polluants atmosphériques à des niveaux relativement modérés tels ceux observés dans l'air de la région. Enfin, les problèmes de santé tels que l'asthme et les allergies respiratoires de même que ceux liés à la combustion du bois sont également traités. Ceci, dans le premier cas, en raison de l'augmentation de la prévalence des symptômes d'asthme et d'allergie de 1978 à 1991. Notons que ces symptômes affectent surtout les enfants (ce groupe a été désigné prioritaire par les autorités de santé publique). Concernant la combustion du bois, certaines études suggèrent un effet possible au niveau du système respiratoire des personnes, en particulier des jeunes enfants, qui demeurent dans les résidences où l'on utilise le chauffage au bois. La croissance de l'utilisation du bois comme moyen de chauffage est d'autant plus préoccupante en milieu urbain, car les rejets sont également émis à

l'extérieur près du sol (entre 5 et 15 mètres de hauteur) et contiennent des substances telles que de fines particules et des hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Cette étape préalable nous permet ensuite de désigner les enjeux de santé publique et environnementaux spécifiques à la grande région de Montréal. À partir de ces enjeux, nous proposons des stratégies qui devraient convenir aux particularités de la grande région de Montréal et qui ciblent les secteurs d'activités humaines les plus importants en termes d'émissions atmosphériques polluantes.

Un exercice de quantification des émissions atmosphériques polluantes a ainsi été fait. Exercice parfois fort complexe en raison de données parfois non spécifiques au territoire étudié, partielles, voire manquantes. Toutefois, comme pour la majeure partie des inventaires de cette ampleur effectués en Amérique du Nord, la plupart des données d'émissions ont été estimées, soit à partir de données de production (pour les sources fixes) soit à partir de modèles de calcul forcément limités mais relativement fiables (pour les sources mobiles). Un tel exercice gagnera à être refait périodiquement et produira un inventaire plus raffiné au fur et à mesure que la couverture des secteurs et des polluants sera complétée et que la qualité des modèles de calcul s'améliorera.

Or, la compréhension des principaux enjeux de santé publique et environnementaux par les décideurs publics, qui jouent un rôle clé dans l'atténuation du problème de la pollution atmosphérique dans la grande région de Montréal, est un préalable à l'initiation d'actions concrètes par ceux-ci mais doit aussi permettre aux pollueurs, «petits et grands», individus comme petites, moyennes et grandes entreprises, d'être sensibilisés dans leurs activités quotidiennes.

Ce document a donc pour objectif de désigner les enjeux de santé publique et environnementaux propres à la grande région de Montréal et de présenter des stratégies qui pourraient être mises de l'avant dans la région.

Six chapitres structurent ce document de référence. Une description du territoire à travers les milieux physiques et humains met en évidence les principales caractéristiques de la grande région de Montréal et en identifie la vocation; ceci précède l'ensemble des textes et permet au lecteur de cerner le contexte.

Ainsi, le chapitre 1 vise à faire le point sur la contribution relative des divers secteurs d'activités humaines et du transport à grande distance au total des émissions des polluants faisant l'objet d'un suivi environnemental.

Le chapitre 2 permet de dégager les tendances des quinze à vingt dernières années concernant le niveau dans l'air ambiant de certains polluants et met en évidence les polluants pour lesquels des dépassements occasionnels des normes et recommandations sont observés.

Les chapitres 3 et 4 tentent de faire ressortir, en regard des niveaux de pollution atteints dans la région, les impacts potentiels sur l'environnement et la santé qui devraient retenir notre attention.

Ils abordent également la question des coûts économiques liés à l'environnement et la santé, découlant de la pollution atmosphérique.

Le chapitre 5 évalue la perception de la qualité de l'air ambiant vis-à-vis d'autres problématiques environnementales dans les préoccupations du public à cet égard. Il discute ensuite des facteurs qui influencent les comportements concernant le transport routier, puisqu'il s'agit d'une importante contribution à la pollution atmosphérique au niveau individuel.

Finalement, le chapitre 6 identifie les principaux enjeux environnementaux et de santé publique. En fonction de ces enjeux, des stratégies efficaces (c.-à-d. ayant subi un processus d'évaluation) permettant une amélioration de la qualité de l'air sont identifiées (ex. pratiques d'aménagement urbain atténuant la pollution par le transport routier). Enfin, parmi de telles stratégies, celles qui ont déjà fait leurs preuves dans la grande région de Montréal sont rapportées (ex. règlements et programmes de contrôle du service de l'environnement de la Communauté urbaine de Montréal).

DESCRIPTION DU TERRITOIRE

Par Josée Brosseau, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Cette première partie a pour but de permettre au lecteur de situer la grande région de Montréal (GRM) dans son contexte physique, humain et au niveau de sa vocation. Il est tout d'abord important de définir les limites du territoire à l'étude, c'est-à-dire la GRM. Ensuite, une description du territoire est donnée via les milieux physiques et humains; ceci permettant de mettre en évidence les principales caractéristiques de la GRM. Enfin, la vocation du territoire est décrite par le biais de trois éléments : l'occupation du territoire, le profil économique de la GRM et les principales infrastructures liées au transport.

1. LIMITES DU TERRITOIRE DE LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL

En 1993, dans un rapport commandé par le gouvernement du Québec au Groupe de travail sur Montréal et sa région (GTMR), communément appelé le rapport Pichette, on concluait que «le périmètre de la région métropolitaine de recensement (RMR) est celui qui circonscrit le mieux les réalités socio-économiques de la grande région de Montréal (GRM)» (GTMR, 1993). Or, ces réalités socio-économiques ont un lien direct avec les activités humaines génératrices de pollution atmosphérique dans la GRM. C'est pourquoi, à l'instar des recommandations du GTMR, nous définissons ici la grande région de Montréal comme celle qui correspond à la RMR de Montréal tel qu'établi par Statistique Canada.

Les auteurs du rapport Pichette (GTMR, 1993) soulignent bien le fait que les réalités socio-économiques changeant, les limites du territoire actuel évolueront selon la dynamique future du développement et de l'urbanisation. Ceci s'est d'ailleurs exprimé depuis, avec l'agrandissement du territoire de la RMR suite au recensement de 1996 (ministère de la Métropole, 1996). Dans le présent document, le territoire à l'étude correspond cependant à celui de la RMR de 1991, puisque au moment de produire nos estimés des émissions atmosphériques polluantes, seules ces limites de territoire étaient disponibles. Nous nous limitons généralement à décrire la GRM dans son ensemble, en raison d'un découpage inégal de l'information selon les sources de renseignements que nous avons consultées : parfois les limites du territoire ne sont pas identiques à celles de la RMR¹, à d'autres moments la division du territoire est différente de celle que nous avons effectuée et à laquelle nous référons occasionnellement dans les chapitres suivants soit : le territoire de la Communauté urbaine de Montréal (CUM), la Couronne Nord et la Couronne Sud. Exception faite d'un petit nombre d'indicateurs socio-économiques, nous ne pourrions discuter de chacune des sous-régions qui composent la GRM.

¹ RMR = : «région de Montréal» (GTMR, 1993); «RMR de Montréal» (SQDM-MLLLM, 1996).

RMR < : «région du Grand Montréal» (MICST, 1997)

RMR > : «région de Montréal» (MTQ, 1995); «région métropolitaine» (AMT, 1997a)

2. DESCRIPTION GÉNÉRALE DE LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL (GRM)

La GRM est localisée dans la partie méridionale du Québec, dans le secteur sud-ouest de la province. Le territoire couvert se situe à l'intérieur des basses terres du fleuve Saint-Laurent, reconnues notamment pour la qualité de leur sol. Il est dominé par le fleuve Saint-Laurent, considéré comme le plus important cours d'eau du continent nord-américain. Ainsi, possède-t-il l'un des climats les plus favorables du Québec, par ses étés plus longs et plus chauds, ses hivers plus courts et une durée d'insolation plus longue. Les constituantes physiques de la GRM favorisent donc une végétation riche en termes de composition de la flore, une faune diversifiée et un potentiel agricole élevé (MTQ, 1995).

En 1961, Statistique Canada établissait la superficie de la GRM à 1 270,00 km². En vingt ans, cette dernière aura plus que doublé (+121,6%) pour atteindre 2 814,43 km² en 1981. En 1991, la superficie est fixée à 3 508,89 km², ce qui représente un accroissement du quart (+24,7%) du territoire en dix ans. Par ailleurs, les données du recensement de 1996 montrent une hausse de 14,7% en cinq ans, soit depuis 1991. On observe que depuis 35 ans (1961 à 1996), la superficie de la GRM a plus que triplé (facteur 3,17).

Cinq régions administratives du Québec chevauchent actuellement le territoire de la GRM : au nord, Laval, une partie de Lanaudière et des Laurentides; au centre, Montréal; et au sud, une partie de la Montérégie. Ce territoire regroupe 100 municipalités et 2 territoires autochtones; la carte no 1 permet de visualiser les limites de ses unités territoriales. Enfin, la population qui y habite est décrite au point suivant².

3. POPULATION DE LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL (GRM)

La GRM regroupe «un grand noyau urbain ainsi que les régions urbaines et rurales adjacentes dont le degré d'intégration économique et sociale avec ce noyau urbain est très élevé» (GTMR, 1993 citant Statistique Canada), et constitue donc une région métropolitaine de recensement (RMR) au sens de Statistique Canada. Afin de déterminer la RMR, le noyau urbain est d'abord décrit : celui-ci inclut tous les secteurs où la densité urbaine est de 400 habitants par km² ou plus, et qui sont situés à moins de 2 km les uns des autres (usuellement, la population du noyau urbain est > 100 000 habitants). On ajoute ensuite les municipalités situées tout autour (critère de continuité du territoire) et plus particulièrement celles dont 50% ou plus de la main-d'œuvre travaillent dans le noyau urbain (critère d'inclusion lié aux déplacements domicile/travail) (ministère de la Métropole, 1996; SQDM-MLLLM, 1996). Le noyau urbanisé de la GRM occupe environ 45% du territoire et sa population représente 96% du total de la population, soit 3 004 521 sur 3 127 242 hab. selon les données du recensement de 1991 (GTMR, 1993).

². Les données du recensement de 1991 de Statistique Canada étant incomplètes pour les territoires autochtones, nous ne pourrions traiter ceux-ci.

En 1991

Superficie : 3 508,9 km²

territoires autochtones: 102

En 1991, la population de la GRM était ainsi répartie : 56,8% des 3 127 242 habitants résident sur le territoire de la CUM qui compte 29 municipalités dont la plus importante est Montréal (1 017 556 hab.); 21,8% habitent la Couronne Sud, comptant 46 municipalités dont Longueuil (129 874 hab.); et 21,4% demeurent dans la Couronne Nord, incluant 25 municipalités dont Laval (314 398 hab.). On retrouve la liste des municipalités et leur population respective à l'annexe 1 (Note 2).

Évolution de la population et ses caractéristiques

La GRM, qui regroupait en 1991 plus de 45% de la population du Québec, a enregistré entre 1981 et 1991 une croissance démographique de près de 10% (i.e. 9,3%), soit le double de ce qui a été observé de 1971 à 1981. Par ailleurs, plus des 9/10 de cette augmentation a profité aux Couronnes Nord et Sud entre 1981 et 1991, ce qui démontre une progression accélérée du peuplement des Couronnes par rapport au territoire de la CUM (MTQ, 1995). L'évolution démographique de 1986 à 1991 est la suivante pour chaque partie de la GRM : territoire de la CUM, + 1,3%; Couronne Nord, +19,1%; et Couronne Sud, +4,3% (adapté de SQDM-MLLLM, 1996). À elles seules, les Couronnes Nord et Sud ont une croissance démographique, de 1986 à 1991, de 11,2% et accaparent plus de 85% de l'augmentation totale de la population de la GRM durant cette période.

Caractéristiques de la population expliquant l'évolution démographique

Le phénomène du **vieillissement** s'intensifie chez la population de la GRM et s'exprime par une hausse sensible de la proportion des 65 ans et plus depuis dix ans : de 9,2% en 1981, la proportion de ce groupe d'âge atteignait en 1991 11,3%. La population de la GRM apparaît légèrement plus vieille que le reste du Québec en raison de la présence importante de personnes de 65 ans et plus alors qu'on y retrouve moins de 0-14 ans. Ceci s'applique également à la population du territoire de la CUM où, par ailleurs, on observe que la proportion des 0-14 ans est inférieure et celle des 65 ans et plus, supérieure à la population des Couronnes. Les régions périphériques sont donc caractérisées par une population plus jeune que celle de la CUM (SQDM-MLLLM, 1996). En dépit d'une population qui vieillit dans son ensemble, on a observé dans la GRM, une augmentation de la **natalité** entre 1986 et 1991. De 60,7 enfants 0-4 ans par 1 000 habitants en 1986, on en dénombrait 63,9 en 1991 (MTQ, 1995). D'autre part, l'accroissement démographique plus vigoureux dans les Couronnes est partiellement expliqué par un taux de natalité plus élevé et un taux de mortalité plus faible que sur le territoire de la CUM (SQDM-MLLLM, 1996).

Malgré l'impact positif de la natalité dans la GRM, c'est plutôt la **balance migratoire** qui explique la croissance marquée de la population entre 1986 et 1991 (+7,1% vs + 2,5% de 1981 à 1986). En effet, durant cette période, le MTQ (1995) rapporte que la GRM «a fait des gains nets jusque chez les 45-49 ans, alors qu'entre 1981 et 1986, les augmentations nettes, beaucoup plus modestes, n'étaient observables que chez les plus jeunes». Par ailleurs, parallèlement à une perte remarquable des jeunes adultes de 30 à 34 ans mais également ceux du groupe des 35-39 ans qui quittent le territoire de la CUM, on constate des hausses sensibles des 25-39 ans et des enfants dans les Couronnes et ce, de 1981 à 1991 (MTQ, 1995). Ce phénomène engendre dans la GRM un étalement des lieux de résidence.

4. VOCATION DE LA GRANDE RÉGION DE MONTRÉAL (GRM)

Des vocations multiples caractérisent la GRM. Il est actuellement impossible de dégager la vocation dominante puisque l'évaluation quantitative de chacune de ces vocations n'a pas encore été complétée à l'échelle de la GRM. Toutefois, le ministère de la Métropole³ considère importantes les vocations suivantes : culturelle, touristique, internationale (présence de plus de 54 organismes internationaux), recherche (85% de la recherche et du développement du Québec), aéroportuaire (les deux seuls aéroports internationaux du Québec), et production manufacturière (la part du secteur manufacturier dans l'économie de la GRM est parmi les plus élevées des métropoles américaines) (SQDM-MLLLM, 1996).

Néanmoins, les activités intenses qui permettent d'attribuer ces vocations à la GRM peuvent en partie être illustrées dans un profil économique. Le revenu, l'emploi et le chômage, ainsi que les grands secteurs d'activités économiques sont les éléments dont nous disposons actuellement pour dresser ici un certain profil économique de la GRM. Mais tout d'abord, nous présentons l'occupation du territoire puisqu'une telle information renseigne sur la part du territoire actuellement occupée par certains types d'activités.

Occupation du territoire de la GRM

Les données dont nous disposons⁴ traitent de l'occupation des sols du noyau urbanisé de la GRM pour 1996. Nous rapportons donc les proportions relatives à chaque catégorie d'occupation des sols par rapport à la superficie de ce noyau qui était évaluée à 1 497,9 km² en 1996.

Dans la partie urbanisée de la GRM, l'occupation des sols est ainsi répartie (CUM-Couronne Sud-Couronne Nord) : 40,6% (12,2% - 14,5% - 13,8%) du territoire est occupé par la fonction résidentielle, 9,7% (3,4% - 3,2% - 2,6%) par les industries, 9,2% (3,6% - 3,2% - 2,4%) par les espaces verts, 8,2% (5,5% - 1,4% - 1,3%) par la fonction institutionnelle, 5,0% (1,8% - 1,6% - 1,6%) par le secteur commercial et finalement 0,8% par le réseau autoroutier (uniquement sur la CUM).

On observe, d'après ces pourcentages, que la fonction résidentielle est légèrement plus élevée dans les Couronnes que dans la CUM. Les industries occupent environ la même proportion de territoire dans la CUM et la Couronne Sud; cette part étant moins grande dans la Couronne Nord. Un profil similaire se retrouve au niveau des espaces verts. Là où la CUM se démarque, c'est par sa fonction institutionnelle : elle comporte quatre fois plus de superficie à cet effet que les autres portions de la GRM. Enfin, les proportions du territoire urbanisé occupé par les commerces sont environ les mêmes dans les trois secteurs de la GRM.

³ Communication personnelle téléphonique, A. Beaudin, économiste principal, Ministère de la Métropole, Direction Développement et Projet, 17 septembre 1997.

⁴ Communication personnelle écrite, S. Labelle, CUM, Division de l'aménagement du territoire, 22 septembre 1997.

Profil économique de la GRM

a) Le revenu

En 1991, le revenu moyen des ménages privés dans la GRM était de 43 000 \$, alors qu'il était près de 40 000 \$ pour l'ensemble du Québec (SQDM-MLLLM, 1996). Or, selon le recensement de 1991 de Statistique Canada, 18,5% des ménages privés de la GRM vivent sous le seuil de la pauvreté, alors que cette proportion baisse à 16,2% pour le Québec.

Nous ne disposons pas de données sur le revenu des divers secteurs d'activité économique de la GRM.

b) L'emploi et le chômage

Ci-après sont présentés les principaux indicateurs de la vigueur du marché du travail.

La **population active**⁵ de la GRM a connu une croissance de 2,5% entre 1989 et 1994 pendant que celle pour l'ensemble du Québec était de 3,1% (SQDM-MLLLM, 1996). Pour la période 1986-1991, alors que l'accroissement de la population active a été de 3,1% pour la GRM, une variation plus importante a été observée pour les Couronnes Nord et Sud avec, respectivement, des hausses de 25,2 et 11,3% comparativement à seulement 2,2% pour la CUM.

En 1991, les Couronnes Nord et Sud montraient un **taux d'activité**⁶ identique de 70,8%, taux supérieur à celui de la CUM qui s'établissait à 63,9%. La même situation s'appliquait dans le cas de la **part de la population en emploi**⁷ où les taux des Couronnes étaient, encore une fois, supérieurs à celui de la CUM et identiques pour les deux Couronnes soit, 63,9%, comparativement à 55,5% pour la CUM.

Les personnes résidant dans une région et occupées par un emploi sont qualifiées en termes économiques de «**résidents en emploi**» de ladite région. Durant la période 1989-1994, le nombre de résidents en emploi de la GRM diminuait de près de 1%. Et, «malgré une certaine reprise de l'emploi au Québec depuis 1993, le niveau d'emploi de la GRM (dont le territoire correspond à celui de la GRM) s'accroît plus lentement que l'ensemble du Québec» (SQDM-MLLLM, 1996). D'autre part, de 1986 à 1991, la GRM a connu une hausse de 2,2% du nombre de résidents en emploi alors que les augmentations ont été beaucoup plus appréciables pour les Couronnes Sud et Nord avec, respectivement, 11,8 et 25,0%.

Jusqu'à présent, les indicateurs du marché du travail que nous avons présentés reflètent le déplacement d'une partie de la population de la CUM vers les Couronnes. Ceci est aussi vrai pour les résidents en emploi; dans ce cas particulier, la SQDM-MLLLM (1996) précise que d'autres facteurs sont également à l'oeuvre. Ainsi, un retard de quelques 76 000

⁵ Population active : personnes parmi la population de 15 ans et plus qui ont un emploi (personnes occupées) ou qui cherchent un emploi.

⁶ Taux d'activité = [population active/population de 15 ans et plus] x 100

⁷ % de la population en emploi = [nombre d'emplois/population de 15 ans et plus] x 100

personnes en emploi était encore constaté en 1995 dans la CUM par rapport à 1990, alors que les Couronnes avaient déjà effacé leurs propres pertes d'emploi. Un autre facteur serait l'émergence de pôles d'activités en périphérie (SQDM-MLLLM, 1996) qui expliquerait la hausse importante des résidents en emploi dans ces parties de la GRM.

Il nous apparaît intéressant à ce stade de rapporter des données présentées dans un rapport de la SQDM (SQDM-MLLLM, 1996) qui portent sur les lieux de travail et de résidence des résidents en emploi (ou personnes occupées par un emploi) de la GRM. À notre avis ces données illustrent d'une certaine façon l'étalement des activités économiques ainsi que l'étalement des lieux de résidence des travailleurs.

En 1991, parmi les 1 477 820 travailleurs résidant dans la GRM, plus de 95% occupent un emploi sur le territoire de la GRM. On constate par ailleurs que près de 91% des travailleurs habitant la CUM y exercent un emploi; pendant que 6% d'entre eux travaillent dans les Couronnes. Une part importante des travailleurs résidant dans les Couronnes a comme lieu de travail le territoire de la CUM; cette proportion était établie à 45,6% en 1991. Cette part était de 48,5% en 1981 et à 51,2% en 1971, ce qui démontre une tendance à la baisse des déplacements pour le travail vers l'île de Montréal (SQDM-MLLLM, 1996). On constate donc une localisation des activités relatives au travail sur une portion importante des régions périphériques à la CUM.

Alors que jusqu'en 1990, la GRM affichait un **taux de chômage**⁸ inférieur au reste du Québec, de 1991 à 1994 la situation s'est inversée. De 1986 à 1991, le taux de chômage de la GRM est passé de 11,4 à 12,0%; le taux de 1991 était le plus élevé des principales métropoles nord-américaines (SQDM-MLLLM, 1996). Un rapport du ministère de l'Industrie, du Commerce, de la Science et de la Technologie (1997) indique que ce taux est demeuré stable depuis 1991, à 12,0% au troisième trimestre de 1996. De 1986 à 1991, à l'intérieur de la GRM, les taux de chômage des Couronnes Sud et Nord ont soit diminué, dans le cas de la première (10,1 à 9,7%), soit sont demeurés presque stables, dans le cas de la seconde (9,7% à 9,6%). Le taux de chômage de la CUM, toujours plus élevé que celui des Couronnes par 2 ou 3 points, s'est quant à lui accru durant cette période (12,4 à 13,2%).

De 1985 à 1994, le **nombre de chômeurs** dans la GRM s'est accru de 13,7% tandis qu'une augmentation de 11,9% était observée pour l'ensemble du Québec (SQDM-MLLLM, 1996). La part des chômeurs associée à chaque partie de la GRM a été respectivement la suivante, pour 1986 puis pour 1991 : CUM, 64,8 et 63,0%; Couronne Sud, 19,3 et 18,4%; et Couronne Nord, 15,9 et 18,6%. Bien qu'on observe une légère augmentation dans la Couronne Nord durant cette période alors que les autres parties de la GRM voient leur part diminuer, la CUM est la plus touchée avec 63,0% des chômeurs de la GRM. On constate que le chômage est élevé et touche toutes les parties de la GRM, frôlant même les 10% pour les Couronnes, la CUM étant cependant la plus affectée.

⁸ Taux de chômage = [nombre de chômeurs/population active] x 100

c) Les grands secteurs d'activité économique

Nous présentons ici la répartition du nombre d'entreprises et d'employés pour les grands secteurs d'activité économique suivants: primaire, secondaire (manufacturier et construction) et tertiaire (i.e. services).

En 1994, la GRM représentait, avec ses 111 506 entreprises, un peu plus de 40% des entreprises du Québec. La GRM possède la plus importante part des entreprises du Québec et ce, au niveau des secteurs manufacturier (49,7%), tertiaire (43,8%) et de la construction (41,6%).

La représentation de chaque secteur d'activité à l'intérieur de la GRM est sensiblement la même que celle observée pour l'ensemble du Québec, à l'exception du secteur primaire (i.e. agriculture, mines et forêts) où figurent à peine 2% des entreprises de la région alors qu'au Québec, il représente 10% des entreprises (SQDM-MLLLM, 1996). Le secteur tertiaire constitue, comme c'est le cas au Québec, le plus important regroupement d'entreprises de la région (78,3%).

Au sein de la GRM, en 1994, 55% des 111 506 entreprises étaient localisées sur le territoire de la CUM, 23% et 22% étaient situées, respectivement, dans les Couronnes Sud et Nord. La CUM accueille la plus grande partie des entreprises manufacturières (60,2%) et de services (59,4%) mais, cependant, elle possède la moins grande part des entreprises de la construction avec seulement 22,4%. Enfin, le secteur primaire est davantage concentré dans la Couronne Sud (51,9%) (adapté de SQDM-MLLLM, 1996).

En 1994, les entreprises de la GRM fournissaient un emploi sur deux au Québec. Les secteurs manufacturier, tertiaire et de la construction de la GRM employaient une proportion importante de personnes au Québec avec, respectivement, 52,7%, 51,3% et 47,2% des personnes occupées par un emploi. La plus importante proportion relative au nombre de personnes employées par un secteur d'activité dans la GRM provient du secteur tertiaire, avec 75,7%. Entre 1985 et 1994, les secteurs des services et de la construction ont connu, au niveau de la GRM, un accroissement en termes du nombre de personnes employées, tandis qu'il y a eu un déclin observé dans le secteur manufacturier. Nous ne disposons pas de données nous permettant de présenter des pourcentages pour les différentes parties de la GRM. Toutefois, la Société québécoise de développement de la main d'œuvre (SQDM-MLLLM, 1996) relate qu'au début des années 70 presque 88% des employés du secteur manufacturier de la GRM travaillaient sur l'île de Montréal (qui correspond actuellement au territoire de la CUM), cette part diminuait en 1991 à environ 73%. Une diminution similaire a également été constatée pour le secteur tertiaire de la GRM qui employait 90% des travailleurs au niveau de l'île de Montréal, au début des années 70, pour n'en regrouper qu'un peu plus de 75% en 1991.

d) Faits saillants concernant le profil économique de la GRM

Le niveau de l'emploi dans la GRM s'accroît plus lentement que pour le reste du Québec. Le taux de chômage en 1996 est au même niveau qu'en 1991; le nombre de chômeurs augmente plus rapidement que pour l'ensemble du Québec. Le nombre de personnes

employées dans la GRM a diminué, de 1985 à 1994, dans les secteurs manufacturier, tertiaire et de la construction.

Les indicateurs du marché du travail montrent, au niveau de l'emploi, une meilleure vigueur des Couronnes par rapport à la CUM et, au niveau du taux de chômage, une stabilité des Couronnes alors que la CUM voit le sien augmenter. Une entreprise sur deux se trouve sur la CUM, surtout dans les secteurs manufacturier et tertiaire. On observe dans ces derniers une baisse du nombre de personnes employées au niveau de la CUM.

Principales infrastructures du transport dans la GRM

Les principales infrastructures routières, portuaires, ferroviaires et aéroportuaires constituent un facteur majeur du développement économique de la GRM. Ces infrastructures de transport confèrent à la région un statut de «porte d'entrée» majeure des personnes et marchandises en Amérique du Nord. La GRM est notamment située au carrefour de deux axes importants pour l'économie de la région, soit ceux de Windsor-Québec et de Montréal-Boston.

a) Infrastructures routières

Le MTQ (1995) dénombre 12 autoroutes qui se répartissent sur près de 500 km dans la GRM; sont entre autres inclus dans ce décompte les ponts autoroutiers Champlain et L.-H. Lafontaine. La GRM est également pourvue d'une trentaine de routes nationales, totalisant 270 km, qu'empruntent les ponts Mercier, Victoria et Jacques-Cartier. L'Agence métropolitaine de transport (AMT, 1997b) a recensé un total de 22 ponts où convergent les déplacements de la GRM aux heures de pointe.

b) Infrastructures portuaires, ferroviaires et aéroportuaires

Deux installations portuaires dignes de mention se trouvent dans la GRM : la plus importante, le port de Montréal, longe l'île de Montréal sur plus de 25 km et occupe une superficie de 1,42 km² (MTQ, 1995); la seconde, d'une moins grande envergure, est le quai de Côte-Sainte-Catherine situé sur des terrains sis au sud de la voie maritime du fleuve Saint-Laurent.

Dans la GRM, le réseau de voies ferrées totalise presque 900 km, principalement celles du CN et du CP. Quelques 211 km supplémentaires de voies appartiennent à la Société du Port de Montréal ainsi qu'aux compagnies ferroviaires Conrail et Jonction. S'ajoute à ce réseau l'important faisceau de voies ferrées des gares de triages du CN et du CP permettant la réception, l'expédition et le tri des marchandises (MTQ, 1995).

Finalement, les aéroports internationaux de Mirabel et de Dorval, occupant respectivement des superficies de 0,18 et 0,10 km², constituent les deux principales infrastructures aéroportuaires destinées au transport des passagers et des marchandises (MTQ, 1995).

Chapitre 1- Les sources anthropiques d'émission des polluants atmosphériques

1.1 Estimation quantitative d'émissions de polluants dans l'air ambiant de la grande région de Montréal (CO, SO₂, NO₂, NO, COV, HAP, TSP, PM₁₀, pollen de l'herbe à poux).

1.1.1 Sources fixes de l'île de Montréal et de la grande région de Montréal

Par Diane Gagnon et Jean-Pierre Plamondon, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec

La concentration des polluants atmosphériques présents dans l'air ambiant d'une région est fonction à la fois des polluants émis localement et des polluants qui y sont transportés en provenance de l'extérieur.

D'autres facteurs tels que les conditions météorologiques ou certaines particularités géographiques peuvent influencer la quantité de polluants présents en modifiant leur dispersion dans l'atmosphère ou en favorisant la formation de sous-produits de dégradation affectant ainsi la qualité de l'air ambiant à certains moments.

La présente section a pour objectif de donner une estimation quantitative des émissions atmosphériques de polluants attribuables aux activités de la grande région de Montréal à l'exclusion du secteur des transports. Elle se limite aux sources fixes locales d'émissions atmosphériques. Le secteur des transports qui est constitué de sources mobiles et la contribution transfrontalière seront traités dans les sections subséquentes du présent chapitre.

1.1.1.1 Description et limites de l'inventaire des émissions

Pour l'année 1994, les quantités de polluants émis à l'atmosphère dans la grande région de Montréal par des sources fixes ont pu être estimées pour cinq paramètres et ce, pour la plupart des secteurs d'activités importants. Il s'agit :

- du monoxyde de carbone (CO);
- du dioxyde de soufre (SO₂);
- des oxydes d'azote (NO_x);
- des particules en suspension (TSP) et
- des composés organiques volatils (COV).

Pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), seules des données très partielles ont pu être rassemblées.

Aucune donnée n'est disponible au niveau des sources fixes pour ce qui est de la fraction des particules en suspension qui a un diamètre de moins de 10 microns (fraction désignée PM₁₀).

Chacun des tableaux présente, lorsque c'est possible, l'estimation des émissions atmosphériques attribuables aux trois régions formant la grande région de Montréal: le territoire de la CUM, la Couronne Nord et la Couronne Sud, selon la définition du rapport Pichette (Notes nos 1 et 2 de l'annexe I). Pour fins de comparaison, les mêmes tableaux présentent le total des émissions atmosphériques associées à la grande région de Montréal de même que la valeur estimée des émissions pour l'ensemble du Québec.

Provenance des données

Les estimations présentées ont été effectuées à partir des données contenues dans l'inventaire des émissions atmosphériques tenu par le ministère de l'Environnement et de la faune (MEF). Il en est ainsi pour l'ensemble des données relatives aux industries, aux activités domestiques et au chauffage, à l'exception des données concernant l'exploitation de la pierre, du sable et du gravier où des informations supplémentaires provenant du ministère des Ressources naturelles (MRN) ont été utilisées pour les calculs.

Dans la section «commerces et services», les données de départ concernant les boulangeries, la manutention des céréales, les fuites associées à la distribution de gaz naturel, les incinérateurs et les centrales thermiques proviennent, elles aussi, de l'inventaire. Certaines données relatives à la distribution de l'essence dans les stations-service et l'usage de gaz naturel proviennent, quant à elles, du ministère des Ressources Naturelles.

Dans le cas des principaux secteurs industriels, où les données sont généralement connues pour chaque établissement individuellement, l'extraction des données de l'inventaire du MEF pour la région de Montréal n'a pas posé de problèmes particuliers et les émissions de polluants ont pu être réparties selon les municipalités en Couronne Nord, CUM et Couronne Sud.

Dans le cas des secteurs où seules les valeurs globales pour tout le Québec sont disponibles, la meilleure hypothèse de calcul a été utilisée pour déterminer quelle proportion des émissions attribuer à la région de Montréal. Dans le cas de l'utilisation de certaines statistiques non réparties par municipalité, la proportion attribuable au territoire sous étude qui recoupe régions administratives et MRC a parfois été difficile à estimer. De plus, la répartition entre la Couronne Nord, la Couronne Sud et la CUM n'a pas toujours été jugée significative et, dans ces cas, les valeurs n'ont été données que pour le total de la grande région de Montréal. Des explications sont fournies quant aux hypothèses de calcul utilisées.

Validité des résultats

L'inventaire des émissions atmosphériques du ministère de l'Environnement et de la faune, d'où provient une grande partie des données utilisées dans ce texte, a été mis en place pour suivre l'origine, la nature et les quantités de contaminants rejetés dans l'atmosphère par diverses activités menées sur le territoire québécois.

Cet inventaire est informatisé depuis 1985. Les données contenues y sont mises à jour annuellement à partir de demandes de renseignements adressées aux industries inventoriées et aussi à l'aide de diverses publications statistiques. Idéalement, ces données devraient avoir été obtenues suite à des

échantillonnages à la source, mais la plupart proviennent de données de production auxquelles des facteurs d'émissions ont été appliqués.

La façon dont ces données sont obtenues et la validité ou la précision de ces dernières sont comparables avec ce qui se fait ailleurs, notamment aux États-Unis. D'ailleurs, le MEF utilise cet inventaire pour la gestion des engagements du Québec dans les grands dossiers atmosphériques (changements climatiques, COV/NOx, précipitations acides). Le pourcentage de couverture des différents secteurs peut varier. En effet, l'inventaire du MEF n'est pas encore complet tant au niveau des secteurs que des paramètres couverts.

Pour ce qui est des sources industrielles, les principaux secteurs où on retrouve des installations industrielles d'une certaine envergure sont généralement couverts à 100%. C'est le cas pour les industries métallurgiques, les fabriques de pâtes et papiers, les raffineries de pétrole, la pétrochimie, la chimie organique et inorganique, les cimenteries ainsi que les incinérateurs, les centrales thermiques et la manutention des céréales.

Les secteurs où il a fallu estimer les émissions atmosphériques à partir des données globales disponibles pour l'ensemble du Québec sont les boulangeries, les nettoyeurs à sec, la distribution du gaz naturel, le chauffage non industriel, l'utilisation non industrielle de peinture et de solvants.

La réalisation de ce travail n'aurait pas été possible sans la collaboration de M. Chamrith Chhem du Service de la qualité de l'atmosphère qui nous a fourni les renseignements concernant l'inventaire du MEF.

1.1.1.2 Sources industrielles

Toutes les données d'émissions figurant à cette section sont issues de l'inventaire des émissions atmosphériques du ministère de l'Environnement et de la faune, à l'exception des données concernant le sable et gravier et le concassage de la pierre. Chaque chiffre représente le total des émissions d'un contaminant atmosphérique précis associé à un secteur industriel particulier.

Pour l'estimation, dans la grande région de Montréal, des émissions de particules associées au concassage de la pierre et à la préparation du sable et du gravier, les données d'émissions ont été calculées à partir de données de production fournies par le ministère des Ressources naturelles (MRN). La répartition de ces données entre la CUM, la Couronne Nord et la Couronne Sud n'a cependant pas été possible à cause de la forme sous laquelle les données sont fournies par le MRN afin de préserver la confidentialité des données de production de chaque entreprise. Les données globales pour le Québec, présentées dans les tableaux, concernant les émissions atmosphériques de ce secteur d'activité sont issues de l'inventaire du MEF. De plus, la répartition des divers traitements de concassage, manutention, tamisage, etc. subis par les produits n'étant pas disponible, un facteur d'émission global tiré de l'inventaire du MEF a été utilisé pour les calculs.

Les valeurs totales d'émissions atmosphériques présentées dans les tableaux représentent le total des émissions pour lesquelles des estimations ont été effectuées. Dans certains cas, les données d'émissions n'étant pas disponibles ou n'étant pas significatives, lorsque divisées en Couronne Sud, Couronne Nord et CUM, seule la valeur globale pour la grande région de Montréal a été indiquée

dans le tableau. Il peut donc arriver que le total des émissions atmosphériques des trois régions ne soit pas toujours équivalent à celui de la grande région de Montréal.

Le tableau qui suit donne la répartition des usines inventoriées sur le territoire couvert par la grande région de Montréal de même que le nombre total d'usines inventoriées pour l'ensemble du Québec pour les secteurs correspondants.

TABEAU 1.1 Nombre d'usines inventoriées en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	3	1	3	7	56
Sidérurgie	1	0	1	2	6
Aluminerie	0	0	1	1	10
Chimie organique	3	0	0	3	8
Chimie inorganique	0	0	4	4	18
Pétrochimie	4	2	4	10	11
Plastiques	0	0	1	2	6
Raffineries	2	0	0	2	3
Fonte et acier	1	0	0	1	22
Cimenteries	0	0	1	1	4
Industries diverses	9	5	2	15	29

La liste complète des usines ou installations inventoriées pour la grande région de Montréal figure à la note 3 de l'Annexe I.
(Source: Inventaire du MEF)

TABEAU 1.2 Émissions atmosphériques de monoxyde de carbone (CO) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	3,3	79,4	10,3	93,0	2 587,2
Sidérurgie	3,3	NA	6,9	10,2	69 744,3
Alumineries	NA	NA	5 668,3	5 668,3	318 046,8
Chimie organique	1,3	NA	NA	1,3	4,1
Chimie inorganique	NA	NA	33,3	33,3	297,6
Pétrochimie	18,2	24,1	99,4	141,7	142,1
Plastiques	NA	NA	NA	NA	3,2
Raffineries	1504,4	NA	NA	504,4	1 718,3
Fonte et acier	43,8	NA	NA	43,8	2 834,4
Cimenteries	NA	NA	203,2	203,2	772,2
Industries diverses	54,4	16,6	7,6	78,6	157,0
Secteurs absents de la GRM					62 881,5
TOTAL	1628,7	120,1	6 029,0	7 777,8	459 188,7

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.3 Émissions atmosphériques de dioxyde de soufre (SO₂) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	0,2	0,2	207,4	207,8	26 945,3
Sidérurgie	0,1	NA	0,1	0,2	4 699,4
Alumineries	NA	NA	743,3	743,3	46 124,6
Chimie organique	NA	NA	NA	NA	42,7
Chimie inorganique	NA	NA	1 396,2	1 396,2	5 890,7
Pétrochimie	11,2	NA	128,4	139,6	143,0
Plastiques	NA	NA	NA	NA	92,1
Raffineries	12 064,3	NA	NA	12 064,3	15 814,0
Fonte et acier	1,7	NA	NA	1,7	61,2
Cimenteries	NA	NA	2 943,7	2 943,7	7 771,0
Industries diverses	3 480,4	44,9	93,1	3 618,4	4 763,6
Secteurs absents de la GRM					219 616,2
TOTAL	15 557,9	45,1	5 512,2	21 115,2	331 964,2

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.4 Émissions atmosphériques d'oxyde d'azote et de dioxyde d'azote (NO et NO₂) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	15,9	8,7	63,9	88,5	17 468,6
Sidérurgie	21,1	NA	27,6	48,7	1 500,8
Alumineries	NA	NA	4,8	4,8	736,9
Chimie organique	5,5	NA	NA	5,5	26,4
Chimie inorganique	NA	NA	406,1	406,1	1 795,5
Pétrochimie	76,4	151,2	438,4	666,0	667,1
Plastiques	NA	NA	NA	NA	24,2
Raffineries	3 596,1	NA	NA	3 596,1	4 958,3
Fonte et acier	9,5	NA	NA	9,5	67,2
Cimenteries	NA	NA	2 349,6	2 349,6	6 373,2
Industries diverses	670,0	72,0	307,5	1 049,5	3 063,4
Secteurs absents de la GRM					7 594,4
TOTAL	4 394,5	231,9	3 597,9	8 224,3	44 275,4

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.5 Émissions atmosphériques de TSP par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	0,5	0,2	16,3	17,0	17 648,0
Sidérurgie	0,5	NA	0,6	1,1	2 506,0
Alumineries	NA	NA	690,0	690,0	10 846,0
Chimie organique	0,3	NA	NA	0,3	3,7
Chimie inorganique	NA	NA	221,0	221,0	1 027,0
Pétrochimie	3,2	4,0	18,0	25,2	28,0
Plastiques	NA	NA	NA	NA	32,0
Raffineries	864,0	NA	NA	864,0	1 015,0
Fonte et acier	6,2	NA	NA	6,2	348,0
Concassage de la pierre	NA	NA	NA	5 700,0	11 747,0
Préparation du sable et gravier	NA	NA	NA	204,0	1 654,0
Cimenteries	NA	NA	766,0	766,0	1 585,0
Industries diverses	141,7	4,7	193,4	339,8	976,0
Secteurs absents de la GRM					67 393,8
TOTAL	1 016,4	8,9	1 905,3	8 834,6	116 809,5

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TSP : particules totales en suspension

TABEAU 1.6 Émissions atmosphériques de composés organiques volatils (COV) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	4,2	0,3	62,8	67,3	6 522,2
Sidérurgie	15,8	NA	0,6	16,4	370,6
Alumineries	NA	NA	23,4	23,4	1 103,8
Chimie organique	352,5	NA	NA	352,5	427,0
Chimie inorganique	NA	NA	2,7	2,7	75,5
Pétrochimie	686,4	36,1	1 326,6	2 049,1	2 134,4
Plastiques	NA	NA	3 619,2	3 619,2	4 005,2
Raffineries	10 806,4	NA	NA	10 806,4	15 017,0
Fonte et acier	1,1	NA	NA	1,1	9,8
Cimenteries	NA	NA	2,6	2,6	15,5
Industries diverses	34,0	447,7	106,4	588,1	2 308,9
Secteurs absents de la GRM					55 155,3
Total	11 900,4	484,1	5 144,3	17 528,8	87 145,2

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.7 Émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par les sources industrielles (en tonnes métriques) en 1994

	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Alumineries	NA	NA	80,5	80,5	467,6

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

1.1.1.3 Commerces et services

Pour l'estimation des émissions provenant des centrales thermiques et des incinérateurs, les données pour l'ensemble du Québec et pour les installations situées dans la grande région de Montréal sont issues directement de l'inventaire du MEF. Il s'agit de la centrale thermique La Citière située à La Prairie et de l'incinérateur situé à Mercier.

TABEAU 1.8 Émissions atmosphériques de CO par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994

Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	NA	NA
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Incinérateurs	NA	NA	6,5	6,5	420,1
Centrales thermiques	NA	NA	1,7	1,7	66,1
TOTAL	NA	NA	8,2	8,2	486,2

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.9 Émissions atmosphériques de SO₂ par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994

Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	NA	NA
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Incinérateurs	NA	NA	11,2	11,2	190,7
Centrales thermiques	NA	NA	12,8	12,8	928,5
TOTAL	NA	NA	24,0	24,0	1 119,2

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.10 Émissions atmosphériques de NO et NO₂ par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994

Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	NA	NA
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Incinérateurs	NA	NA	59,4	59,4	408,8
Centrales thermiques	NA	NA	8,1	8,1	462,9
TOTAL	NA	NA	67,5	67,5	871,7

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TABEAU 1.11 Émissions atmosphériques de TSP par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994

Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	NA	NA
Manutention des céréales	1 275,0	NA	NA	1 275,0	1 858,0
Incinérateurs	NA	NA	3,5	3,5	27,1
Centrales thermiques	NA	NA	0,7	0,7	82,1
TOTAL	1 275,0	NA	4,2	1 279,2	1 967,2

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

TSP : particules totales en suspension

Les émissions de TSP issues de la manutention des céréales correspondent aux émissions de TSP résultant de la mouture du grain et de la manutention du grain dans les ports. Les données pour 1994 ne sont pas encore disponibles. En 1992-1993, 2 065 629 tonnes de grain ont été manipulées dans les ports du Québec. Le port de Montréal est responsable à lui seul de 25,4% des expéditions donc 25,4% des émissions ont été associées à ce secteur. Il a également été considéré aussi que la presque totalité des activités reliées à la mouture du grain avait lieu dans la grande région de Montréal. La totalité des émissions de TSP reliées à cette activité lui a donc été attribuée.

Les données reliées à la manutention du grain dans les ports proviennent d'Environnement Canada.

TABEAU 1.12 Émissions atmosphériques de COV par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994

Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	2 151,6	1 211,4	1 165,6	4 528,6	12 604,4
Nettoyeurs	ND	ND	ND	848,0	1 871,2
Boulangeries	ND	ND	ND	494,0	1 090,3
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Incinérateurs	NA	NA	1,2	1,2	213,3
Centrales thermiques	NA	NA	0,1	0,1	4,0
TOTAL	2 151,6	1 211,4	1 166,9	5 871,9	15 783,2

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND : non déterminé

Les émissions de COV issues des stations-service ont été estimées à partir des quantités d'essence vendues en 1994 dans chacune des municipalités situées à l'intérieur des limites de la grande région de Montréal. Ces quantités ont été fournies par le ministère des Ressources

naturelles (MRN), division des produits pétroliers, et ne tiennent pas compte de l'essence vendue à l'extérieur du réseau de distribution commercial.

Le facteur d'émission utilisé est issu du «Vapour Recovery Pilot Project for the Gasoline Distribution system in the Lower Fraser Valley Phase II - Determination of vapours recovery efficiencies and pilot project costs».

Quantités d'essence vendues en 1994 :

Québec	$5,945 \times 10^6 \text{ m}^3$
Grande région de Montréal	$2,136 \times 10^6 \text{ m}^3$
CUM	$1,014 \times 10^6 \text{ m}^3$
Couronne Nord	$0,571 \times 10^6 \text{ m}^3$
Couronne Sud	$0,549 \times 10^6 \text{ m}^3$

Pour l'estimation des émissions de COV reliées au nettoyage à sec, à défaut de données plus précises, la quantité de COV issue de cette activité a été évaluée pour la grande région de Montréal à partir des émissions totales de COV, des nettoyeurs à sec, estimées pour l'ensemble du Québec. La base du calcul a été établie selon la proportion de population vivant dans la grande région de Montréal, soit 45,3% de la population totale québécoise.

Le nombre de nettoyeurs à sec au Québec est évalué à 1000. De ce nombre, 5% environ utilisent des produits pétroliers comme solvants soit du naphtha alors que les autres utilisent du perchloroéthylène. L'estimation de la quantité totale de solvants émis à l'atmosphère en 1994 par cette activité pour l'ensemble du Québec est tirée du document «The Canadian Dry Cleaning Sector» réalisé par B.H. Levelton and Ass. Ltd pour Environnement Canada en octobre 1995.

Les émissions atmosphériques de COV provenant des activités des boulangeries ont été estimées également pour la grande région de Montréal en considérant la proportion de la population vivant dans la région. La donnée initiale pour l'ensemble du Québec est issue de l'inventaire du MEF.

Le tableau suivant présente les émissions atmosphériques estimées pour le chauffage des commerces et services.

TABEAU 1.13 Émissions atmosphériques de polluants liés au chauffage par les commerces et services (en tonnes métriques) en 1994

Polluant	Administration publique		Agriculture		Commerce et institution	
	GML	QC	GML	QC	GML	QC
CO	36,1	79,8	25,1	55,6	346,0	748,0
SO ₂	194,4	429,2	178,5	394,1	1 244,8	2 120,0
NO et NO ₂	185,0	408,3	117,0	258,2	1 687,2	3 550,1
TSP	16,4	36,3	13,3	29,3	112,3	200,4
COV	7,6	16,7	2,3	5,1	65,0	142,6

TSP : particules totales en suspension

L'estimation des émissions atmosphériques associées au chauffage dans les commerces et services est issue de l'inventaire du ministère de l'Environnement et de la faune dont les données ont été simplement réparties en fonction du pourcentage de la population.

1.1.1.4 Commerces/services et usage domestique : utilisation de peinture et solvants

L'estimation des émissions atmosphériques associées à l'utilisation de peinture concerne les émissions atmosphériques de COV reliées à cette activité dans la grande région de Montréal. Il a été présumé que la quantité de peinture utilisée dans cette région est proportionnelle à la population et correspond à 45,3% des émissions totales estimées pour l'ensemble du Québec. L'estimation des émissions atmosphériques de COV liées à l'utilisation non industrielle de solvants (i.e. produits d'entretien) est faite également en proportion de la population de la grande région de Montréal.

TABEAU 1.14 Émissions atmosphériques de composés organiques volatils (COV) liées à l'utilisation de peinture et solvants dans les commerces/services et résidences privées (en tonnes métriques) en 1994

Commerces/services et résidences privées	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Revêtement de surface (i.e. peinture)	3 383,9	1 279,3	1 296,4	5 960,0	13 161,9
Usage non industriel de solvants (i.e. produits d'entretien)	10 078,8	3 810,4	3 861,3	17 750,6	39 201,9
TOTAL	13 462,7	5 089,7	5 157,7	23 710,6	52 363,8

1.1.1.5 Usage domestique : chauffage résidentiel

L'estimation des émissions atmosphériques associées au chauffage résidentiel est issue de l'inventaire du ministère de l'Environnement et de la faune dont les données ont été simplement réparties en fonction du pourcentage de la population.

Pour l'estimation des émissions atmosphériques associées au chauffage au bois, les données d'inventaire du MEF ont été calculées à partir de celles du ministère des Ressources naturelles (MRN) concernant l'utilisation de la biomasse. Ces données tiennent compte du chauffage au bois dans les poêles à combustion lente, les poêles conventionnels et les foyers et sont réparties à défaut d'autres moyens en fonction du pourcentage de la population. On a dû soustraire de la valeur issue de l'inventaire du MEF l'utilisation à des fins institutionnelles de la biomasse puisque selon la définition du MRN, il s'agissait des émissions produites par les incinérateurs de déchets domestiques dont l'énergie est vendue aux industries (ex. incinérateur de Québec) et des émissions produites par les incinérateurs de déchets biomédicaux dont l'énergie est utilisée à des fins de chauffage ou autres.

TABEAU 1.15 Émissions atmosphériques de polluants liés au chauffage résidentiel (en tonnes métriques) en 1994

Polluant	Secteur résidentiel (excluant chauffage au bois)		Chauffage au bois	
	GML	QC	GML	QC
CO	540,2	1 192,4	131 635,0	290 584,8
SO ₂	3 450,0	7 615,8	244,2	539,1
NO et NO ₂	2 151,6	4 749,7	610,5	1 347,7
TSP	247,0	545,2	30 525,0	67 385,2
COV	89,2	197,0	24 905,0	54 977,3

TSP : particules totales en suspension

1.1.1.6 Émissions atmosphériques de pollen allergène provenant de terrains contaminés par l'herbe à poux

Par Suzanne Bachand, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Certains pollens peuvent être considérés comme des polluants du fait qu'ils produisent des effets négatifs sur la santé. Le pollen de l'herbe à poux (*Ambrosia artemisiifolia*) est reconnu comme étant la principale cause des allergies respiratoires. Il est difficile d'estimer de manière quantitative les émissions de pollen de l'herbe à poux dans l'air ambiant. Premièrement, le nombre de fleurs par plant influence directement la production de pollen et varie d'un plant à

l'autre. Un plant d'herbe à poux produit plusieurs millions de grains de pollen de 18 à 20 microns. Selon une étude, seulement 10% du pollen de l'herbe à poux serait aéroporté sur de longues distances (plusieurs centaines de kilomètres) alors que la majorité tomberait à proximité de la source (Comtois, 1990; Soloman, 1984).

Deuxièmement, plusieurs facteurs influencent l'émission et la diffusion atmosphérique du pollen: la quantité de plants d'herbe à poux retrouvés au sol et les conditions climatiques telles la température, le vent et la pluie. Le relief a également une importance non négligeable puisqu'il crée des courants de dispersion privilégiés.

On évalue à plus de 3 500 tonnes la quantité de tous les pollens qui se déposent chaque année sur le Québec. Le dépôt annuel du pollen de l'herbe à poux pour le sud du Québec représente le tiers de la quantité totale de tous les pollens déposés au Québec et est évalué à plus de 100 kg pour l'Île de Montréal (Comtois et Gagnon, 1990; Durand, 1986).

Aujourd'hui, si la présence de l'herbe à poux est remarquable, c'est qu'elle est associée directement à la perturbation constante des sites. C'est une plante colonisatrice et souvent la première à s'installer et envahir les terrains perturbés. Ainsi les réseaux de transport routier, ferroviaire et électrique, les lots vacants, les dépôts à neige, les chantiers de construction, les terres cultivées et de pâturages, enfin, tous les terrains qui sont dérangés par les machineries d'entretien deviennent des lieux instables et propices à l'implantation de cette plante (Bachand, 1996). Une cartographie des sites infestés à l'herbe à poux est essentielle pour l'identification et la compréhension de la provenance des émissions atmosphériques.

Dans la grande région de Montréal, seule la ville de Laval a répertorié et rendu publique une carte informatisée des terrains infestés d'herbe à poux. Afin d'assurer le contrôle de la prolifération de cette plante, le service de l'environnement de cette ville a identifié sur son territoire tous les terrains municipaux, les terrains privés et les bordures de routes contaminés ainsi que la densité d'infestation (Faulkner, 1995). Rappelons que l'île de Laval est un territoire en pleine expansion, ce qui accroît le nombre de terrains constamment perturbés et favorise ainsi l'implantation de l'herbe à poux.

1.1.1.7 Bilan des émissions atmosphériques de polluants générés par les sources fixes

Par Diane Gagnon et Jean-Pierre Plamondon, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec

On peut noter concernant les sources industrielles que: 73% du CO provient d'une aluminerie située dans la Couronne Sud; 57% du SO₂ provient des raffineries situées sur le territoire de la CUM; les grands producteurs de NO_x sont les raffineries situées sur le même territoire avec 43,7% et la cimenterie de la Couronne Sud avec 28,5%. Enfin pour les particules totales en suspension (TSP), le concassage de la pierre représenterait 64,5% du total.

Pour les commerces et services, les paramètres importants sont les TSP et les COV. Quatre-vingt-dix-neuf virgule six pour cent (99,6%) des TSP proviennent du secteur de la manutention des céréales et 77,1% des COV proviennent du commerce de carburant par les stations-service.

L'émission de COV provenant de l'usage de peinture et de solvants est un rejet important provenant de l'usage domestique et des commerces et services.

On remarque que le chauffage est une source d'émission pour tous les polluants. Dans ce domaine :

- 99,4% des émissions de CO seraient attribuables au chauffage au bois;
- 65% des émissions de SO₂ seraient attribuables au chauffage du secteur résidentiel (excluant le chauffage au bois);
- 45,3% des émissions de NO_x seraient dues au secteur résidentiel et 32,5% au secteur commercial et institutionnel;
- 98,7% des émissions de TSP proviendraient du chauffage au bois et 99,3% des COV proviendraient de la même source.

Il faut noter que la fiabilité des estimations pour le chauffage au bois n'est pas du même ordre que celle de la plupart des autres secteurs et demanderait à être précisée surtout si on considère son importance potentielle en tant que source de rejet de plusieurs paramètres.

Le tableau 1.16 résume les émissions de polluants estimées pour l'ensemble des sources fixes présentes sur le territoire de la grande région de Montréal.

Notons qu'une estimation quantitative des émissions de pollen d'herbe à poux dans l'air ambiant n'est pas effectuée puisque les taux d'émissions sont influencés par une multitude de facteurs très variables et difficiles à évaluer (quantité et taille des plants, conditions climatiques, etc

TABLEAU 1.16 Émissions atmosphériques de polluants pour l'ensemble des sources fixes inventoriées (en tonnes métriques) en 1994

SECTEUR INDUSTRIEL	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
CO	1 628,7	120,1	6 029,0	7 777,8	459 188,7
SO ₂	15 557,9	45,1	5 512,2	21 115,2	331 964,2
NO et NO ₂	4 394,5	231,9	3 597,9	8 224,3	44 275,4
TSP	1 016,4	8,9	1 905,3	8 834,6 ¹	116 809,5
COV	11 900,4	484,1	5 144,3	17 528,8	87 145,2
HAP (alumineries seulement) ²	NA	NA	80,5	80,5	467,6
COMMERCES ET SERVICES ³	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
CO	ND	ND	8,2 (ND)	8,2 (407,2)	486,2 (883,4)
SO ₂	ND	ND	24,0 (ND)	24,0 (1 617,7)	1 119,2 (2 943,3)
NO et NO ₂	ND	ND	67,5 (ND)	67,5 (1 989,2)	871,7 (4 216,6)
TSP ⁴	1 275,0 (ND)	ND	4,2 (ND)	1 279,2 (142,0)	1 967,2 (266,0)
COV	2 151,6 (ND)	1 211,4 (ND)	1 166,9 (ND)	5 871,9 (74,9)	15 783,2 (164,4)
COMMERCES / SERVICES ET USAGE DOMESTIQUE	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
COV ⁵	13 462,7	5 089,7	5 157,7	23 710,6	52 363,8
USAGE DOMESTIQUE ⁶	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
CO	ND	ND	ND	132 175,2	291 777,2
SO ₂	ND	ND	ND	3 694,2	8 154,9
NO et NO ₂	ND	ND	ND	2 762,1	6 097,4
TSP	ND	ND	ND	30 772,0	67 930,4
COV	ND	ND	ND	24 994,2	55 174,3

NA: non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND: non déterminé

TSP: particules totales en suspension

¹ Le total ne concorde pas pour les raisons données au point 1.1.2 à propos du concassage de la pierre

² Les données d'émissions de HAP sont disponibles que pour les alumineries

³ Les données entre parenthèses correspondent aux émissions atmosphériques liées au chauffage.

⁴ Les données d'émissions des TSP sont disponibles seulement pour la manutention de céréales, les incinérateurs et les centrales thermiques

⁵ Les émissions atmosphériques de COV sont liées à l'utilisation de peinture et usage non industriel de solvants

⁶ Les émissions atmosphériques sont liées au chauffage résidentiel incluant le chauffage au bois

1.1.2 Sources mobiles de l'île de Montréal et de la grande région de Montréal

1.1.2.1 Profil des émissions de polluants atmosphériques liés au transport routier

Par Marie-Claude Boivin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Les émissions d'un seul véhicule routier sont faibles comparativement aux émissions générées par une source industrielle. Mais, dans les régions urbaines, les milliers de véhicules qui circulent quotidiennement sont la source principale d'émissions atmosphériques pour un certain nombre de polluants. La pollution par les véhicules routiers provient de la combustion incomplète du carburant dans le moteur (polluants émis à l'échappement), du carter⁹ et de l'évaporation du carburant au niveau du carburateur et du réservoir d'essence.

Polluants atmosphériques émis à l'échappement

La combustion de combustibles fossiles, si elle était parfaite et complète, ne générerait que de la vapeur d'eau (H₂O) et du dioxyde de carbone (CO₂)¹⁰, gaz à effet de serre. Comme le processus de combustion n'est jamais parfait, les moteurs des véhicules émettent plusieurs types de polluants atmosphériques à l'échappement tels des composés organiques volatils (COV)¹¹ (hydrocarbures et carbonyles¹²) et semi-volatils¹³ (ex. des hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP)¹⁴, des oxydes d'azote (NOx)¹⁵, du monoxyde de carbone (CO)¹⁶ et des particules¹⁷.

Les polluants atmosphériques retrouvés à l'échappement sont les mêmes composés qui sont présents dans le carburant mais sont aussi constitués de nouveaux produits formés lors de la combustion à haute température ou de la réaction catalytique (oxydation) (IRDEST, 1993). Ces

⁹ Le carter est défini comme «l'enveloppe métallique entourant la partie inférieure du moteur» (EMR, 1990)

¹⁰ Toute combustion de combustibles fossiles génère l'émission de CO₂; ainsi, aucun convertisseur catalytique n'empêche l'émission de CO₂. En 1990, le niveau de CO₂ se situe à 340 parties par million (ppm) par volume dans l'atmosphère globale (Manahan, 1992)

¹¹ L'appellation COV désigne «tous les composés organiques qui peuvent s'évaporer à la température ambiante et exister dans l'atmosphère sous forme gazeuse ou adsorbés sur des particules» (Roy, 1988). Les COV sont des hydrocarbures autres que le méthane (forme simple) ou consistent en des composés organiques oxygénés (ex. alcools, aldéhydes, éthers) ou halogénés (Ball et al., 1991; PRDE, 1993). Les hydrocarbures sont des composés formés d'atomes de carbone et d'hydrogène. Ils comprennent une foule de composés tels le méthane, éthane, acétylène, propylène et le benzène (Caron, 1987). Habituellement, les COV contiennent de 2 à 12 atomes de carbone (US EPA, 1995). On sait que plus le nombre d'atomes de carbone contenus dans une molécule d'hydrocarbure est élevé, plus élevé est le poids moléculaire de même que le point d'ébullition et donc le composé est moins volatil. Un composé ayant plus de 22 atomes de carbone est considéré un pétrole lourd alors qu'un composé ayant entre 1 et 4 atomes de carbone est un gaz, donc très volatil (EMR, 1986). Un composé ayant de 5 à 8 atomes de carbone est un liquide volatil; entre 9 à 16 atomes de carbone, un liquide peu volatil et un composé ayant plus de 16 atomes de carbone, un solide.

¹² Les carbonyles sont des composés organiques volatils renfermant un groupement -CHO (les aldéhydes : formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine, benzaldéhyde, etc.) ou un groupement -CO (les cétones).

¹³ Les composés organiques semi-volatils sont, par définition, des composés ayant un point d'ébullition supérieur à 100°C (Environnement Canada, 1989). Ils comportent entre autres des HAP (Poissant et Koprivnjak, 1996).

¹⁴ Les HAP forment une famille de substances (plus de 500 composés) telles le pyrène, le naphthalène et la plus connue, le benzo(a)pyrène. Les HAP sont en règle générale peu volatils lorsqu'ils comportent plus de quatre cycles aromatiques et à température ambiante, ils forment des solides chimiquement stables et se retrouvent le plus souvent adsorbés à des particules organiques ou minérales (Larouche, 1995).

¹⁵ Les NOx sont formés lors de la combustion: sous l'effet des hautes températures, l'oxygène et l'azote de l'air, introduits dans le moteur, se combinent.

¹⁶ Le CO se forme lorsque la quantité d'oxygène présent dans la chambre de combustion est insuffisante pour réagir avec le carbone des hydrocarbures et former du CO₂ (Caron, 1987).

¹⁷ Les véhicules génèrent une part considérable de particules fines et grossières. Dans les régions urbaines, leur contribution à l'émission totale des poussières pourrait atteindre 38%. À Montréal, il a été estimé que les particules inhalables (< 10µm) occasionnées par le transport représenteraient 14% des émissions totales de PM₁₀ (Brousseau, 1995). Les particules ont la propriété de retenir par adsorption des contaminants gazeux. Des centaines de composés chimiques sont associés aux particules des véhicules à essence et au diesel.

nouveaux composés dits «oxygénés» peuvent être des aldéhydes (le formaldéhyde et l'acétaldéhyde sont les plus répandus), des cétones, des esters, des acides et des phénols. On a détecté également des dioxines et des furannes dans les gaz d'échappement des véhicules mus à l'essence sans plomb et au diesel (Marklund et al., 1990).

Des polluants primaires émis à l'échappement, découlent des polluants secondaires suite à des transformations chimiques au contact de l'atmosphère: les NOx et les COV se combinent sous l'effet du rayonnement solaire et forment des oxydants photochimiques (smog) dont la principale composante est l'ozone (O₃) troposphérique. Par ailleurs, les NOx, une fois émis à l'atmosphère, sont transportés sur de longues distances et sont transformés en partie en acide nitrique (HNO₃), l'un des constituants des précipitations acides.

De plus, le contenu en soufre du carburant (diesel surtout) amène, suite à sa combustion, l'émission à l'échappement de dioxyde d'azote (SO₂) et trioxyde de soufre (SO₃). Une fois en contact avec l'atmosphère, ces polluants se transforment en sulfates (SO₄²⁻) (50%), sous forme de particules, et en acide sulfurique (H₂SO₄) (50%), principal constituant des précipitations acides. A noter que c'est 97% du contenu en soufre du carburant qui suit ce cheminement (Brosseau, 1995).

En plus du SO₂ et du SO₃ que l'on retrouve à l'échappement, il y a également la présence de sulfates métalliques et de l'acide sulfurique, puisque 3% du soufre contenu dans le carburant (diesel surtout) qui s'oxydent en SO₂ et en SO₃ se combinent à la vapeur d'eau dans le moteur.

Ainsi, les particules émises à l'échappement des moteurs (diesel surtout) sont constituées de sulfates (20%), de suies¹⁸ (55%) et d'hydrocarbures imbrûlés¹⁹ (25%). Dans l'atmosphère, les particules secondaires qui sont formées sont essentiellement constituées de sulfates.

Polluants émis par la ventilation du Carter

La seconde source d'émissions de polluants, après les gaz d'échappement, se situe au niveau du carter. Avant les années 60, la totalité des vapeurs du carter était émise directement à l'atmosphère (Faiz et al., 1990). Depuis, l'installation progressive de système de ventilation positive du carter sur les véhicules neufs a limité ce genre d'émissions. Ainsi, les fuites de gaz du carter représentent environ 20% des émissions totales d'hydrocarbures générés par les véhicules²⁰ (Ball et al. 1991).

¹⁸ Ce sont des particules poreuses de carbone imprégnées de goudron, aussi appelées «carbone élémentaire».

¹⁹ Ce sont des composés organiques, aussi appelés «la fraction organique soluble» dont une partie est constituée de HAP.

²⁰ Les hydrocarbures émis à l'échappement représentent 65% de l'ensemble des émissions d'hydrocarbures d'un véhicule (Ball et al., 1991)

Polluants émis par l'évaporation du carburant

Une troisième source est liée à l'évaporation des polluants aux endroits où circule le carburant, soit le carburateur et le réservoir. Les émissions par évaporation sont constituées principalement de composés organiques volatils et représentent environ 15% de l'ensemble des émissions d'hydrocarbures générés par les véhicules. L'augmentation au cours des dernières années de la volatilité des essences²¹ (de 20% de 1970 à 1987 aux É.-U.) a accentué ce problème. Ce sont les véhicules à essence qui génèrent une grande quantité de vapeurs (surtout par temps chaud).

Les vapeurs des véhicules sont produites de cinq manières:

- (1) lors de l'arrêt à chaud («hot soak»)²²
- (2) lors des variations diurnes de température²³
- (3) lors du fonctionnement du véhicule («running losses»)²⁴
- (4) par la diffusion du carburant à travers le plastique et le caoutchouc de diverses composantes telles celles du réservoir d'essence²⁵
- (5) lors du remplissage du réservoir des véhicules aux stations-service²⁶ (Sawyer, 1993).

Polluants atmosphériques émis par le système de climatisation

Un autre polluant atmosphérique généré par les véhicules est lié aux systèmes de climatisation qui utilisent comme gaz réfrigérant le CFC-12 (chlorofluorocarbène). Le fonctionnement des climatiseurs génère des fuites de CFC-12 même dans les meilleures conditions d'entretien. De 60% à 70% des automobiles et camions légers au Québec sont dotés de climatiseurs. Les CFC-12 ne sont plus autorisés depuis 1993 dans les climatiseurs, mais les constructeurs doivent continuer l'entretien jusqu'en 2000 (Smith, 1993). Les principaux produits de substitution utilisés dans les climatiseurs sont des hydrofluorocarbures (HFC) dont l'effet destructeur de l'ozone stratosphérique est pratiquement nul (ne contient pas de chlore), mais ils constituent des gaz à effet de serre (IRDEST, 1993). Les hydrochlorofluorocarbures (HCFC), moins dommageables à la couche d'ozone, sont également utilisés.

Comparaison des polluants atmosphériques des véhicules à essence versus ceux au diesel

Les polluants atmosphériques émis des moteurs à essence et des moteurs fonctionnant au carburant diesel sont similaires mais diffèrent dans les proportions. En règle générale, les concentrations en volume d'hydrocarbures²⁷ (HC) et de monoxyde de carbone (CO) sont plus

²¹ La volatilité d'un liquide est sa tendance à s'évaporer ou à exister dans l'atmosphère sous forme de vapeur (Wixtrom et Brown, 1992). La volatilité des carburants est mesurée par la pression de vapeur de Reid (RVP).

²² L'essence qui circule dans le carburateur est chauffée par le moteur et lorsque le véhicule est arrêté, une partie de l'essence s'évapore (Lavallée, 1988). Ces émissions sont plus importantes pour les véhicules munis de système de carburation que les véhicules équipés de système d'injection de carburant.

²³ Les variations journalières de température amènent un réchauffement et un refroidissement du réservoir d'essence. Il y a une contraction (la nuit) et dilatation (le jour) des gaz au-dessus de l'essence dans le réservoir, ce qui a pour effet d'engendrer des vapeurs d'essence.

²⁴ L'essence qui est chauffée atteint des températures telles (pouvant atteindre le degré d'ébullition) que le système de contrôle est submergé. L'excès de vapeur augmente alors la purge du moteur et contribue à l'émission de vapeurs.

²⁵ Ces vapeurs sont faibles mais continues.

²⁶ Les vapeurs d'essence se tenant au-dessus de l'essence dans le réservoir sont évacuées à l'extérieur lors du remplissage.

²⁷ Pour certains hydrocarbures, les niveaux sont plus élevés pour les véhicules mus au carburant diesel par rapport aux véhicules à essence.

élevées pour les véhicules fonctionnant à l'essence qu'un véhicule mû au carburant diesel (Medina et Quénel, 1993). La différence la plus grande s'observe avec le CO où les concentrations sont très faibles pour les véhicules au diesel. Les émissions de NOx par contre (en gramme/kilomètre et par carburant consommé) sont généralement plus élevées pour un véhicule mû au carburant diesel (sans contrôle à l'échappement) par rapport à un véhicule à essence équipé de convertisseurs catalytiques. Cependant, les véhicules à essence non équipés de convertisseurs catalytiques émettent une plus grande quantité de NOx que les véhicules au diesel (IEA, 1993). Des oxydes de soufre (SOx) sont également émis par les moteurs au diesel.

Les moteurs au diesel sont de plus grands émetteurs de particules que les moteurs à essence. La quantité de particules émises par les moteurs au diesel (sans système antipollution) est de 50 à 100 fois supérieure (en grammes par kilomètre) à celle émise par les moteurs de véhicules à essence équipés de convertisseur et de 10 fois supérieure aux émissions des véhicules à essence dépourvus de convertisseurs catalytiques (Mauderly, 1992). En milieu urbain nord-américain, il est estimé que les véhicules au diesel émettent autant de particules inhalables ($<10\mu\text{m}$) que les véhicules à essence, bien que ces derniers soient nettement supérieurs en nombre et en kilométrage parcouru (Brosseau, 1995).

Les particules émises des moteurs à essence et au diesel sont principalement attribuables à la combustion incomplète des hydrocarbures du carburant et dans une moindre mesure à l'huile lubrifiante (US EPA, 1993). Les particules émises des véhicules à essence consistent principalement en sulfates (SO_4^{2-})²⁸ et en composés organiques. Celles des moteurs au diesel sont beaucoup plus complexes (Carey, 1987). Comme on a déjà vu, à l'échappement, elles sont composées principalement de carbone élémentaire (ou suies), d'hydrocarbures imbrûlés (ou fraction organique soluble) et de sulfates primaires. Celles formées dans l'atmosphère sont constituées essentiellement de sulfates (Brosseau, 1995).

Des centaines de composés organiques sont liés aux particules. Parmi ceux-ci, on retrouve des HAP²⁹ (ex. benzo(a)pyrène, benzo(a)fluoranthène, etc.), des hydrocarbures imbrûlés et des hydrocarbures oxygénés. Des espèces inorganiques sont également adsorbées aux particules telles les sulfates, le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote et l'acide sulfurique (Faiz, 1990).

La taille des particules émises par les moteurs à essence est très petite, de $0,01\mu\text{m}$ à $0,1\mu\text{m}$, la plupart étant située autour de $0,02\mu\text{m}$. La taille des particules issues des moteurs au diesel³⁰ est dix fois plus grande, soit entre $0,1$ et $1,0\mu\text{m}$ de diamètre, la plupart se situant autour de $0,15\mu\text{m}$ (US EPA, 1993). Notons que les particules de moins de $1\mu\text{m}$ de diamètre sont assez petites pour pénétrer profondément dans les poumons.

²⁸ Les particules sulfatées sont surtout émises des véhicules équipés de catalyseurs utilisant de l'essence sans plomb (US EPA, 1993)

²⁹ Les teneurs en HAP dans le mazout lourd sont de 3,0%, dans le mazout léger, de 2,5% alors que dans l'essence, elles sont de 0,5%. Les HAP ont une grande capacité d'adsorption à la surface des particules (Gonthier, 1992).

³⁰ Les composés organiques adsorbés ont un nombre de carbone s'étendant de C_{14} à C_{40} (Carey, 1987)

1.1.2.2 Facteurs influençant les taux d'émissions

La quantité et la nature des polluants atmosphériques émis varient selon (1) les propriétés et la composition du carburant; (2) les paramètres de fonctionnement du moteur; (3) les caractéristiques particulières du véhicule (incluant l'équipement antipollution) (4) les modes de roulement et vitesse des véhicules et (5) la température ambiante.

(1) Propriétés et composition du carburant

La composition du carburant est liée à la qualité du pétrole brut -variable d'un endroit à un autre- aux additifs et composants aromatiques ajoutés au carburant afin d'accroître l'indice d'octane³¹ (pour l'essence) ou l'indice de cétane³² (carburant diesel). En effet, de manière à éviter le cognement dans le moteur, on ajoute au carburant des produits antidétonants et/ou on élève la teneur des composants aromatiques (ex. benzène, toluène et xylènes).

Au Canada, jusqu'au milieu des années 80, on utilisait comme principal agent antidétonant dans l'essence le plomb tétraéthyle (l'essence sans plomb est apparue en 1972). En 1984, l'essence au plomb était utilisée dans une proportion de 56% et en 1987, 31% (l'utilisation de l'essence sans plomb était en croissance). Avec l'adoption, en 1987, de nouvelles normes plus sévères sur les émissions de polluants des nouveaux véhicules légers (poids < 3856 kg) à essence, l'utilisation de l'essence au plomb est devenue encore plus marginale, puisque les nouveaux véhicules devaient être équipés de convertisseurs catalytiques, lesquels ne tolèrent pas le plomb.

Comme substitut au plomb dans l'essence, on utilisait jusqu'à récemment, au Canada seulement, le MMT (méthylcyclopentadiényle manganèse tricarbonyl). On a recours également à l'éthanol ou l'éther méthylique du tertiaire-butanol³³ tel le EMTB ou le MTBE³⁴ (IRDEST, 1993). On a également élevé la teneur des hydrocarbures aromatiques, contribuant ainsi à l'augmentation d'émissions par évaporation.

En plus des antidétonants, le carburant contient des inhibiteurs d'oxygène (antioxydants), inhibiteurs de corrosion, inhibiteurs de gel, correcteurs de cognement, colorants et lubrifiants, etc.

L'essence peut contenir jusqu'à 1500 différents hydrocarbures (HC) mais plusieurs HC se retrouvent en très petites quantités et sont difficilement identifiables (King, 1992). Une analyse en détail de la composition de l'essence porte généralement sur environ 150 HC dont 43 (concentrations dans l'essence > 0,3%); à eux seuls, constituent 78% de la composition de l'essence (Wixtrom et Brown, 1992).

³¹ L'indice d'octane indique la résistance de l'essence à la détonation (Transports Canada et Environnement Canada, 1989).

³² L'indice de cétane est une mesure de l'inflammabilité du carburant diesel; il indique la facilité du carburant à s'enflammer (Transports Canada et Environnement Canada, 1989)

³³ C'est une combinaison de méthanol avec un éther.

³⁴ Le MTBE est surtout utilisé en Colombie-Britannique (IRDEST, 1993)

La composition des carburants peut se diviser en trois grandes classes d'hydrocarbures³⁵: (1) les paraffines ou alcanes³⁶; (2) les aromatiques³⁷ et (3) les oléfines (alcènes)³⁸ (PRDE, 1993) (tableau 1.17). Le carburant diesel est composé de fractions plus lourdes que l'essence; il contient plus de paraffines et moins d'oléfinas que l'essence. Le carburant diesel est moins volatil que l'essence et ne peut être utilisé que dans les moteurs à allumage par compression.

TABEAU 1.17 Composition moyenne du carburant au Québec en 1993 (en % du volume du carburant)

Famille d'hydrocarbures	Essences sans plomb ¹		Carburant diesel	
	Hiver	Été	Hiver	Été
Paraffines (ou alcanes)	43-56%	37-53%	~70%	~70%
Aromatiques	22-38%	28-44%	20-30%	31-38%
Oléfines (alcènes ou naphènes)	9-19%	7-20%	0,8-10%	0,8-1,3%

¹ Incluent les essences de type régulier, intermédiaire et super vendues au Québec
Source: Institut Canadien des produits pétroliers et Environnement Canada, 1994

On constate, d'après le tableau 1.17, que le contenu en composés aromatiques est plus élevé en été qu'en hiver. Pendant la saison hivernale, le butane³⁹, un hydrocarbure aliphatique (alcane ou paraffine) hautement volatil, est utilisé en plus grande quantité pour obtenir une plus grande pression de vapeur requise pendant cette saison. Pendant l'été, l'essence se vaporise plus facilement sous l'effet de hautes températures et afin d'abaisser sa volatilité, les raffineries ont diminué en 1991 la quantité de butane ajoutée aux essences d'été au Canada (Smith, 1993 citant l'ICPP, 1991).

Ainsi, selon les saisons, la composition de l'essence et la pression de vapeur diffèrent. Au Canada, la pression de vapeur (RVP) est minimale l'été, maximale l'hiver et intermédiaire au printemps et à l'automne. Plus spécifiquement, la RVP est, depuis 1989: en été de 71,7 kPa (10,4 psi⁴⁰); hiver: 106,9 kPa (15,5 psi); mai et octobre: 96,5 kPa (14,0 psi) et juin et septembre: 79,3 kPa (11,5 psi) (Audette et al., 1993).

(2) Paramètres de fonctionnement du moteur

Outre la composition du carburant, la quantité de polluants émise dépend des paramètres de fonctionnement du moteur tels le mélange air-carburant⁴¹, qui est le facteur le plus important, la cadence de bougie (réglage de l'avance d'allumage) et le taux de compression.

³⁵ Les hydrocarbures peuvent se regrouper en deux sous-groupes: les hydrocarbures aliphatiques (structure moléculaire en chaîne droite) et les hydrocarbures cycliques (structure moléculaire hexagonale), chacun de ces groupes pouvant être saturé (liaisons chimiques simples) ou insaturé (liaisons simples et plusieurs doubles liaisons)

³⁶ C'est-à-dire des hydrocarbures aliphatiques saturés (ex: méthane, isobutane, etc.)

³⁷ C'est-à-dire des hydrocarbures cycliques saturés; le terme aromatique réfère à la présence de noyaux benzéniques dans la structure moléculaire (ex: benzène, toluène, etc.) (Gonthier, 1992)

³⁸ C'est-à-dire des hydrocarbures aliphatiques insaturés (ex: éthylène, acétylène, etc.)

³⁹ Les propriétés du butane (C₄H₁₀) - pression de vapeur élevée et à basse température, il devient sous forme gazeuse (son point d'ébullition est à -0,5°C) - font qu'il est un composé très intéressant pour modifier la pression de vapeur du carburant (EMR, 1986)

⁴⁰ Psi: «Pounds per square inch»

⁴¹ Le mélange air-carburant est «un mélange combustible livré au moteur et qui, en brûlant, produit des gaz dont la dilatation fait fonctionner le moteur» (EMR, 1986)

Un mélange air-carburant bien équilibré (le plus près du rapport stoechiométrique soit 14,6 volumes d'air pour 1 volume de carburant) permet une meilleure combustion, donc moins de polluants (Bisson, 1986). Il permet d'obtenir une concentration d'oxygène adéquate dans les gaz d'échappement pour la réduction des HC (hydrocarbures ou composés organiques volatils), du CO (monoxyde de carbone) et des NOx (oxydes d'azote).

Un rapport air-carburant élevé (i.e. pauvre en carburant), donc ayant plus d'oxygène, favorise la réduction des HC et du CO par les convertisseurs catalytiques mais ne permet pas de réduire les émissions des NOx. A l'opposé, un rapport faible du mélange (i.e. riche en carburant) favorise la réduction des NOx mais non celle des HC et du CO.

Aujourd'hui, les moteurs à essence sont dotés de système d'injection dont le rendement est généralement meilleur que celui du carburateur; ce qui permet avec beaucoup plus de précision de régler la quantité de carburant en fonction de la quantité d'air qui est aspiré dans le moteur. Dans les moteurs au diesel, le rapport air-carburant est élevé car l'air est admis sans restriction dans le cylindre (il n'y a pas de carburateur). Le rapport air-carburant élevé dans ces moteurs permet de générer de faibles émissions de CO et de HC mais génère des quantités modérées de NOx et de particules (PRDE, 1993).

Un second facteur qui intervient dans les taux d'émissions est le système d'allumage⁴². Un bon réglage permet une meilleure combustion alors qu'une trop grande avance contribue à augmenter la température maximale dans le cylindre et à diminuer celle des gaz d'échappement (Caron, 1987). En conséquence, des émissions plus élevées de HC et de NOx s'ensuivent. Dans le cas de moteurs au diesel, le déclenchement de la combustion du mélange air-carburant se fait par la compression, il n'y a donc pas de système externe d'allumage comme dans le cas des moteurs à essence.

Le ratio de compression est également un facteur important dans l'émission de polluants des véhicules. Pour les véhicules à essence, avant que la combustion commence, le piston comprime le mélange air-essence par un facteur de 7 à 10 (EMR, 1986). Pour une efficacité maximale de combustion, le ratio de compression du mélange air-essence devrait se situer à environ 15:1 (IEA, 1993). Cependant, l'élévation du taux de compression est limitée par la qualité de l'essence (son indice d'octane) (Faiz et al. 1990). Le taux de compression du moteur au diesel est beaucoup plus élevé que celui d'un moteur à essence, de 2 à 3 fois (Environnement Canada, 1989), variant de 14:1 à 25:1.

(3) Caractéristiques des véhicules

Les émissions des véhicules motorisés varient largement en fonction de la catégorie et de l'année du modèle, des systèmes de contrôle de pollution qui sont installés et de leur entretien.

⁴² Le système d'allumage fournit à la bougie l'énergie électrique nécessaire pour enflammer le mélange air-essence

- Catégories et modèles des véhicules

Un véhicule lourd émet plus de polluants atmosphériques qu'un véhicule léger et un modèle récent, moins qu'un véhicule plus ancien. Les voitures construites en 1990 n'émettaient que 24% des NOx, 4% des HC et 4% du CO émis par les voitures neuves des années 70 (Smith, 1993 citant l'Association des fabricants de véhicules motorisés, 1991). Évidemment, cette chute des émissions de polluants par les véhicules s'explique par l'instauration de normes plus sévères d'émissions et les améliorations techniques qui s'ensuivent pour contrôler les émissions. En effet, pour satisfaire les nouvelles normes, les raffineurs ont dû apporter des modifications substantielles dans la manière dont le carburant est produit et les constructeurs de véhicules, des modifications à la fabrication des véhicules.

- Dispositifs de contrôle des émissions atmosphériques de polluants des véhicules

Afin de réduire les émissions atmosphériques de polluants des véhicules, beaucoup de nouvelles technologies ont été développées au cours des dernières années et les recherches se poursuivent. C'est souvent l'adoption de normes plus sévères qui oblige les constructeurs de véhicules à modifier les moteurs (ex. injection électronique) et/ou à installer des équipements antipollution.

Au Canada, déjà en 1971, le gouvernement fédéral fixait des normes très précises d'émissions de polluants pour les véhicules neufs. En 1987, des normes d'émissions plus sévères (concernant les CO, HC et NOx) pour les véhicules légers ont nécessité l'installation, par les constructeurs de véhicules, de convertisseurs catalytiques (placés dans le circuit du système d'échappement) chez tous les nouveaux modèles de voitures et camionnettes à essence fabriqués à partir de l'année 1988. L'installation de tels équipements antipollution a eu pour effet, en plus de réduire substantiellement les émissions de HC, CO et NOx, d'amener à des niveaux très bas le plomb généré par les véhicules routiers. Comme on a déjà vu, les nouveaux modèles sont conçus pour fonctionner avec une essence sans plomb⁴³, marginalisant ainsi l'utilisation de l'essence au plomb⁴⁴. On estime à une vingtaine les accessoires qui ont été ajoutés ou incorporés aux véhicules pour contrôler les émissions à l'échappement et plus récemment les émissions d'évaporation (tableau 1.18).

⁴³ A noter que le plomb se retrouve comme impureté dans le pétrole brut; ainsi on le retrouve à l'état de trace dans l'essence sans plomb (limite maximale est fixée à 13 mg de plomb par litre mais son volume se situerait bien au-dessous de cette limite) (Lavallée et Fedoruk, 1989).

⁴⁴ L'essence au plomb correspond à une essence où le plomb est ajouté pour accroître l'indice d'octane. Lorsque le plomb est ajouté pour jouer le rôle de lubrifiant afin de prévenir l'usure des sièges de soupapes (pour certains véhicules et équipements tels des machines agricoles, camions lourds, voitures de modèles antérieurs à 1972, etc.), on parle d'essence à faible teneur en plomb. La teneur maximale de cette dernière est passée de 770 mg/l en 1976 à 26 mg/l en 1990.

TABEAU 1.18 Certains systèmes antipollution implantés au Canada pour les véhicules mus à l'essence

DISPOSITIF OU MECANISME ANTIPOLLUTION	DESCRIPTION
<u>A l'échappement :</u> Convertisseur catalytique bifonctionnel (dans circuit du système d'échappement) Convertisseur catalytique à 3 voies - souvent accompagné d'une sonde d'oxygène Soupape de recirculation des gaz d'échappement (RGE) Injecteur d'air (pompe à air ou soupape à vide)	Ce type de convertisseur, apparu en 1975, transforme chimiquement (oxydation) les composés non brûlés dans l'échappement tels les hydrocarbures et le monoxyde de carbone en bioxyde de carbone (CO₂) et en eau. Il traite, en plus des hydrocarbures et du monoxyde de carbone (par oxydation), les oxydes d'azote (par réduction). Un compartiment est ajouté afin de transformer les oxydes d'azote en azote et oxygène. Une sonde d'oxygène est installée au niveau de l'échappement et est reliée à un ordinateur ayant la fonction de maintenir l'équilibre parfait de l'alimentation du mélange air-essence En faisant circuler à nouveau les gaz d'échappement, la RGE permet d'abaisser la température dans la chambre de combustion et ainsi de diminuer la formation d'oxydes d'azote. Les injecteurs d'air amènent de l'air à l'échappement favorisant ainsi une meilleure combustion des gaz imbrûlés.
<u>Au moteur :</u> Système de ventilation positive du carter (PCV) Entrée d'air thermostatique	Premier dispositif à être installé sur les véhicules. Comme le carter reçoit les gaz de combustion et l'essence non brûlée passant le long du cylindre, la ventilation des vapeurs s'effectue au moyen d'une soupape qui permet de retourner ces gaz à l'admission pour y être brûlés (Caron, 1987). Système, constitué d'une pompe d'aspiration et d'un détecteur de température, qui permet de réchauffer l'air admis au carburateur lorsque le moteur est froid et de refroidir l'air quand le moteur est chaud. Ce système permet de réduire le temps de «préchauffement» contribuant à réduire les émissions de CO et des HC à l'échappement.
<u>Destiné au contrôle des émissions par évaporation :</u> Récupérateur des vapeurs d'essence (RVE)	Les RVE sont destinés à capter les vapeurs émises du réservoir et du système d'alimentation. Des collecteurs sont placés dans le carburateur et le réservoir et, sous l'effet de pressions exercées par les hautes températures, dirigent les vapeurs d'essence jusqu'à un récupérateur («canister»). Ce dernier emmagasine les vapeurs jusqu'à ce qu'il soit purgé avec de l'air frais lors du fonctionnement du moteur. Les vapeurs sont alors amenées au moteur pour y être brûlées. Cependant, les RVE ne peuvent capter complètement les vapeurs puisqu'ils sont conçus pour une essence ayant une tension de vapeur de 62 kPa alors que l'essence commerciale a une tension de vapeur de 71,7 kPa pendant la période plus chaude, c'est-à-dire l'été (Audette et al., 1993).

Concernant les moteurs au diesel, des modifications dans la fabrication des moteurs ont été apportées et des dispositifs de contrôle des polluants ont également été installés afin de satisfaire les normes d'émission. Par exemple, plusieurs manufacturiers offrent des voitures au diesel avec des convertisseurs catalytiques d'oxydation qui permettent de réduire les émissions de HC et de CO (IEA, 1993). D'autres options sont examinées afin de réduire les émissions de NOx mais sont encore peu développées. Le catalyseur à trois voies, utilisé pour contrôler les NOx dans les moteurs à essence, n'est pas applicable pour les moteurs au diesel, le rapport air-carburant étant trop élevé.

Pour le contrôle des particules, des dispositifs peuvent être installés sur les nouveaux véhicules (ex. systèmes de recirculation des gaz d'échappement à commande mécanique ou électronique, dispositif auxiliaire pour le piégeage des particules, etc.). Cependant, pour les fabricants, les modifications qui devraient être apportées aux véhicules au diesel doivent se justifier par la taille du marché. Au Canada, il y a moins de 5% des ventes pour les véhicules au diesel.

Pour abaisser davantage les émissions de particules, il est également possible de modifier le contenu du carburant. Par exemple, une baisse de la teneur en soufre dans les carburants au diesel permettrait d'abaisser le niveau de particules émises. Au Canada, un programme volontaire a été mis en place, en 1994, afin que les compagnies pétrolières canadiennes et distributeurs indépendants diminuent le contenu en soufre dans le carburant diesel offert aux consommateurs et ce, à compter du 1^{er} octobre 1994; huit (sur une possibilité de neuf) compagnies pétrolières sont signataires de cette entente. Ainsi, le carburant diesel vendu au Québec a dans une proportion de 30% à 40% un contenu en soufre de 0,05% (poids). Le carburant diesel vendu au Canada a un contenu en soufre se situant généralement à 0,25% bien que la norme canadienne soit de 0,5% (Brosseau, 1995). Notons que ce sont les camions lourds, trains routiers ou autobus qui sont généralement dotés de moteur au diesel.

- Entretien des dispositifs antipollution

Une altération et/ou un entretien insuffisant des composantes des systèmes antipollution (ex. convertisseur catalytique, circuit de recirculation des gaz d'échappement, circuit de recyclage des gaz de carter, etc.) accroissent les émissions de polluants des véhicules. Environnement Canada tient chaque année, pendant la période estivale, des cliniques d'inspection pour vérifier la présence ou non des dispositifs antipollution et mesurer certains gaz d'échappement. Ces cliniques ont lieu dans différentes villes du pays dont Montréal. À noter que les inspections visent à déceler visuellement une altération possible ou l'absence de composantes du système antipollution. Ainsi, l'examen du convertisseur catalytique se limite à vérifier sa présence (à savoir s'il a été court-circuité ou mis hors service) sans égard à son bon fonctionnement. Cependant, comme les inspections comprennent également des mesures à l'échappement des émissions de monoxyde de carbone et des hydrocarbures (quantités totales), on vérifie d'une manière indirecte le bon fonctionnement des dispositifs. Dans l'analyse des émissions, les véhicules tournent au ralenti. De plus, les inspections sont faites sur une base volontaire et sont gratuites. Ainsi, les résultats pourraient être différents si les inspections étaient faites aléatoirement.

De 1986 à 1990, treize (13) inspections fédérales-provinciales ont été effectuées au Canada et de 1991 à 1995, vingt-cinq inspections ont eu lieu. Entre 1986 et 1990, les inspections de 2 884

véhicules ont démontré qu'il y avait peu ou pas d'altérations pendant les quatre premières années de la vie du véhicule (soit la durée habituelle de la garantie) mais que le taux d'altérations (i.e. le nombre de modifications visibles détectées sur les véhicules, exprimé en pourcentage) augmentait à partir de la cinquième année (Cope, 1992). Les évaluations ont révélé que 22% des véhicules avaient au moins un élément du système antipollution qui était manquant, endommagé ou nécessitait des réparations. L'analyse des émissions du circuit d'échappement en ralenti a démontré qu'environ 25% des véhicules testés libèrent une quantité de monoxyde de carbone supérieure à une limite (limite établie selon un critère passage/échec) et que 15% des véhicules dépassaient également des niveaux limites pour les émissions d'hydrocarbures.

Les inspections qui se sont tenues de 1991 à 1995 révèlent que 15% des véhicules inspectés (8 240) avaient au moins une composante du système antipollution qui était manquante, endommagée ou en mauvais état. Le taux d'altération pour les convertisseurs catalytiques est de 5% comparativement à 10% pour les inspections tenues de 1986 à 1990. Quant aux mesures des émissions des véhicules (7 800 véhicules), environ 15% émettent du monoxyde de carbone (CO) en quantité élevée et 16% des véhicules libèrent des émissions excessives d'hydrocarbures (HC).

La baisse observée des altérations des composantes du système antipollution lors des inspections de 1991-95, par rapport à la période 1986-90, peut s'expliquer (1) par des améliorations au niveau des procédures d'inspections et de l'enregistrement des données (manière plus standardisée); (2) par l'abolition en 1990 de l'essence au plomb (annulant ainsi la possibilité d'utiliser de l'essence au plomb dans un véhicule conçu pour une essence sans plomb et l'incitation à enlever les convertisseurs catalytiques) et (3) par certains équipements (ex. pompe à air) présents en plus grande quantité sur les véhicules en 1986-90⁴⁵. Les tableaux 1.19 et 1.20 présentent les résultats obtenus lors des cliniques d'inspection tenues à Montréal en 1986, 1991 et 1994.

TABLEAU 1.19 Altérations des équipements antipollution des véhicules inspectés à Montréal

Équipement antipollution	1986		1991		1994	
	N ^{bre} de véhicules 109	Altérations visibles % > 20	N ^{bre} de véhicules 296	Altérations visibles % 14,5	N ^{bre} de véhicules 42	Altérations visibles % 21,4
Convertisseur catalytique	69	13	249		40	7
Étranglement du goulot de remplissage (EGR)	74	8	262		41	0
Étiquette «essence sans plomb seulement»	74	15	-		-	-
Pompe à air, courroies et circuits	21	0	94		6	0
Circuit de recirculation des gaz d'échappement (RGE)	85	13	240		29	3
Circuit de récupération des vapeurs d'essence	100	2	286		38	0
Circuit de recyclage des gaz du carter (RGC)	104	0	292		41	0
Circuit de recyclage des gaz du carter (RGC)	100	8	186		12	33
Filtre à air à commande thermostatique (FACT)	85	54	-		-	-
Capuchons ou scellés du carburateur						

Source de données : Communication personnelle écrite, L. Stephanson, Environnement Canada, Division des systèmes de transport, 1997

⁴⁵ . Communication personnelle écrite, L. Stephanson, Environnement Canada, Division des systèmes de transport, 1997.

TABEAU 1.20 Émissions de CO et HC à l'échappement des véhicules inspectés à Montréal

Type d'émissions	1986 (105 véhicules inspectés)	1991 (284 véhicules inspectés)	1994 (40 véhicules inspectés)
Émissions de monoxyde de carbone :			
< limite	71,4%	84,2%	92,5%
1 à 2 fois > limite	11,4%	6,6%	7,5%
2 à 3 fois > limite	15,2%	4,5%	0,0%
Émissions 3 fois > limite	1,9%	4,5%	0,0%
Émissions d'hydrocarbures :			
< limite	81,9%	91,2%	89,5%
1 à 2 fois > limite	14,3%	5,6%	9,5%
2 à 3 fois > limite	1,9%	1,7%	0,0%
3 fois > limite	1,9%	1,4%	0,0%

Source de données : Communication personnelle écrite, L. Stephanson, Environnement Canada, Division des systèmes de transport, 1997

(4) Mode de roulement et vitesse des véhicules

Les émissions de polluants atmosphériques varient selon le mode dans lequel opère le véhicule. On distingue trois modes correspondant à des niveaux d'émissions différents : le départ à froid, le départ à chaud et le mode de croisière.

Lors du démarrage, lorsque le véhicule est froid, une grande quantité de polluants est émise, en particulier le monoxyde de carbone et les composés organiques volatils (ou hydrocarbures). C'est que le véhicule ne fonctionne pas de façon optimale. La durée du cycle complet de réchauffement du véhicule serait, selon les expériences menées par Environnement Canada, de 8,42 minutes (MTQ, 1994). Cependant, cette période de réchauffement, qui correspond à la durée à laquelle on passe du mode de départ à froid au mode de croisière, serait inférieure à cette valeur. La valeur de 8,42 minutes correspondrait plus à la période de réchauffement des véhicules définie par l'US EPA pour caractériser un cycle urbain typique de la fin des années 60 (Audette et al., 1993). Les nouveaux véhicules, équipés de système d'injection de carburant, ont une période de réchauffement plus courte. Évidemment, le temps de réchauffement est lié à la température ambiante comme nous le verrons plus loin.

Le catalyseur ne commence à réduire les émissions d'un véhicule que lorsqu'il a atteint une température d'opération soit environ 400°C. La durée pour atteindre cette température varie selon les conditions de conduite et de température ambiante (quelques secondes à quelques minutes). À des températures froides, le convertisseur opère moins bien et le temps de réchauffement est plus long (US EPA, 1993).

Ainsi, pour un véhicule doté de convertisseurs catalytiques, les très hautes émissions d'hydrocarbures surviennent lors des premières minutes (aussitôt après le démarrage). Pendant cette période, ce véhicule produit de 70 à 80% de ses émissions totales. Des nouvelles

technologies sont proposées en vue d'accroître l'efficacité des convertisseurs lors de la période de démarrage.

Lors du démarrage, lorsque le véhicule est chaud, les émissions sont légèrement plus faibles que lors du démarrage à froid. Le niveau d'émission le plus bas survient, en vitesse de croisière, lorsque le véhicule est bien réchauffé.

La vitesse à laquelle se déplace un véhicule agit considérablement sur les taux d'émissions. Généralement, les émissions de CO, HC et NOx sont très élevées à faible vitesse (ex. 10 km/heure) et diminuent comme la vitesse augmente. Lorsque le véhicule atteint une vitesse d'environ 77 km/heure, les émissions augmentent à nouveau (Audette et al., 1993). Ainsi, un trafic très congestionné, où les vitesses sont faibles et les arrêts et départs fréquents, contribue à des émissions élevées de polluants et à un fonctionnement moins efficace du catalyseur (Walsh, 1991).

(5) Température ambiante

La température a un impact majeur sur les émissions. Lors de température froide, le temps de réchauffement des composantes du moteur est plus long; par exemple à -12°C, un véhicule doit parcourir une distance d'environ 15 km avant de se réchauffer (EMR, 1990). Par temps froid, un moteur à essence consomme jusqu'à 30% plus de carburant que par temps doux pour effectuer un même trajet. De plus, comme le convertisseur catalytique doit atteindre une certaine température pour fonctionner efficacement, les émissions de substances polluantes (CO, NOx et HC) sont donc plus élevées à des températures basses. Par exemple, lors d'un départ à froid et à une vitesse de 10 km/heure, le taux d'émissions (gramme/kilomètre) d'un véhicule automobile est estimé en hiver et en été à 30,12 et 9,2 g/km de HC; 198,74 et 88,9 g/km de CO; et à 1,97 et 1,65 g/km de NOx (MTQ, 1994).

Des températures élevées amènent d'un autre côté une plus grande volatilité du carburant, donc l'émanation de vapeurs d'essence. Cependant, la contribution des émissions par évaporation aux émissions totales d'hydrocarbures est importante que si la température est très élevée (>32°C) (Audette et al., 1993). L'effet des températures froides sur la volatilité permet de réduire les concentrations d'hydrocarbures par évaporation (Wixtrom et Brown, 1992). Néanmoins, les émissions d'hydrocarbures demeurent plus élevées pendant l'hiver (MTQ, 1994).

1.1.2.3 Caractérisation du parc routier de la grande région de Montréal

Sur le territoire de l'île de Montréal, le principal carburant utilisé par les véhicules légers, en 1994, est l'essence (98,67%); l'utilisation du carburant diesel est de 1,3%. Le carburant diesel est surtout utilisé par les camions et tracteurs routiers (76,7% et essence: 22,7%), les autobus (63,5% et essence: 36,1%) et les autobus scolaires (66,1% et essence: 29,8%)⁴⁶ (SAAQ, 1995).

⁴⁶ Les données d'immatriculation, disponibles par région administrative ou par territoire de MRC, ne sont pas fournies selon les limites de la grande région de Montréal

Une analyse de la répartition des véhicules selon l'année du modèle est présentée au tableau 1.21 pour le territoire de la Communauté urbaine de Montréal (CUM). Les données sont présentées en tenant compte de l'année d'implantation des convertisseurs catalytiques pour les véhicules légers, soit les modèles construits à partir de 1988. On peut en déduire que 217 343 véhicules légers de promenade (ou à usage personnel) immatriculés sur le territoire de la CUM en 1994 n'étaient pas équipés de convertisseurs catalytiques, soit 37% de cette catégorie.

TABEAU 1.21 Répartition des véhicules immatriculés en 1994 sur le territoire de la CUM

Type de véhicule	Modèles 1988 et +	Modèles avant 1988	Âge moyen
Automobiles et camions légers à usage personnel	364 380	217 343	5,96
Automobiles et camions légers commerciaux	86 448	19 364	4,05
Taxis	2 073	1 613	6,65
Motocyclettes et cyclomoteurs	3 131	6 408	9,11
Sous total - Véhicules légers	456 032	244 728	
Autobus	1 184	1 183	7,69
Autobus scolaire	471	222	5,78
Camions et tracteur routier	10 563	7 759	6,9
TOTAL	924 282	498 620	

De plus, en considérant qu'il y a augmentation des taux d'altération des composantes du système antipollution après la quatrième année de la vie du véhicule, on constate au tableau 1.22 que, parmi les véhicules légers de promenade de modèle postérieur à 1988, 112 690 véhicules (30,9% de cette catégorie) ont un potentiel d'émissions de polluants plus élevé.

TABEAU 1.22 Répartition des véhicules légers équipés de convertisseurs catalytiques sur le territoire de la CUM (modèles 1988 et +)

Type de véhicule	Âge (année de référence est 1994)	
	< 4 ANS	> 4 ANS
Automobiles et camions légers à usage personnel (de promenade)	251 690,0	112 690,0
Automobiles et camions légers commerciaux	70 009,0	16 439,0

Ainsi, en cumulant le nombre de véhicules de modèle antérieur à 1988 (i.e. sans catalyseur) et celui des véhicules dont le convertisseur catalytique a plus de 4 ans, on obtient pour les véhicules légers de promenade, catégorie la plus importante en nombre, 330 033 véhicules, soit 56,7% de cette catégorie, susceptibles de générer des polluants en plus grande quantité.

1.1.2.4 Estimation des bilans de pollution de l'air liée au transport routier

Par Ronald Collette, ministère des Transports du Québec et Patrick Cejka, Communauté urbaine de Montréal

L'objectif de cette section est de préciser les quantités d'émissions polluantes atmosphériques attribuables au transport routier dans la grande région de Montréal. Nous empruntons la méthodologie et une partie des données à une étude de Cogesult (1993), en les appliquant aux années 1990, 1994 et 2010. Les émissions de sources mobiles que nous considérons sont les composés organiques volatils (COV)⁴⁷, les oxydes de carbone (CO₂ et CO), les oxydes d'azote (NOx), les particules totales en suspension (TSP) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). L'ozone n'a pas été considéré dans la présente étude parce que cette substance n'est pas émise directement par les véhicules mais résulte de réactions photochimiques complexes entre les COV et les NOx.

Les émissions atmosphériques de sources mobiles pour une région donnée sont le résultat direct de l'utilisation des véhicules à moteur. L'activité routière, en tant que secteur de demande énergétique, constitue d'ailleurs l'une des principales utilisations des combustibles fossiles. Cette activité correspond au cumul du volume de circulation et peut donc être estimée à partir du kilométrage annuel moyen parcouru par chaque type de véhicule du parc routier, multiplié par le nombre de véhicules immatriculés de ce type. Le volume des émissions est alors obtenu en multipliant un kilométrage par un taux unitaire en gramme de polluant par kilomètre. La procédure est réitérée pour chaque polluant et chaque type de véhicule. Les principaux éléments de la procédure suivie pour établir un bilan quantitatif des émissions polluantes des sources mobiles sont illustrés à la Figure 1.1.

La procédure est la même pour chaque année de référence. Elle se heurte évidemment aux limitations imposées par la disponibilité des données. De plus l'établissement d'un bilan futur des émissions pour l'an 2010 est un exercice prévisionnel dont le résultat dépend très fortement des valeurs accordées aux différents paramètres. L'établissement de ces paramètres est un exercice de nature projective.

L'activité routière est une donnée de base dont la valeur, pour les années passées, peut être estimée à l'aide de données de nature statistique. Notre estimation se fonde sur le nombre de véhicules immatriculés dans la région et sur le kilométrage annuel moyen caractéristique de chaque type de véhicule selon une estimation de la moyenne québécoise. L'estimation précise des taux d'émissions repose sur une foule de paramètres. Seule une modélisation, lorsqu'elle est possible, nous permet de raffiner le processus. L'estimation finale de la quantité annuelle de chaque polluant est le produit des taux d'émissions, en grammes par kilomètre, et de l'activité routière, en véhicules-kilomètres.

Cette section présente: (1) l'estimation de la circulation routière sur le territoire de la grande région de Montréal; (2) la méthodologie d'estimation des taux d'émissions applicables aux véhicules et (3) la quantité d'émissions polluantes obtenue pour chaque type de véhicule.

⁴⁷ Le paramètre COV utilisé dans le cadre de la présente étude regroupe l'ensemble des composés organiques volatils, à l'exception du méthane et de l'éthane. Il s'agit d'hydrocarbures sous leur forme simple, oxygénés ou encore halogénés (Voir la section 1.1.2.1 pour plus de détail)

1.1.2.4.1 Estimation régionale de l'activité routière

Afin de dresser un portrait approximatif de la circulation routière, en véhicule-kilomètre, pour les différents types de véhicules circulant dans la grande région de Montréal (GRM), il est nécessaire de faire appel aux données statistiques provenant de sources publiques ou des données déjà compilées par Cogesult (1993). Les données proviennent notamment de:

- Statistique Canada;
- ministère des Transports du Québec;
- la Société de transport de la Communauté urbaine de Montréal;
- la Société de transport de la Rive-Sud de Montréal;
- la Société de transport de Laval et
- la Société de l'Assurance Automobile du Québec (SAAQ).

La référence géographique du présent exercice est la région métropolitaine de recensement telle que définie par Statistique Canada.

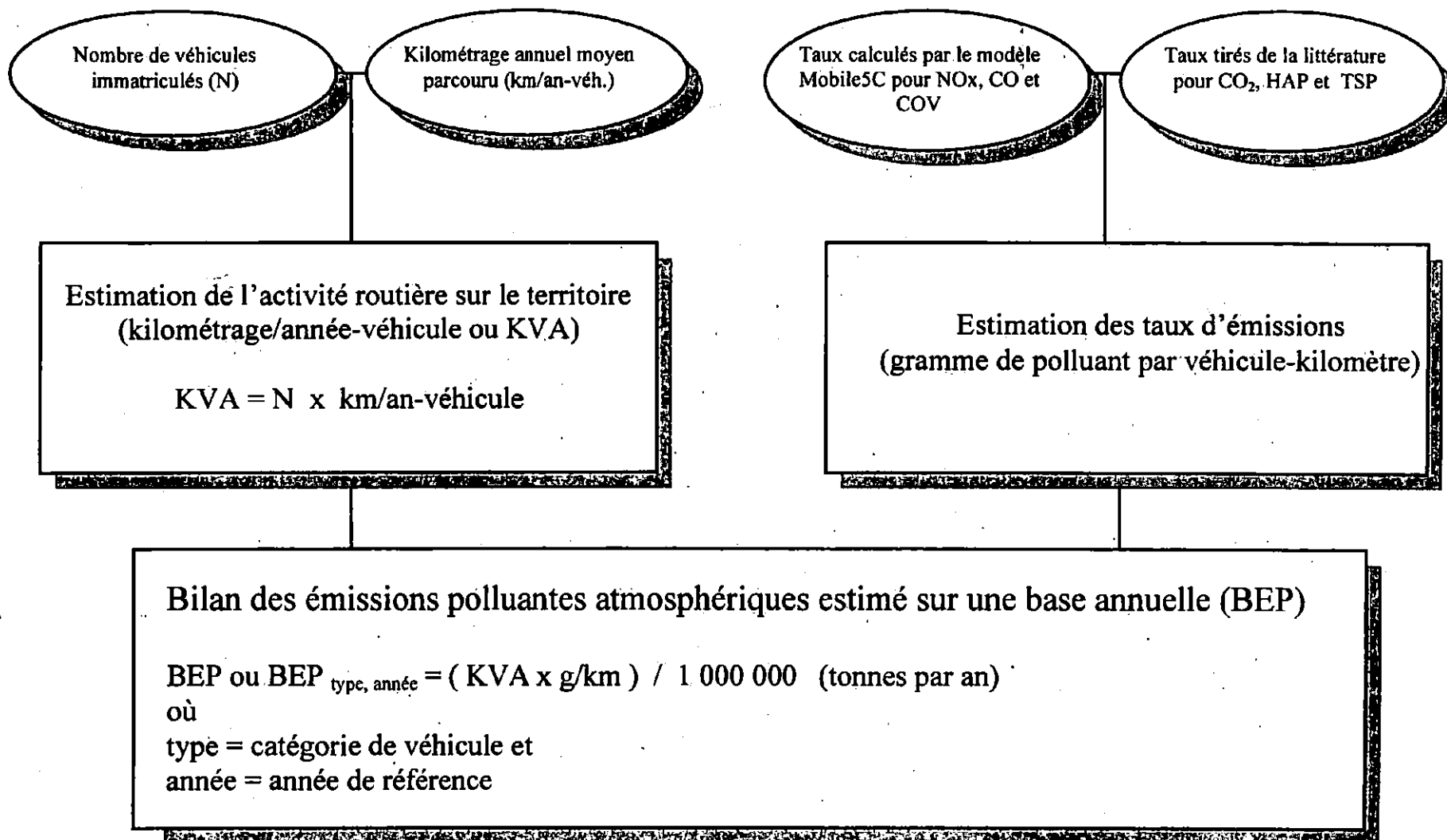
D'un point de vue méthodologique, il est important de rappeler que la présente évaluation est limitée par la disponibilité des données. En effet, bien que le volume de circulation de la GRM ait suscité l'intérêt de plusieurs recherches qui mettent en lumière le nombre de déplacements et de véhicules en circulation, les informations concernant les kilométrages parcourus sont généralement incomplètes. Il a donc été indispensable d'avancer des hypothèses d'analyse. Les hypothèses retenues pour le présent exercice mériteraient d'être validées par le biais d'enquêtes ciblées.

Notre estimation de l'activité routière pour la grande région de Montréal, illustrée au tableau 1.23, est basée sur la ventilation du parc de véhicules de la Société de l'Assurance Automobile du Québec (SAAQ, 1996) entre les catégories suivantes:

- les voitures et camions légers à usage personnel;
- les voitures et camions légers à usage professionnel;
- les taxis;
- les autobus publics;
- les autobus scolaires;
- les motocyclettes et cyclomoteurs;
- les camions lourds.

L'estimation du volume de circulation, pour chacun des types de véhicules mentionnés, est basée sur le nombre de véhicules immatriculés, multiplié par le kilométrage annuel moyen obtenu de différentes sources.

FIGURE 1.1 Procédure pour l'estimation des bilans d'émission des polluants atmosphériques attribuables aux véhicules routiers dans la grande région de Montréal



La procédure est utilisée pour chaque type de véhicule et pour chaque année de référence

Total régional

Le bilan permet d'établir que la circulation routière dans la GRM a connu une évolution à la hausse de 1990 et 1994, en passant de 37 387 à 37 780 millions de véhicules-kilomètres par an. Cette hausse s'est manifestée dans une période de ralentissement économique et de baisse d'activité commerciale affectant le transport des marchandises. Elle est attribuable à 75% aux seuls voitures et camions légers.

Voitures et camions légers à usage personnel

Comme pour le reste du territoire québécois, ce type de véhicule constitue dans la région la plus grande part des effectifs routiers. Le bilan fait ressortir un accroissement sur la période 1990 - 1994. Accroissement qu'il faut attribuer à l'accroissement de la population combiné à un taux de motorisation accru (MTQ, 1995).

Les effectifs en voitures et camions légers en circulation sont les véhicules dont le propriétaire réside dans la GRM et dont la plaque d'immatriculation était en vigueur au 31 décembre de chaque année. Ce nombre est passé de 1 263 050 en 1990 à 1 320 838 en 1994, ce qui représente un accroissement de 4,5% pour cette période. Soulignons que la très grande majorité de ces véhicules sont des automobiles. Ce type de véhicule parcourt en moyenne, selon le Club Automobile du Québec (CAA), 20 000 kilomètres par année⁴⁸.

L'activité routière de ce type de véhicule est passée de 25 261 millions de véhicules-kilomètres en 1990 à 26 417 millions de véhicules-kilomètres en 1994. Ce qui représente un accroissement constant de l'utilisation de ces véhicules dans la GRM durant les cinq dernières années.

Voitures et camions légers à usage professionnel

Le nombre de véhicules entrant dans cette catégorie et dont les propriétaires demeurent dans la GRM s'élevait en 1990 à 192 197 véhicules. Il a décliné à 179 418 véhicules en 1994. Ces véhicules parcouraient environ 40 000 kilomètres par année (Cogesult, 1993). En conséquence, le trafic attribuable aux véhicules et camions légers à usage professionnel est passé pour cette même période, de 7 688 à 7 177 millions de véhicules-kilomètres. Les problèmes économiques de la GRM pourraient expliquer en partie la baisse de 7% observée.

⁴⁸ Communication personnelle, Louis Arseneault, CAA-Québec

TABLEAU 1.23 Évolution de l'activité routière dans la grande région de Montréal de 1990 à 1994, en millions de véhicules-kilomètres (MVkm)

Type de véhicule	km/an	1990		1991		1992		1993		1994	
		Nombre	MVkm	Nombre	MVkm	Nombre	MVkm	Nombre	MVkm	Nombre	MVkm
Voitures et camions légers	20 000	1263 050	25 261	1288 778	25 776	1300 159	26 003	1308 667	26 173	1320 838	26 417
Véhicules et camions légers commerciaux	40 000	192 197	7 688	189 078	7 563	183 355	7 334	179 114	7 165	179 418	7 177
Taxis	50 000	5 555	278	5 522	276	5 518	276	5 533	277	5 552	278
Sous total des véhicules légers		1460 802	33 227	1483 378	33 615	1489 032	33 613	1493 314	33 615	1505 808	33 871
Autobus	48 850	3 629	177	3 387	165	3 386	165	3 445	168	3 457	169
Autobus scolaire	20 000	2 645	53	2 791	56	2 826	57	2 880	58	2 946	59
Motocyclettes et cyclomoteurs	3 000	28 795	86	28 220	85	27 856	84	30 852	93	28 427	85
Camions lourds	100 000	38 443	3 844	37 573	3 757	36 881	3 688	36 123	3 612	35 958	3 596
TOTAL		1534 314	37 387	1555 349	37 678	1559 981	37 607	1566 614	37 545	1576 596	37 780

Les taxis

Le nombre de taxis en circulation dans la GRM est estimé à partir des données de la SAAQ. Ainsi, le nombre de taxis en circulation a été à peu près stable pour la période 1990-94, puisqu'il était de 5 555 en 1990 et de 5 552 en 1994. Selon les informations recueillies auprès de la Ligue des chauffeurs de taxi, le kilométrage annuel moyen parcouru par un taxi est de 50 000 kilomètres. Par conséquent, la circulation des taxis s'est maintenue à 278 millions de véhicules-kilomètres au cours de cette période.

Les autobus publics

Le nombre d'autobus en circulation dans la GRM est également estimé à partir des données de la SAAQ. Le nombre d'autobus circulant dans la GRM est passé de 3 629 à 3 457 au cours de la période de 1990 à 1994. Parmi les trois sociétés de transport, le réseau le plus développé est celui de la Société de transport de la communauté urbaine de Montréal (STCUM). Il est suivi des réseaux de la Société de transport de Laval (STL) et de la Société de transport de la Rive-Sud de Montréal (STRSM) qui desservent respectivement Laval et sept municipalités de la Rive-Sud.

Depuis une vingtaine d'années, l'offre kilométrique de la STCUM est demeurée constante à quelque 75 millions de véhicules-kilomètres en moyenne par année. Le parc d'autobus est estimé à 1 700 véhicules. L'offre kilométrique de la STRSM, quant à elle, a connu une progression constante ces dernières années. Le parc d'autobus compte environ 300 véhicules dont 103 effectuent des circuits en direction de Montréal. En 1992, les autobus de la STRSM ont enregistré 16 millions de véhicules-kilomètres. En ce qui a trait à l'offre de la STL, les données recueillies révèlent un kilométrage annuel moyen de 11 millions de véhicules-kilomètres. Le parc d'autobus est estimé à 224 véhicules effectuant 32 circuits dont 29 en direction de Montréal.

Compte tenu des données des trois sociétés, le kilométrage annuel moyen pondéré pour un autobus serait de 48 850 kilomètres (Cogesult, 1993). En conséquence, la circulation des autobus, à laquelle contribuent également d'autres transporteurs locaux et interurbains, est passée de 177 à 169 millions de véhicules-kilomètres dans la région entre 1990 et 1994.

Les autobus scolaires

Le nombre d'autobus scolaires a varié dans la GRM de 2 645 en 1990 et à 2 946 en 1994. Le kilométrage annuel moyen pour un autobus scolaire est estimé à 20 000 km, ce qui implique une circulation de l'ordre de 53 millions de véhicules-kilomètres en 1990 et de 59 millions de véhicules-kilomètres en 1994.

Les motocyclettes et cyclomoteurs

L'estimation du trafic urbain de motocyclettes et de cyclomoteurs est basée sur le nombre de véhicules en circulation dans la GRM auquel est associé un kilométrage annuel moyen. Le nombre de motocyclettes et de cyclomoteurs circulant dans la GRM est passé de 28 795 à 28 427 de 1990 à 1994. Selon les données disponibles (Cogesult, 1993), ce type de véhicule effectuerait en moyenne 3 000 kilomètres par année.

Ce kilométrage appliqué pour la GRM implique un kilométrage total passant de 86 à 85 millions de véhicules-kilomètres pour les motocyclettes et les cyclomoteurs pour ladite période.

Les poids lourds

L'estimation du trafic urbain des poids lourds est également basée sur le nombre de véhicules immatriculés dans la GRM auquel est associé un kilométrage annuel moyen. On ne tient donc pas compte ici du transport des marchandises en transit dans la région. L'évaluation actuelle néglige donc une contribution certaine à la circulation et à la pollution.

Les statistiques de la SAAQ indiquent que le nombre de poids lourds en circulation se chiffrait à 38 443 véhicules en 1990 pour baisser graduellement à 35 958 camions en 1994, soit une baisse d'environ 6,5%. Selon Statistique Canada, ce type de véhicule parcourt en moyenne 100 000 kilomètres par année. Ceci implique une circulation de 3 844 millions de véhicules-kilomètres en 1990 et de 3 596 millions de véhicules-kilomètres en 1994. Cette baisse peut être attribuée en partie au ralentissement économique de cette période.

1.1.2.4.2 Estimation des taux d'émissions

Les taux d'émissions unitaires, exprimés en gramme par mille (ou kilomètre) pour les polluants conventionnels (COV, le CO et les NOx) sont des taux calculés, à l'aide d'un logiciel, en fonction de différentes conditions de circulation. Les taux d'émissions pour les autres polluants (CO₂, HAP et TSP) sont des taux fixes approximatifs provenant de la littérature et correspondant à des conditions moyennes.

Le logiciel employé pour le calcul des taux d'émissions de polluants est MOBILE5C, une version adaptée aux conditions canadiennes de MOBILE5, initialement développé par l'agence américaine US EPA (1991). Il est largement utilisé au Canada de même qu'à travers l'ensemble des États américains à l'exception de la Californie. La version MOBILE5C a été développée par Environnement Canada pour obtenir des taux d'émissions valables en territoire canadien.

Les taux de MOBILE5C sont utilisés pour établir des inventaires d'émissions de polluants. Ils sont établis sur la base de tests et de procédures définies par le gouvernement fédéral américain. La version du logiciel utilisée permet d'obtenir les taux pour les années de référence allant de 1985 à 2010. Les véhicules circulant dans la GRM sont regroupés, indépendamment de leur usage dans les catégories propres à MOBILE5C. Ce sont :

- *Light Duty Gas Vehicles* (LDGV) : les automobiles et les véhicules légers à essence ;
- *Heavy Duty Gas Vehicles* (HDGV) : les camions lourds et les autobus à essence ;
- *Heavy Duty Diesel Vehicles* (HDDV) : les camions lourds et les autobus au diesel et
- *Motor Cycles* (MC) : les motocyclettes et les cyclomoteurs.

La documentation du logiciel précise les définitions de chaque catégorie de véhicules, notamment les limites entre les véhicules légers et lourds. Point à noter, le logiciel regroupe les autobus et les camions lourds dans la même catégorie, compte tenu de leurs similarités en termes

de poids et de type de moteur. Aucune distinction n'est donc faite entre ces deux modes de transport en ce qui concerne les taux d'émissions. Par ailleurs, les automobiles et les camions légers fonctionnant au diesel ne représentent qu'une petite part du trafic dans la GRM (Cogesult, 1993). Dans notre analyse, ces véhicules sont assimilés à la catégorie des véhicules à essence.

Paramètres de modélisation des taux d'émissions

Parmi les paramètres considérés par le modèle, plusieurs sont prévus par le logiciel et l'utilisateur n'y a pas accès. Les paramètres implicites concernent notamment : (1) les taux unitaires de base pour les véhicules neufs de chaque année selon une compilation canadienne (*basic emissions rates*); (2) les taux de pénétration des nouvelles technologies; (3) les ajustements liés à l'usure normale (*deterioration rates*); de même que (4) les facteurs d'ajustements des taux de base en fonction de la vitesse de circulation et de la température.

Un certain nombre de paramètres peut toutefois être modifié par l'utilisateur en recourant à certaines options du logiciel. De plus, certains paramètres doivent obligatoirement être précisés par l'usager. À défaut de données précises, une fiche complète de données est fournie pour un calcul estimatif. La liste des paramètres à préciser comprend:

- l'année de référence à laquelle s'applique les taux calculés (année du bilan);
- le profil d'âge du parc (proportions des véhicules distribués selon leur âge);
- la vitesse moyenne des véhicules;
- les températures moyennes saisonnières maximales et minimales et
- la volatilité de l'essence.

ANNÉE DE RÉFÉRENCE

Les taux unitaires moyens établis par MOBILE5C dépendent de l'année de référence sous l'effet combiné et antagoniste du vieillissement du parc dans son ensemble et de l'introduction de véhicules neufs dotés d'une technologie antipollution plus efficace. C'est le profil d'âge du parc qui, à tout moment, conditionne la contribution relative de ces facteurs.

L'ÂGE DU PARC

L'âge du parc est donné sous forme de répartition des effectifs par tranche d'âge d'une année, jusqu'à 25 ans, pour chacune des catégories de véhicules. Cette distribution détermine par conséquent le taux de renouvellement du parc et le taux de pénétration des nouvelles technologies antipollution. Elle traduit en même temps l'importance relative des «vieux» véhicules. La ventilation globale du parc que MOBILE5C utilise est fournie par Environnement Canada. Elle est précisément québécoise et non canadienne en termes de répartition d'âge. Toutefois, elle représente une moyenne compilée sur plusieurs années dans le but d'éviter de traduire les fluctuations entre les années fastes et les années creuses où le taux de renouvellement est respectivement plus fort ou plus faible. Il ne s'agit pas forcément non plus d'une répartition d'âge exactement représentative de la GRM.

Autre remarque, la répartition fine des véhicules au sein de chaque classe est une moyenne canadienne. Ainsi, par exemple, pour les taux de la catégorie LDGV, composée des véhicules légers à essence, la répartition est canadienne au niveau des pourcentages relatifs de voitures intermédiaires, compactes et sous-compactes à l'intérieur de cette catégorie. Bien que le parc québécois diffère à certains égards du parc canadien à ce chapitre, ces différences ne sont pas tenues en compte.

VITESSE MOYENNE DE LA CIRCULATION ROUTIÈRE

Les émissions de polluants varient considérablement avec la vitesse des véhicules, d'où l'importance du choix de la vitesse de référence. Une vitesse plus faible est généralement synonyme d'émissions plus importantes. La sensibilité c'est-à-dire l'influence de ce paramètre est considérable, notamment à faible vitesse où la variation des taux d'émissions de CO et de COV est plusieurs fois plus importante en proportion que la variation de vitesse elle-même. Toutefois, le paramètre vitesse est particulièrement difficile à préciser à cause du manque de données. Pour les fins de notre étude, nous faisons usage d'une vitesse de référence unique que nous retenons à titre d'estimation équivalente à une vitesse moyenne agrégée à la fois sur une base géographique, à l'échelle de la région, et sur une base temporelle pour une année complète.

La vitesse moyenne régionale annuelle retenue provient de la simulation d'heure de pointe matinale d'automne. Cette valeur a été obtenue par le ministère des Transports du Québec dans le contexte des analyses du réseau métropolitain à l'aide du modèle MOTREM93⁴⁹. Cette valeur représente une agrégation sur une base géographique, valable pour l'ensemble de la GRM. La valeur de référence en question est de 26,9 milles/heure (43,3 km/heure). Et, bien qu'elle caractérise particulièrement un contexte d'heure de pointe de jour de semaine, elle a le mérite de résulter d'un exercice rigoureux. Cette valeur est également voisine de l'estimation de la vitesse urbaine selon Environnement Canada qui est de 20,4 milles/heure (32,8 km/heure). Nous verrons que le paramètre vitesse constitue un des paramètres sensibles à considérer dans une perspective de scénarisation pour l'année de référence 2010.

TEMPÉRATURE AMBIANTE

La température ambiante est un autre paramètre ayant un impact potentiel sur les taux d'émissions de polluants. MOBILE 5C requiert comme données les valeurs minimales, moyennes et maximales quotidiennes de température. Dans la GRM, la température change de manière significative tout au long de l'année. Afin de prendre en considération ces variations, les taux d'émissions sont normalement calculés pour quatre différentes périodes. Ils sont ensuite combinés sous forme de taux annuels moyens. Le tableau 1.24 présente les températures utilisées pour la modélisation, selon les périodes de l'année. Fait à noter, les taux d'émissions des véhicules au diesel calculés par MOBILE5C ne tiennent pas compte de la température extérieure. Seuls les taux d'émissions des véhicules à essence sont affectés.

⁴⁹ Communication personnelle, André Babin, ministère des Transports du Québec, Direction de la planification, 1996

LA VOLATILITÉ DE L'ESSENCE

La version canadienne du modèle utilise une volatilité fixe de 11,7 livres au pied carré ou 80,7 kPa (Environnement Canada, 1995).

AUTRES PARAMÈTRES

L'application de programmes d'inspection et entretien des véhicules a une incidence sur les taux d'émissions. Le logiciel permet de préciser l'impact potentiel sur les taux unitaires des véhicules et par conséquent sur les émissions globales.

TABEAU 1.24 **Température minimale, maximale et moyenne quotidienne**

Saison	T° minimale	T° maximale	T° moyenne
Hiver (novembre - mars)	- 9,7	-1,2	-5,4
Printemps-automne 1 (mai, sept)	-2,1	11,8	6,9
Printemps-automne 2 (avril, octobre)	8,3	19,1	13,7
Été (juin, juillet, août)	14,0	24,7	19,3

Source : Environnement Canada 1990, MOBILE5C User Guide.

1.1.2.4.3 L'estimation et la comparaison des bilans d'émissions pour 1990 et pour 1994

Taux d'émissions pour 1990 et 1994

Les taux d'émissions de référence pour les polluants NO_x, CO et COV sont ceux calculés à l'aide de MOBILE5C. Des taux moyens en provenance de la littérature sont utilisés pour le CO₂, les HAP et les particules totales en suspension (TSP). Pour fins de calcul des taux de référence de l'année 1990, les principaux paramètres retenus sont les suivants :

- 1) une vitesse moyenne de 43,3 km/heure ;
- 2) températures climatiques normales établies sur 30 ans ;
- 3) le profil d'âge des véhicules québécois à partir de valeurs moyennes établies sur 15 ans par Environnement Canada (fournies avec la version canadienne du logiciel) et
- 4) autres données utilisées par défaut et attribuées par Environnement Canada (indice de pression de vapeur, proportion des véhicules fonctionnant à froid ou à chaud).

Les taux d'émissions moyens annuels sont obtenus de la même façon pour l'année 1990 et l'année 1994. MOBILE5C tient compte des facteurs influant sur les taux d'émissions comme l'application des normes d'émission et l'évolution technologique du parc routier, alors que les autres paramètres utilisés sont identiques pour 1990 et 1994.

Taux calculés par MOBILE5C pour les COV, CO et NOx

Le tableau 1.25 résume les facteurs d'émissions calculés au moyen de MOBILE5C pour 1990 et 1994 pour les polluants : COV, CO et NOx. Les taux d'émissions sont présentés en grammes de polluants émis pour chaque mille parcouru et recalculés par kilomètre. Le tableau permet d'observer une diminution généralisée des taux d'émissions entre 1990 et 1994. Cette amélioration de la performance correspond à l'introduction de véhicules neufs plus performants dans le parc routier au cours des années 90.

TABEAU 1.25 Taux d'émissions de référence selon mobile 5C pour 1990 et 1994 pour les 4 catégories de véhicules

ANNÉE 1990

Type de véhicule	Catégorie MOBILE	Polluant					
		COV		CO		NOx	
		g/mi	g/km	g/mi	g/km	g/mi	g/km
Véhicules légers à essence	LDGV	3,43	2,13	29,67	18,44	2,28	1,42
Motocyclettes et cyclomoteurs	MC	5,88	3,65	15,66	9,73	0,98	0,61
Véhicules lourds à essence	HDGV	8,96	5,57	108,53	67,44	7,53	4,68
Véhicules lourds au diesel	HDDV	2,65	1,65	9,94	6,18	19,49	12,11

ANNÉE 1994

Type de véhicule	Catégorie MOBILE	Polluant					
		COV		CO		NOx	
		g/mi	g/km	g/mi	g/km	g/mi	g/km
Véhicules légers à essence	LDGV	2,34	1,45	22,40	13,92	1,81	1,12
Motocyclettes et cyclomoteurs	MC	3,93	2,44	15,24	9,47	0,99	0,62
Véhicules lourds à essence	HDGV	6,20	3,85	77,77	48,33	6,47	4,02
Véhicules lourds au diesel	HDDV	2,10	1,30	9,03	5,61	14,16	8,80

Le recoupement entre les catégories MOBILE5C, précisées plus haut, et les catégories de véhicules définies selon les données de la SAAQ est le suivant. Les véhicules légers à essence (LDGV) comprennent :

- les automobiles et camions légers à usage personnel,
- les taxis et
- les automobiles et camions légers à usage commercial.

De plus, tel que mentionné précédemment, cette dernière catégorie regroupe par défaut un nombre limité de véhicules légers mus au diesel dont l'impact sur des émissions globales n'est pas différencié.

Les véhicules lourds à l'essence comprennent une partie des autobus scolaires (30%). Nous considérons pour les fins de la présente étude que l'ensemble des autobus publics et des camions lourds fonctionne au diesel. La catégorie des véhicules lourds au diesel regroupe donc les camions lourds, une part des autobus scolaires et les autobus urbains.

Taux moyens pour les CO₂, HAP et TSP

En ce qui a trait au dioxyde de carbone (CO₂), aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et aux particules totales en suspension (TSP), nous reprenons les taux provenant d'une revue de littérature réalisée par Cogesult (1993). Le tableau 1.26 présente ces taux relevés pour les différents types de véhicule.

TABEAU 1.26 Taux d'émissions moyen pour le CO₂, les TSP et les HAP (grammes/véhicule-kilomètre)

TYPE DE VÉHICULE	TAUX D'ÉMISSIONS		
	CO ₂	TSP ¹	HAP
Automobiles (véhicules légers)	198,4	0,37	0,0018
Autobus (diesel)	1 553,0	1,4	0,0050
Motocyclettes	ND	ND	0,00051
Camions lourds (essence)	ND	ND	0,0051
Camions lourds (diesel)	1 278,0	1,4	0,0050

¹ TSP : particules totales en suspension
Source : Cogesult, 1993

1.1.2.4.4 Bilan des émissions de source mobile pour 1990 et 1994

Le présent exercice vise l'estimation et la comparaison des bilans d'émissions pour 1990 et pour 1994. Les quantités totales de polluants calculées, en tonnes, produites par les sources mobiles pour 1990 et en 1994, sont présentées aux tableaux 1.27 et 1.28. Ces quantités sont établies pour chaque catégorie de véhicules à partir de leurs taux d'émissions et kilométrages respectifs. Tel qu'expliqué précédemment, ce bilan d'émissions est basé sur les taux calculés par MOBILE5C (COV, CO, NOx) et les taux moyens en provenance de la littérature (CO₂, HAP et TSP). Nous ne

disposons pas des taux d'émissions en CO₂, particules totales en suspension et HAP pour les motocyclettes et les camions lourds à essence. Nous assumons que les camions lourds et les autobus publics fonctionnent au diesel. Entre 1990 et 1994, l'estimation de l'activité routière varie directement en fonction du nombre de véhicules immatriculés pour un kilométrage moyen constant.

Ces bilans montrent une tendance globale à la baisse des émissions entre 1990 et 1994 attribuable aux améliorations technologiques. Toutefois, malgré ces constatations, la contribution relative des différents types de véhicules à la pollution d'origine routière demeure constante. Ainsi, pour les années 1990 et 1994, les automobiles et les camions légers maintiennent à eux seuls leur part à près de 90% des COV, 95% du CO, 50% des NOx, 55% de CO₂, 70% des TSP et 75% des HAP.

Les véhicules lourds, incluant les autobus, contribuent aussi à une part importante du volume des émissions de NOx (50%), de CO₂ (40%), des TSP (30%) et de HAP (25%).

1.1.2.4.5 Bilans projetés des émissions de source mobile en 2010

L'objectif de cette section est d'estimer le bilan des émissions polluantes liées aux différents types de véhicules en circulation dans la GRM en 2010. La même approche de base que pour estimer les émissions de 1990 et 1994 sera utilisée. Pour les fins de l'étude, seul un scénario tendanciel est présenté. Les principaux facteurs déterminant les résultats sont l'évolution technologique, l'accroissement de la demande et les conditions routières.

Le facteur technologique est le premier auquel on pense généralement en vue d'établir la «performance» future du parc routier. De fait, l'évolution des normes de construction, combinée au renouvellement du parc, constitue un facteur fondamental. Ce facteur est tenu en compte implicitement par MOBILE5C et les sources de littérature. Il se traduit par une diminution des taux d'émissions anticipés.

Les effets de l'augmentation prévisible de l'activité routière, liée au nombre croissant de déplacements de véhicules et des usagers de la route, ont été estimés par le MTQ dans le cadre du plan de transport de Montréal. La combinaison de ces facteurs se traduit par une augmentation des déplacements et du kilométrage. Des hypothèses du secteur énergétique sont nécessaires pour les véhicules lourds. Enfin, la dégradation probable des conditions de circulation, qui a une incidence à la baisse sur la vitesse du trafic sur les axes routiers, a également été examinée.

TABEAU 1.27 Bilan global des polluants atmosphériques attribuables au transport routier dans la grande région de Montréal en 1990 (en tonnes métriques)

TYPE DE VÉHICULE	CATÉGORIE MOBILE5C	MKM / AN	COV			CO			NO _x			CO ₂			TSP			HAP		
			Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%
Voitures et camions légers	LDGV	25 261	2,13	53 806	69%	18,44	465 813	73%	1,42	35 871	37%	198	5 011 782	42%	0,37	9 347	52%	0,0018	45,47	56%
Véhicules légers commerciaux	LDGV	7 688	2,13	16 375	21%	18,44	141 767	22%	1,42	10 917	11%	198	1 525 299	13%	0,37	2 845	16%	0,0018	13,84	17%
Taxi	LDGV	278	2,13	592	1%	18,44	5 126	1%	1,42	395		198	55 155		0,37	103	1%	0,0018	0,50	1%
Sous total	LDGV	33 227		70 774	91%		612 706	96%		47 182	49%		6 592 237	56%		12 294	68%		60,00	74%
Motocyclettes et cyclomoteurs	MC	86	3,65	314		9,73	837		0,61	52		ND	ND		ND	ND		0,0051	0,44	1%
Autobus scolaire à essence	HDGV	16	5,57	89		67,44	1 079		4,68	75		ND	ND		ND	ND		0,0051	0,08	
Autobus scolaire au diesel	HDDV	37	1,65	61		6,18	229		12,11	448		1 553	57 461		1,40	52		0,0050	0,19	
Autobus public	HDDV	177	1,65	292		6,18	1 094		12,11	2 143	2%	1 553	274 881	2%	1,40	248	1%	0,0050	0,89	1%
Camions lourds	HDDV	3 844	1,65	6 343	8%	6,18	23 756	4%	12,11	46 551	48%	1 278	4 912 632	42%	1,40	5 382	30%	0,0050	19,22	24%
Sous total	HDDV	4 058		6 696	9%		25 078	4%		49 142	51%		5 244 974	44%		5 681	32%		20,00	25%
Total tonnes/an		37 387		77 872	100%		639 700	100%		96 452	100%		11 837 211	100%		17 975	100%		81,00	100%

**Tableau 1.28 Bilan global des polluants atmosphériques attribuables au transport routier dans la grande région de Montréal en 1994
(en tonnes métriques)**

TYPE DE VÉHICULE	CATÉGORIE MOBILE/SC	MKM / AN	COV			CO			NO _x			CO ₂			TSP			HAP		
			Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%
Voitures et camions légers	LDGV	26 417	1,45	38 305	70%	13,92	367 725	74 %	1,12	29 587	41%	198	5 241 133	45%	0,37	9 774	55%	0,00180	47,55	59%
Véhicules légers commerciaux	LDGV	7 177	1,45	10 407	19%	13,92	99 904	20%	1,12	8 038	11%	198	1 423 917	12%	0,37	2 655	15%	0,00180	12,92	16%
Taxi	LDGV	278	1,45	403	1%	13,92	3 870	1%	1,12	311		198	55 155		0,37	103	1%	0,00180	0,50	1%
Sous total	LDGV	33 872		49 114	90%		471 498	95%		37 937	53%		6 720 205	58%		12 533	70%		61	76%
Motocyclettes et cyclomoteurs	MC	85	2,44	207		9,47	805		0,62	53		ND	ND		ND	ND		0,00051	0,04	
Autobus scolaire à essence	HDGV	18	3,85	69		48,33	870		3,96	71		ND	ND		ND	ND		0,00510	0,09	
Autobus scolaire au diesel	HDDV	41	1,30	53		5,61	230		8,97	368	1%	1553	63 673	1%	1,40	57		0,00500	0,21	
Autobus public	HDDV	168	1,30	218		5,61	942		8,97	1 507	2%	1553	260 904	2%	1,40	235	1%	0,00500	0,84	1%
Camions lourds	HDDV	3 596	1,30	4 675	9%	5,61	20 172	4%	8,97	32 254	45%	1278	4 595 432	39%	1,40	5 034	28%	0,00500	17,98	22%
Sous total	HDDV	3 805		4 946	9%		21 345	4%		34 129	47%		4 920 009	42%		5 327	30%		19	24%
Total tonnes/an		37 780		54 946	100%		494 518	100%		72 190	100%		11 640 214	100%		17 859	100%		80	100%

Évolution de la performance technologique du parc routier

Pour l'an 2010 comme pour les années 1990 et 1994, ce sont les taux d'émissions moyens en provenance de la littérature selon Cogesult qui sont utilisés pour le CO₂, les HAP et les TSP. Le tableau 1.29 présente les taux estimés pour 2010.

TABEAU 1.29 Estimation des taux d'émissions des véhicules en 2010 (grammes/véhicules-kilomètre)

TYPE DE VÉHICULE	TAUX D'EMISSIONS		
	CO ₂	TSP	HAP
Automobiles	155,0	0,12	0,00026
Autobus	1.553,0	0,23	0,0050
Motocyclettes	ND	ND	0,00051
Camions lourds (essence)	ND	ND	0,0051
Camions lourds (diesel)	1 278,0	0,23	0,0050

Pour les polluants NO_x, CO et COV, nous utilisons de nouveaux taux calculés à l'aide de MOBILE5C (tableau 1.30).

TABEAU 1.30 Taux d'émissions de référence pour l'année 2010 pour les 4 catégories de véhicules

Type de véhicule	Catégorie MOBILE	Polluant					
		COV		CO		NO _x	
		g/mi	g/km	g/mi	g/km	g/mi	g/km
Véhicules légers à essence	LDGV	1,67	1,04	17,05	10,59	1,26	0,78
Motocyclettes et cyclomoteurs	MC	3,84	2,39	15,24	9,47	0,99	0,62
Véhicules lourds à essence	HDGV	3,05	1,90	20,12	12,50	4,36	2,71
Véhicules lourds au diesel	HDDV	1,63	1,01	8,02	4,98	6,25	3,88

Accroissement de la demande

L'accroissement de la demande se répercute sur l'activité routière dans la région. Selon les estimations actuelles, l'accroissement des véhicules-kilomètres sera de l'ordre de 25% pour les véhicules personnels soit pour l'essentiel la catégorie «LDGV»⁵⁰. Les prévisions énergétiques pour l'ensemble du Canada quant à elles laissent prévoir un accroissement continu de la demande en transport routier de marchandises encore plus considérable (RNC, 1997). Le facteur 25% peut dans ce cas être considéré comme conservateur pour donner un portrait de la circulation en 2010.

Si nous faisons l'hypothèse d'un réseau routier maintenu dans son état actuel (1994) jusqu'en 2010, les nouvelles conditions de circulation induiront une baisse de l'ordre de 40% de la moyenne des vitesses⁵⁰. Une réduction de cet ordre appliquée à notre vitesse de référence, la fait passer de 26,9 à 16,1 mph (43,3 à 25,9 km/heure). Il faut souligner ici qu'il s'agit de conditions de base utilisées à des fins indicatives, ne tenant pas compte d'éventuelles mesures de décongestionnement ni d'améliorations possibles du réseau routier. Ces résultats doivent donc être interprétés en conséquence étant donné le caractère hypothétique des taux d'émissions futurs.

Le tableau 1.31 présente le bilan obtenu pour 2010. On y retrouve les quantités totales de polluants, en tonnes métriques, produites par les différents véhicules routiers sur le territoire de la grande région de Montréal, en 2010. Tel qu'indiqué au tableau, 49 137 tonnes de COV, 473 367 tonnes de CO, 51 616 tonnes de NOx, 12 658 820 tonnes de CO₂, 6 175 tonnes de TSP et 35 tonnes de HAP seront générées sur le territoire de la GRM en l'an 2010.

Dans cette perspective, les automobiles et les camions légers produiront plus de 90% des COV et du CO en plus de produire plus de 60% de tous les NOx. Ils contribuent toutefois relativement moins aux HAP (30%). La portion restante est attribuée à tous les autres types de véhicules. Les véhicules lourds, incluant les autobus, seront par ailleurs responsables de l'essentiel des HAP avec 70%, ainsi que d'une part importante du volume total des émissions de dioxyde de carbone (CO₂), avec 48% et d'oxydes d'azote (NOx) avec 36%.

⁵⁰ Communication personnelle, C. Lemay, ministère des Transports du Québec, Service de modélisation des données, 1997.

TABLEAU 1.31 Bilan global des polluants atmosphériques attribuables au transport routier pour la grande région de Montréal en 2010 (Scénario tendanciel) (en tonnes métriques)

TYPE DE VÉHICULE	CATÉGORIE MOBILESC	MKM / AN 2000*	COV			CO			NO _x			CO ₂			TSP			HAP		
			Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%	Taux g/km	Émissions t/an	%
Voitures et camions légers	LDGV	33 021	1,04	34 342	70%	10,59	349 695	74%	0,78	25 757	50%	155	5 118 294	40%	0,12	3 963	64%	0,00026	8,59	25%
Véhicules légers commerciaux	LDGV	8 971	1,04	9 330	19%	10,59	95 006	20%	0,78	6 998	14%	155	1 390 544	11%	0,12	1 077	17%	0,00026	2,33	7%
Taxi	LDGV	348	1,04	361	1%	10,59	3 680	1%	0,78	271	1%	155	53 863		0,12	42	1%	0,00026	0,09	
Sous total	LDGV	42 340		44 034	90%		448 381	95%		33 025	64%		6 562 700	52%		5 081	82%		11	31%
Motocyclettes et cyclomoteurs	MC	106	2,39	254	1%	9,47	1 006		0,62	66		ND	ND		ND	ND		0,00051	0,05	
Autobus scolaire à essence	HDGV	23	1,90	43		12,50	281		2,71	61		ND	ND		ND	ND		0,00510	0,11	
Autobus scolaire au diesel	HDDV	53	1,01	53		4,98	261		3,88	204		1553	81 533	1%	0,23	12		0,00500	0,26	1%
Autobus public	HDDV	211	1,01	213		4,98	1 052		3,88	820	2%	1278	269 978	2%	0,23	49	1%	0,00500	1,06	3%
Camions lourds	HDDV	4 495	1,01	4 540	9%	4,98	22 385	5%	3,88	17 441	34%	1278	5 744 610	45%	0,23	1 034	17%	0,00500	22,48	64%
Sous total	HDDV	4 759		4 806	10%		23 699	5%		18 464	36%		6 096 120	48%		1 095	18%		24	68%
Total tonnes/an				49 137	100%		473 367	100%		51 616	100%		12 658 820	100%		6 175	100%		35	100%

* Les valeurs de kilométrage pour 2010 utilisées sont celles de 1994 augmentées de 25%

TENDANCES FUTURES: ÉCART PAR RAPPORT À 1990

Mis à part le CO₂, les bilans obtenus pour les années de référence 1990, 1994 et 2010 indiquent une diminution globale des émissions de polluants (COV, CO, NO_x, TSP et HAP). Le CO₂, principal gaz à effet de serre, connaît une augmentation proportionnelle à la consommation de carburant. Il faut ajouter que, contrairement aux autres substances, le CO₂ ne constitue pas un polluant conventionnel. Il ne peut pas non plus être contrôlé au moyen d'un dispositif antipollution. Son contrôle est lié à l'efficacité énergétique. Cette situation souligne le reflet international des problématiques régionales du transport. Mis à part le CO₂, les autres polluants ont davantage un impact régional. Ces derniers voient leur bilan s'améliorer sensiblement. Le tableau 1.32 résume les bilans annuels calculés et les tendances par rapport à 1990.

Tableau 1.32 Comparaison des bilans annuels pour 1990, 1994 et 2010 et des écarts par rapport à 1990

Polluant	1990	1994		2010	
	Tonnage annuel (tonnes)	Tonnage annuel (tonnes)	Écart par rapport à 1990 (%)	Tonnage annuel (tonnes)	Écart par rapport à 1990 (%)
CO ₂	11 837 211	11 640 214	0,98	12 658 820	1,07
COV	144 235	109 008	0,76	100 656	0,70
CO	1 216 302	1 005 971	0,83	993 585	0,82
NO _x	162 594	136 847	0,84	102 207	0,63
TSP	17 975	17 859	0,99	6 175	0,34
HAP	81	80	0,99	35	0,43

On peut constater que les projections pour 2010 permettent d'anticiper une baisse des émissions d'origine routière pour les COV (30%), le CO (18%), les NO_x (37%), les TSP (66%) et les HAP (57%).

1.1.2.4.6 Comparaison et validation des résultats

L'activité routière et la pollution de l'atmosphère, qui en résulte dans les grandes villes, évoluent sous l'effet de tendances lourdes bien connues. Notre analyse apporte des précisions à l'échelle de la grande région de Montréal, sous forme d'un bilan des émissions polluantes (BEP) pour les années 1990, 1994 et 2010. Une comparaison avec d'autres bilans permet ensuite de faire une validation des résultats obtenus tout en fournissant un contexte d'appréciation plus global. Dans un premier temps, les résultats régionaux du BEP pour 1994 peuvent être comparés aux données de l'inventaire québécois des émissions atmosphériques du ministère de l'Environnement et de la faune du Québec (MEF). Ceci afin de préciser la part relative des sources mobiles dans la pollution atmosphérique de la région. Dans un second temps, la comparaison avec les données d'un inventaire des sources mobiles d'Environnement Canada (EC), à l'échelle du Québec, permet de raffiner notre appréciation des tendances futures.

LA PART DES TRANSPORTS DANS LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE RÉGIONALE

On retrouve au tableau 1.33 les données concernant les sources fixes tirées de l'inventaire québécois pour 1994. Ces données sont discutées aux sections 1.1.1 et 1.2.1. Les résultats pour les sources mobiles du BEP sont reportées pour fins de comparaison. Dans le cas du CO₂, deux valeurs sont disponibles. La valeur obtenue sur la base de l'activité routière (BEP) est de 11 640 214 tonnes. Comparativement, la valeur calculée à partir du total du CO₂ global pour le transport routier à l'échelle du Québec est de 9 319 791 tonnes. Dans ce cas, la proportion utilisée (36%) est basée sur la proportion des ventes régionales d'essence. Compte tenu des différences considérables entre les deux approches, l'écart de 20% entre les valeurs doit être considéré comme raisonnable. La part relative du transport routier dans les émissions de CO₂ serait donc voisine de 50%.

Tableau 1.33 Résultats régionaux d'émissions de polluants atmosphériques pour 1994 (tonnes métriques par an) et part relative des sources mobiles

Polluant	Sources fixes	Sources mobiles Transport routier	Total	Part du transport
TSP	<i>41 027</i>	<i>17 859</i>	<i>58 886</i>	<i>30,3%</i>
COV	<i>72 178</i>	<i>54 337</i>	<i>126 515</i>	<i>42,9%</i>
HAP ¹	<i>80</i>	<i>80</i>	<i>160</i>	<i>50,0%</i>
CO ₂ ²	<i>11 235 453</i>	<i>11 640 214</i>	<i>20 555 244</i>	<i>45,3%</i>
CO ₂ ³	<i>11 235 453</i>	<i>9 319 791</i>	<i>22 875 667</i>	<i>50,9%</i>
CO	<i>140 367</i>	<i>494 518</i>	<i>634 885</i>	<i>77,9%</i>
NOx	<i>13 042</i>	<i>72 190</i>	<i>85 232</i>	<i>84,7%</i>

(Les données en provenance de l'inventaire du MEF sont présentées en italique)

¹ Les données concernant les HAP de sources fixes doivent être considérées comme fragmentaires, en conséquence la part du transport doit être considérée comme hypothétique.

² Données pour les sources fixes tirées de l'inventaire québécois et données pour les sources mobiles tirées du bilan des émissions polluantes basé sur l'activité routière

³ Données pour les sources fixes et mobiles basées sur les données à l'échelle du Québec. Dans ce cas, les sources mobiles de CO₂ sont évaluées sur la base de la proportion des ventes régionales d'essence sur le total québécois à partir des données du ministère des Ressources naturelles

Selon ces données, la proportion des polluants atmosphériques attribuable au transport routier varie entre de 30,3%, dans le cas des TSP jusqu'à près de 85% dans le cas des oxydes d'azote NOx. La proportion des COV n'inclut pas les émissions des stations-service.

VALIDATION AVEC L'INVENTAIRE D'ENVIRONNEMENT CANADA SUR L'HORIZON 1989-2010

Afin de dégager un portrait plus complet de l'évolution à venir, il faut se rapporter à des études générales telles que l'inventaire d'Environnement Canada (EC) fourni avec la version canadienne du logiciel MOBILE5, ou celles élaborées dans le cadre de travaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 1995). Le bilan fourni avec le logiciel quantifie les émissions reliées au transport pour tout le Québec et pour chaque année, de 1989 à 2010. La méthode employée, basée sur MOBILE5C, concerne les polluants COV, CO et NOx.

Les chiffres obtenus concernent le Québec en entier et ne peuvent pas être comparés directement. Ils permettent toutefois de comparer l'allure des résultats obtenus pour la GRM et à condition de tenir compte des hypothèses utilisées. Les hypothèses retenues par EC sont en partie les mêmes que les nôtres. C'est le cas en ce qui concerne l'évolution technologique incluse dans MOBILE5C. EC fait l'hypothèse d'une vitesse moyenne constante, ce qui ne permet pas de tenir compte de la congestion en tant que facteur aggravant. Malgré cette différence et d'autres d'ordre méthodologique, le rapprochement entre les valeurs régionales et l'inventaire d'EC montre une remarquable consistance. Lorsque comparés un à un pour chaque année et chaque polluant, les résultats régionaux représentent entre 48,8% et 54% des valeurs de l'inventaire pour le Québec.

Les résultats détaillés d'EC constituent donc une base de comparaison valable. Telles qu'illustrées par les figures 1.2, 1.3 et 1.4, les valeurs montrent pour tous les polluants une tendance initiale à la baisse à la suite d'une stabilisation relative des quantités totales de polluants. Après avoir atteint un minimum ou un plancher plus ou moins prolongé, l'augmentation globale de la pollution se fera sentir entre 2001 et 2007 selon les polluants.

FIGURE 1.2 Évolution des émissions de COV reliées au transport routier de 1989 à 2010, selon l'inventaire d'Environnement Canada, 1995

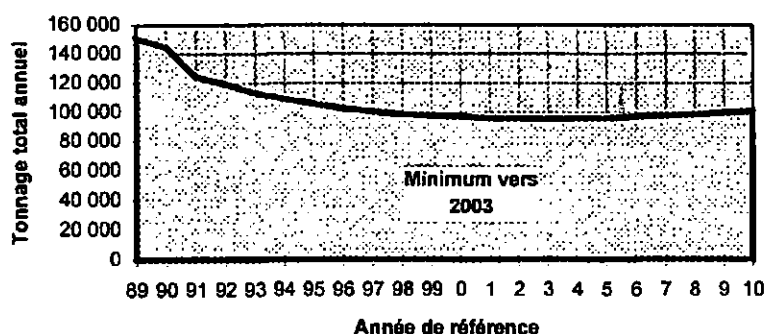


FIGURE 1.3 Évolution des émissions de CO reliées au transport routier de 1989 à 2010, selon l'inventaire d'Environnement Canada, 1995

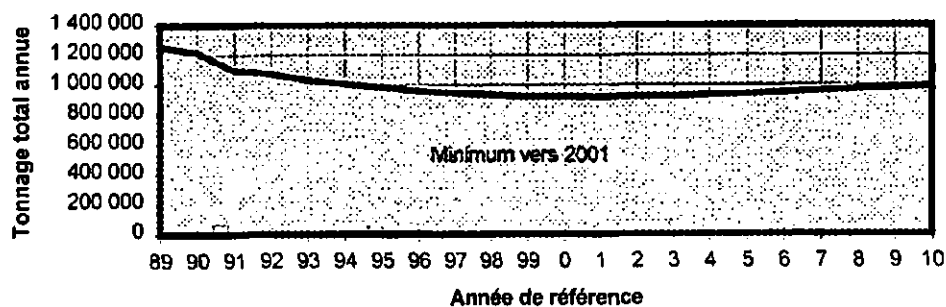
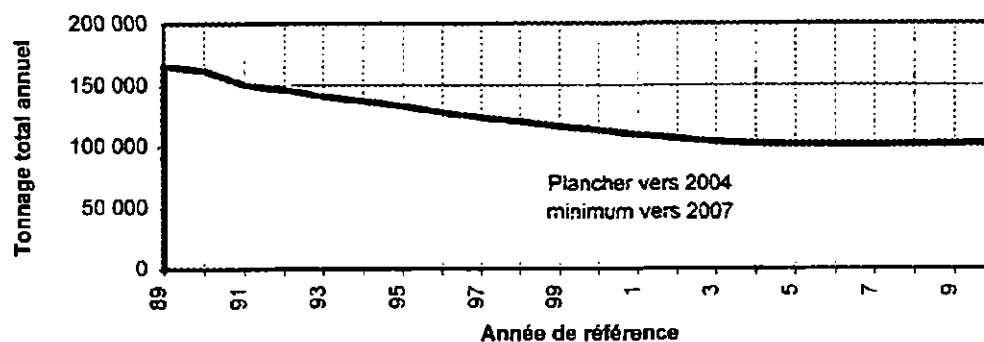


FIGURE 1.4 Évolution des émissions de NOx reliées au transport routier de 1989 à 2010, selon l'inventaire d'Environnement Canada, 1995



Par ailleurs, l'étude du CCME mentionnée plus haut porte sur la période 1985 à 2010. Elle explore différents scénarios d'amélioration possibles au niveau de la technologie automobile et des carburants. Les résultats pour tous les scénarios rapportent un relèvement des émissions polluantes après une pause plus ou moins brève. Cette augmentation des émissions globales est généralisée et devient de plus en plus prononcée jusqu'à la fin de la période étudiée.

1.1.2.4.7 Discussion

Les émissions polluantes liées au transport routier évoluent en fonction de facteurs dont les effets sont parfois opposés. Le bilan annuel dépend de l'importance relative de chacun de ces facteurs pour les années étudiées. Les résultats de notre analyse soulignent le fait que, sans autres interventions sur les systèmes de transport, la pollution atmosphérique routière est surtout tributaire de la croissance du trafic et de l'évolution technologique, facteurs dont les effets sont inverses sur la pollution. L'accroissement constant du trafic routier a été constaté dans le passé. Et, à moins d'interventions majeures, il doit également être anticipé dans un avenir prévisible. Cette tendance lourde est le résultat d'une augmentation continue du nombre de véhicules en circulation et, à plus long terme, d'un allongement des distances parcourues annuellement par chacun de ces véhicules. Cette double tendance connaît très peu d'exceptions. Elle entraîne une multiplication, sur le territoire, du nombre et de l'intensité des sources individuelles de pollution atmosphérique, d'incidents et de congestion.

À défaut d'une gestion efficace de la croissance des déplacements à l'avenir, le seul facteur de contrôle des émissions se retrouve au niveau de la modernisation technologique du parc de véhicules. L'introduction de véhicules neufs assure en effet la pénétration de technologies à la fois plus performantes sur le plan énergétique et plus efficaces sur le plan des dispositifs antipollution.

En rétrospective, des améliorations technologiques radicales ont été apportées à la technologie des véhicules depuis une quinzaine d'années. Sur la base de ces seules considérations technologiques, un progrès général considérable et surtout irréversible aurait dû être enregistré mondialement depuis plusieurs années sur le plan de la qualité de l'air urbain. Mais, si des améliorations relatives ont effectivement été rapportées, elles sont loin de correspondre aux progrès de la technologie (Ross et al., 1995). En effet, un tel succès ne peut être acquis que dans la mesure où les anciens véhicules sont effectivement éliminés et que les véhicules de remplacement ne sont, ni plus nombreux, ni utilisés plus intensément, ni encore de masse et de puissance plus élevées.

Le Québec, à l'instar des autres pays industrialisés, a profité des progrès technologiques qui ont fait chuter, dès les années 1980, la cote de consommation des véhicules. Mais, jusqu'à récemment, les quantités de carburant utilisées ont été globalement à la hausse, la demande en carburant suivant de près la croissance économique. Sur le plan de l'efficacité énergétique, les améliorations portées aux véhicules ont donc été annulées par une augmentation de l'activité routière. Nous constatons, pour ces mêmes années, une augmentation à un rythme soutenu, du nombre de véhicules. Le kilométrage annuel moyen parcouru par véhicule tend également à augmenter (RNC, 1996). De plus, la puissance des véhicules, qui dépend en grande partie du choix du consommateur, vient également annuler une part des gains technologiques. C'est ce qui ressort, par exemple, de l'engouement pour les mini-fourgonnettes et de véhicules utilitaires légers de type camionnette, tous plus lourds et plus puissants et donc plus polluants et plus énergivores que leurs prédécesseurs (Table ronde de l'Ontario sur l'environnement et l'économie, 1995).

En bout de ligne, c'est sur le terrain que les effets combinés de l'ensemble des facteurs se font sentir. Sous la pression d'un achalandage accru, dû aux nouveaux déplacements et aux nouveaux véhicules, on observe une saturation plus importante du réseau routier et une plus grande congestion. Les déplacements accrus et les vitesses de circulation moindres entraînent une perte supplémentaire d'efficacité énergétique et une hausse des émissions polluantes. On constate alors que, dans l'ensemble, les facteurs adverses sont à même de neutraliser ou de renverser les gains liés au progrès technologique.

En conclusion, alors que maintes imprécisions persistent dans les données, les analyses fondées sur les tendances observables sont néanmoins concluantes. Ainsi, nous sommes en mesure de conclure que les émissions totales de polluants atmosphériques causés par le transport routier sont plus ou moins stabilisées à l'heure actuelle et que ces émissions vont recommencer à augmenter dans un avenir rapproché. Il sera alors tard pour intervenir de façon efficace sur les causes premières des problèmes.

1.1.3 Transport à grande distance (TGD) des polluants atmosphériques

1.1.3.1 Généralités

Par Julie Dion, Environnement Canada

1.1.3.1.1 Les vents

Le réchauffement non uniforme des divers types de surfaces terrestres (océans, montagnes, prairies, etc.) engendre les vents. La topographie peut modifier localement la direction ou la force des vents. Par exemple, une vallée où s'engouffre le vent peut accélérer celui-ci par l'effet d'entonnoir. Cette vallée peut aussi canaliser les vents dans un sens ou dans l'autre le long de son axe, alors qu'ailleurs les vents proviennent d'une direction toute différente. En moyenne, les systèmes météorologiques qui affectent le sud du Québec produisent des vents du sud-ouest ou de l'ouest (Environnement Canada, 1993). Les vents de ces systèmes sont souvent canalisés par la vallée du Saint-Laurent ; l'air (pur ou pollué) que l'on respire à Montréal nous vient donc en partie de nos voisins américains ou ontariens.

1.1.3.1.2 Problématique

La plupart des polluants atmosphériques étudiés ici ne sont pas que des traceurs passifs. Ils se transforment, entre autres, sous l'action du soleil, de la température, des précipitations et de leur réactivité spécifique. Ces polluants peuvent être transportés sur des distances qui s'étalent sur des centaines à des milliers de kilomètres. Avant d'arriver à un site, ils peuvent traverser plusieurs régions sources, changer de direction, subir des transformations chimiques ou se déposer. Ces conditions rendent difficile l'identification précise de leurs sources (distantes ou locales) et l'identification de la contribution de chacune de ces sources : surtout lorsque les régions sources sont elles-mêmes réceptrices. Néanmoins, cette double identification est primordiale afin d'arriver à des stratégies efficaces d'assainissement de l'air.

Dans la basse atmosphère, sur de courtes distances et dans un court laps de temps, on peut affirmer, sans trop d'erreurs, que la pollution provient de la même direction que les vents. Toutefois, cette affirmation est erronée lorsqu'il s'agit de transport à grande distance s'effectuant sur plusieurs jours. La seule façon vraiment complète de tenir compte de tous les facteurs qui affectent le cycle de vie des polluants est la **modélisation numérique à haute résolution**. Le développement et la validation de modèles, tâches continues et accaparantes, requièrent des mesures météorologiques et chimiques. Ces mesures doivent provenir de sites urbains, périurbains et ruraux, afin que l'on puisse aussi évaluer le transport à grande distance. Les modèles numériques qui combinent les équations météorologiques aux réactions chimiques passent maintenant du stade de développement au stade d'application concrète. Peu de résultats quantitatifs sont disponibles pour le moment et ceux-ci se basent sur des données partielles. Ils concernent surtout l'ozone et ses précurseurs, ainsi que le SO_2 et ses dérivés.

La façon acceptée d'évaluer la provenance des polluants (faute de modèle numérique complet, validé et incluant la chimie) est de calculer la **trajectoire des masses d'air**. Il s'agit en fait de rétrotrajectoire, puisqu'on part du point d'arrivée pour déterminer le trajet et la provenance de la masse d'air qui nous intéresse.

Les rétrotrajectoires sont calculées suivant une méthode semblable à celle décrite ici. On mesure ou on calcule (à l'aide d'un modèle météorologique numérique) la direction et la vitesse du vent à une hauteur donnée au-dessus du point d'intérêt. Puis, on rebrousse chemin à la vitesse du vent et dans la direction opposée à celui-ci pendant six heures. Ensuite, on utilise le vent de ce deuxième point pour rebrousser chemin à nouveau pendant six autres heures. On procède ainsi pendant 36, 48 ou 72 heures, selon les besoins de l'étude. On choisit habituellement un pas de temps (six heures, ici) qui correspond à la résolution du modèle et des données mesurées, ainsi qu'à la variabilité naturelle du vent. Les rétrotrajectoires nous permettent de déterminer la provenance de la masse d'air, donc des polluants. Néanmoins, ceci ne nous informe pas sur les concentrations des polluants transportés le long du trajet. Une analyse plus détaillée est nécessaire pour déterminer les variations de concentrations de polluants le long de ce trajet.

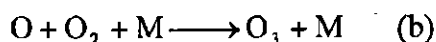
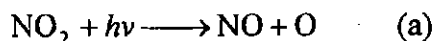
De façon qualitative ou semi-quantitative, on peut examiner certains des facteurs météorologiques ou physiques qui ont prévalu le long de la trajectoire : température, précipitations, insolation, nature du sol, sources et puits (c.-à-d. extinction) de polluants, etc. Plus on inclut de facteurs, plus l'évaluation est complexe. C'est pourquoi, l'idéal est de faire des simulations numériques qui intègrent plusieurs facteurs météorologiques et physiques, ainsi que les propriétés chimiques des polluants à l'étude.

1.1.3.1.3 L'ozone et ses précurseurs

Dans le sud du Québec, les concentrations d'ozone (O_3) sont généralement plus élevées le jour lorsque l'air est stagnant ou lorsque les vents proviennent du sud-ouest (Environnement Canada, 1997). Dans le premier cas, l'air n'est pas renouvelé et les polluants s'accumulent ; dans le deuxième cas, l'air provient du sud de l'Ontario et du sud des Grands-Lacs : régions sources de polluants. Les situations de stagnation surviennent lorsque le sud-ouest du Québec se retrouve dans un anticyclone (haute pression) ou dans un col barométrique (carrefour de deux

anticyclones et de deux dépressions). Par ailleurs, quand les vents soufflent du sud-ouest, c'est qu'une crête de haute pression s'est établie sur la côte est des États-Unis.

On peut difficilement séparer le transport de l'ozone de celui de ses précurseurs. Tout au long du trajet, l'ozone, les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV) se forment et se détruisent les uns aux dépens des autres. Les principales réactions chimiques impliquées sont les suivantes (Warneck, 1988) :



où M est une tierce substance absorbant l'énergie de réaction de surplus (elle demeure intacte et se retire après la réaction) et où $h\nu$ dénote l'absorption de rayonnement solaire. Ces équations de réactions forment un système stationnaire où il n'y a ni formation ni destruction nette d'ozone et de ses précurseurs. Cependant, cet équilibre est rompu en présence de COV, car il y a formation de bioxyde d'azote (NO₂) sans destruction d'ozone, et conséquemment l'ozone s'accumule. Les conditions favorables à la formation d'ozone incluent la présence de rayonnement solaire direct et des températures supérieures à 25°C (Leduc et Gagnon, 1992 ; McKendry, 1993).

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour estimer la contribution de régions éloignées sur les concentrations d'ozone et de ses précurseurs à divers sites. Certaines ne sont que qualitatives, alors que d'autres sont semi-quantitatives.

L'analyse des rétrotrajectoires a révélé que le transport à grande distance dont la source est au sud-ouest de Montréal est responsable des hauts taux de certains COV au nord de Québec (Environnement Canada, 1997). De plus, d'après cette même analyse, il semble que la côte est américaine puisse être une source de COV pour le sud du Québec. Toutefois, la grande diversité des COV (plus de 150 espèces de réactivités différentes) nous empêche de déterminer la contribution totale du TGD. Ceux qui ont une courte demi-vie ne sont pas soumis au TGD, alors que ceux qui ont une demi-vie plus longue ne réagissent pas rapidement et sont transportés sur de grandes distances.

Quant aux NO_x, une méthode plus qualitative (rétrotrajectoires couplées aux émissions de NO_x et au temps de demi-vie de ceux-ci) a servi pour estimer la contribution du TGD (tableau 1.32).

TABLEAU 1.32 Contribution estimée (%) des régions sources par rapport au NOx total

Sites récepteurs	Région source			
	Etats-Unis	Ontario	Québec (prov.)	Maritimes
Ottawa	20	80	0	0
Montréal	35	25	40	0
Québec (ville)	20	15	65	0
Saint John, NB	75	5	5	15

Les contributions peuvent ne pas totaliser 100% dû au fait que les valeurs sont arrondies à 5% près. Les contributions sont basées sur les analyses de trajectoires pour les jours où le maximum quotidien horaire d'ozone est supérieur à 80 ppb au site récepteur.

Source : Environnement Canada, 1997

Il est plus risqué de déterminer la contribution de régions éloignées en utilisant directement l'ozone. Cette substance est formée et détruite tout au long du trajet suivant les rapports de concentrations de polluants précurseurs. Il vaut mieux considérer les taux des NOx, qui eux demeurent à peu près constants même si soumis à des transformations chimiques. Néanmoins, Richard Leduc (cf. section 1.1.3.2) arrive à des valeurs semblables en utilisant la méthode des rétrotrajectoires couplées aux concentrations d'ozone.

La relation entre l'ozone et ses précurseurs nous empêche de blâmer aveuglément les émissions de NOx et d'espérer, en réduisant ces dernières, une amélioration instantanée de la qualité de l'air. Premièrement, certains épisodes pourraient être dus au transport à grande distance (TGD) et non pas aux activités locales. Deuxièmement, la complexité des réactions chimiques impliquées fait en sorte qu'une diminution générale des NOx pourrait résulter en une augmentation locale de la concentration d'ozone en milieu urbain (Environnement Canada, 1997), parce que le NO, comme tel, détruit l'ozone. Et, troisièmement, il est possible d'avoir des épisodes dont la principale responsable est l'intrusion d'ozone stratosphérique dans la troposphère : situation qui est impossible à contrer.

De prime abord et sous toute réserve, une simulation de réduction de 25% des émissions de 1990 de NOx et de COV au Canada n'a révélé qu'une faible diminution de l'ozone simulé (Environnement Canada, 1997). Des réductions modérées d'émissions américaines (dictées par le «Clean Air Act» américain) pourraient produire des réductions considérables d'ozone au Canada. Tous ces résultats sont, au mieux, exploratoires et ne sont basés que sur une seule simulation. Pour le moment, vu l'incertitude des modèles et des inventaires d'émissions, il est imprudent de simuler des réductions de moins de 10-15%.

1.1.3.1.4 Particules totales en suspension

On peut diviser les particules en suspension en deux catégories majeures (basées sur la taille) : les petites et les grandes. Les petites étant celles de diamètre inférieur à environ 2,5 µm et les grandes étant celles de diamètre supérieur à environ 2,5 µm. Les petites particules ne se déposent généralement pas au sol sous l'effet de la gravité. En l'absence de turbulence, elles se déplacent suivant un mouvement brownien (Finleyson-Pitts et Pitts, 1986) : elles sont bousculées par les molécules d'air qui les font voyager à la façon de la fumée, par exemple. Dans l'atmosphère, les petites particules sont soumises à l'action de la turbulence, des vents et des

courants atmosphériques verticaux ; elles peuvent donc être transportées sur de grandes distances. Il est possible qu'elles servent de noyau de condensation aux gouttelettes d'eau d'un nuage ou à la pluie et qu'elles soient transportées par leur entremise.

Les grandes particules, elles, sont habituellement déposées par la gravité. Par temps venteux, elles sont entraînées mais se déposent à nouveau plutôt rapidement. Elles ne sont pas transportées sur de grandes distances par le vent. Le transport des grandes particules se fait surtout par convection : de forts courants ascendants se forment dans les nuages d'orages, qui eux se déplacent sur des distances relativement importantes. Les grandes particules pourront être entraînées dans ces courants verticaux et être transportées. Elles peuvent aussi être lessivées par la pluie et devenir des dépôts humides.

Les informations données ci-dessus ne sont que qualitatives. À notre connaissance, aucune étude approfondie n'a été faite en ce qui concerne la contribution du TGD et l'apport des particules en suspension dans la grande région de Montréal. Il est néanmoins important de s'attarder au TGD, puisque ce sont les particules fines qui causent des problèmes sanitaires et qui ont la légèreté pour voyager sur de grandes distances.

1.1.3.1.5 SO₂ et NO_x

Les plus importantes sources d'anhydride sulfureux (SO₂) et d'oxydes d'azote sont situées aux États-Unis au sud des Grands-Lacs (Environnement Canada, 1991). Le SO₂ et les NO_x émis réagissent de façon complexe pour former de l'acide sulfurique (H₂SO₄) et de l'acide nitrique (HNO₃). Les réactions se produisent sous la phase gazeuse, liquide, sur une surface solide ou par une combinaison de ces trois processus. Le SO₂, les NO_x et leurs dérivés sont transportés par les courants atmosphériques, qui sont généralement du sud-ouest dans la région des Grands-Lacs. Ils peuvent aussi être transportés à l'intérieur des nuages et des précipitations. Les composés de soufre et d'azote peuvent se déposer directement au sol, sur les plantes, les structures, etc. sous l'action de la gravité : on parle alors de dépôts secs. Ce type de dépôt domine près des sources. On parle de dépôts humides lorsque les acides atteignent le sol via les précipitations ou le brouillard. Ce second type de dépôts devient plus considérable à mesure que l'on s'éloigne des sources.

Sur la côte est des États-Unis, ce sont les composés de soufre qui dominent le processus de dépôt acide (Finleyson-Pitts et Pitts, 1986). En tout et partout, 50% des sulfates déposés au Canada émanent des États-Unis (Environnement Canada, 1991). Ces résultats proviennent de simulations numériques et sont confirmés par des quantités réelles de dépôts de sulfates enregistrées dans les stations du réseau de surveillance du Canada. Des études (Barrie et Walmsley, 1978) ont aussi démontré qu'en hiver les dépôts acides de SO₂ se faisaient surtout au-delà de quelques dizaines de kilomètres de la source (une cheminée, par exemple) : les polluants étant transportés avant de se déposer.

Les données enregistrées par les réseaux de mesures fédéral et provinciaux montrent que les dépôts humides de sulfates ont diminué (Environnement Canada, 1991). Cette diminution s'harmonise avec une baisse observée des concentrations de SO₂ et de sulfates dans l'est de l'Amérique du Nord. Par contre, les dépôts humides de nitrates n'ont pas connu une diminution

systématique. Ce qui s'accorde au fait que les émissions de NOx n'ont pas notablement diminué dans l'est de l'Amérique du Nord. Malgré la diminution de dépôts de sulfates humides, l'acidité des dépôts n'a pas diminué. Ceci pourrait être dû au fait que les dépôts intégrés de substances basiques (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+) aient aussi diminué.

1.1.3.1.6 Monoxyde de carbone

Généralement, les sources de monoxyde de carbone (CO) sont situées près du sol, et la concentration du gaz diminue à mesure que l'altitude croît. Le CO n'est à peu près pas soluble dans l'eau, conséquemment la substance ne peut être lessivée. De plus, les pertes dans le sol et dans la stratosphère constituent une petite fraction de la perte totale du CO. En fait, le seul puits important de CO est le radical OH, un puissant oxydant impliqué dans plusieurs réactions chimiques atmosphériques. Le temps de vie du CO est d'environ deux mois, tout dépendant de la concentration du radical OH. En hiver, le CO peut s'accumuler près du sol à cause des inversions thermiques (température qui croît avec l'altitude) plus fréquentes, qui piègent le CO. En été, il peut s'accumuler en présence de situations météorologiques stagnantes. Le temps de vie considérable du monoxyde de carbone lui permet d'être transporté sur de grandes distances. Ainsi, en régions dites éloignées, on peut parfois mesurer des concentrations inattendues de monoxyde de carbone⁵¹.

À notre connaissance, aucune étude sur le transport à grande distance du CO n'a été entreprise pour la grande région de Montréal. Par contre, vu sa durée de vie, le CO est souvent utilisé comme traceur de masse d'air polluée.

Il ne faut pas perdre de vue que la réaction initiale du CO avec le radical hydroxyl joue un rôle déterminant en ce qui concerne la concentration d'autres substances polluantes. Ce qui suit résume les principales interactions entre le CO et d'autres polluants constituant des enjeux atmosphériques.

Le CO peut affecter la concentration d'ozone de trois façons, selon la concentration de NO (Finleyson-Pitts et Pitts, 1986) :

- i) $[\text{NO}] > 10 \text{ pptv}$ ⁵² une molécule d'O₃ est produite pour une molécule de CO oxydée ;
- ii) $[\text{NO}] = 3\text{-}10 \text{ pptv}$: pas de formation ou destruction nette d'O₃ quand CO est oxydé ;
- iii) $[\text{NO}] < 3 \text{ pptv}$: une molécule d'O₃ est détruite pour une molécule de CO oxydée.

À Montréal, les concentrations de NO sont assez élevées pour que la situation i) prévale. En milieu rural ou éloigné, la situation n'est pas si claire. Par ailleurs, le rapport des concentrations de CO et d'ozone s'est avéré un indicateur utile lors d'études de l'activité photochimique par rapport au transport en régions éloignées.

⁵¹ Communication personnelle téléphonique, J. Hopper, Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, 1996.

⁵² pptv : partie par billion en volume

Le CO n'est pas considéré comme étant un gaz à effet de serre. Le CO₂ produit par oxydation du CO est négligeable comparé au CO₂ rejeté par d'autres sources⁵³. Cependant, les effets indirects du CO sur l'ozone et le méthane, à travers sa réaction avec le radical OH, ne sont pas négligeables.

1.1.3.1.7 Interactions entre les enjeux atmosphériques

Les réactions chimiques et photochimiques qui régissent les concentrations des gaz atmosphériques sont extrêmement complexes. Dans cette section, nous soulignons les interactions entre les enjeux atmosphériques, de façon à faire ressortir les difficultés liées aux développements des mesures de contrôle des polluants.

La nature globale et mouvante de l'atmosphère nous oblige à considérer comme un tout les divers enjeux atmosphériques : changements climatiques, précipitations acides, smog urbain, etc. Quoique complexes et mal comprises, les interactions entre les différents enjeux devront faire partie intégrante des plans d'assainissement de l'air. Par exemple, les moyens de transport et le secteur industriel sont des sources de différents polluants. Ces polluants sont responsables, à divers degrés, des problèmes environnementaux énumérés plus haut. Les contrôles imposés à des émetteurs multiples auront des répercussions, bénéfiques ou néfastes, sur plusieurs enjeux. Si l'on diminue les émissions de NO_x (et donc de NO en grande partie), qui contribuent à l'acidification des précipitations, à la pollution photochimique et à l'eutrophisation des eaux de surface, les répercussions seront bénéfiques pour la plupart des enjeux. Néanmoins, il est possible que la diminution de NO résulte en une augmentation locale de l'ozone troposphérique urbain, puisque le NO est un destructeur d'ozone (voir équation c section 1.1.3.1.3). Par ailleurs, selon les concentrations de NO, le monoxyde de carbone peut participer à la destruction ou à la formation d'ozone.

D'autre part, en admettant qu'une réduction des émissions de SO₂ réduise l'acidification, la partie n'en est pas pour autant gagnée. Dans certaines régions très industrialisées, le réchauffement climatique dû aux gaz à effet de serre pourrait bien être, pour l'instant, atténué par l'effet refroidissant des particules de sulfates en suspension dans l'air.

En outre, Finleyson-Pitts et Pitts (1986) affirment que la façon la plus efficace et rapide de transformer le SO₂ en acide est par une réaction avec le radical hydroxyl (OH). Ce radical est aussi d'une grande importance pour la formation de l'ozone. Le lien introduit par le radical OH entre deux polluants atmosphériques majeurs aura des répercussions sur les stratégies de contrôle. Les stratégies développées pour réduire les dépôts acides devront se faire de concert avec celles développées pour réduire les concentrations d'ozone. De plus, comme les concentrations de cations basiques affectent l'acidité des dépôts, leur diminution devra se faire prudemment.

Nous sommes donc aux prises avec des problèmes atmosphériques qui sont complexes, et qui ne sont certainement ni locaux, ni isolés. Sans aucun doute, les émissions de substances polluantes

⁵³ Communication personnelle téléphonique, J. Hopper, Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique, 1996.

devront être réduites, mais les scénarios de réduction devront être basés sur de solides connaissances scientifiques.

1.1.3.1.8 Élaboration et implantation de scénarios de réduction

On conçoit maintenant que les différents polluants peuvent réagir entre eux, être transportés sur de grandes distances et être impliqués dans plusieurs des enjeux atmosphériques. Conséquemment, des réductions locales de polluants spécifiques seront inefficaces dans certains cas. Les modèles numériques développés pour le Canada sont les seuls outils quantitatifs pour évaluer les répercussions de réduction de polluants. Leur développement et leur validation sont des étapes de première importance. Nous devons donc accumuler des données au sol et en altitude pour valider adéquatement les modèles. De plus, nous devons continuer d'accroître nos connaissances en matière de comportement des polluants.

L'ozone et ses précurseurs

Il est impératif de maintenir un réseau de mesure de haute qualité et d'améliorer celui-ci à certains endroits. La qualité et la disponibilité de mesures d'ozone et de ses précurseurs partout au Canada sont essentielles au développement de modèles, à l'évaluation des inventaires d'émissions, à la compréhension des impacts sur la santé et la végétation et à la compréhension du comportement des substances mesurées.

La sévérité des épisodes d'ozone enregistrés au Canada est plus basse que celle des épisodes enregistrés à Mexico ou à Los Angeles. Conséquemment, une politique de réduction locale et de courte durée, basée sur les prévisions météorologiques, pourrait être efficace. En outre, la possibilité de l'étoffer par des stratégies de réduction à long terme demeure. Dans cette optique, nous devons approfondir nos connaissances des processus de formation et de destruction de l'ozone et de ses précurseurs dans le sud-ouest du Québec.

Les scénarios de réduction des précurseurs de l'ozone devront être intégrés à un plan inter-provincial ou international, puisque le transport à grande distance joue un rôle notable dans la répartition géographique des polluants. Si les scénarios de contrôle du «Clean Air Act» américain sont mis en place, ils auront un effet bénéfique considérable dans le sud-ouest du Québec. Il faudra surveiller de près les développements de ce côté.

Une méthode de vérification des résultats des réductions devra être développée. Cette méthode ne devra pas être seulement basée sur la vérification de la diminution des émissions des précurseurs. Elle devra inclure l'évaluation des variations des impacts sur la santé et la végétation, ainsi que l'évaluation de la réduction réelle des concentrations d'ozone.

Particules en suspension

Le rôle des particules en suspension dans la chimie des oxydants est encore à l'étude. Toutefois, les scénarios de réduction de ces particules devront aussi tenir compte de leur effet possible sur l'ozone et ses précurseurs.

Les scénarios de réduction devront tenir compte du fait que ce sont plutôt les petites particules qui sont soumises au TGD et non les grandes.

SO₂ et NO_x

Comme la moitié des sulfates déposés au Canada provient des États-Unis, il faudra que les scénarios de réduction soient internationaux ou, du moins, inter-provinciaux en ce qui concerne le Québec et l'Ontario.

De plus, on devra aussi surveiller les concentrations de cations basiques qui pourraient empêcher une diminution de l'acidité des dépôts, malgré la baisse des concentrations de nitrates et de sulfates.

1.1.3.2 Analyse des rétrotrajectoires et de l'ozone dans le sud du Québec

Par Richard Leduc, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec

1.1.3.2.1 Introduction

La pollution par les oxydants photochimiques, particulièrement l'ozone, est un phénomène qui préoccupe grandement les agences environnementales du Canada et des États-Unis. De nombreux efforts ont actuellement cours afin de ramener l'ozone à des concentrations acceptables (CCME, 1990). Pour le Québec, la problématique relative à ce contaminant est présentée dans Leduc (1992) et les niveaux caractéristiques sont donnés dans Leduc et Gagnon (1992).

Les concentrations d'ozone sont généralement dépendantes des conditions météorologiques et peuvent par conséquent être très variables d'une année à l'autre, ou à l'intérieur d'une année. Leduc et Gagnon (1993) ont comparé les niveaux d'ozone de 1988 à ceux de 1992 à diverses stations du Québec et les conditions météorologiques correspondantes. Les différences entre les conditions météorologiques se sont aussi reflétées dans la circulation atmosphérique. On a aussi constaté qu'en juillet 1992, environ 4 fois plus de trajectoires provenaient de l'ouest ou du nord-ouest qu'en mai et qu'il y en avait deux fois moins qui provenaient de régions sources de précurseurs. L'analyse des rétrotrajectoires, qui consiste à suivre à rebours le chemin d'une parcelle d'air en partant d'un moment et d'un lieu fixés, constitue donc un outil pertinent pour l'étude des niveaux d'ozone.

L'objectif du travail consiste à examiner davantage le lien entre les concentrations d'ozone et les rétrotrajectoires. La méthodologie se base sur des travaux préliminaires (Leduc, 1995), lesquels ont permis l'extension spatiale et temporelle de l'approche employée.

1.1.3.2.2 Données

A) Rétrotrajectoires

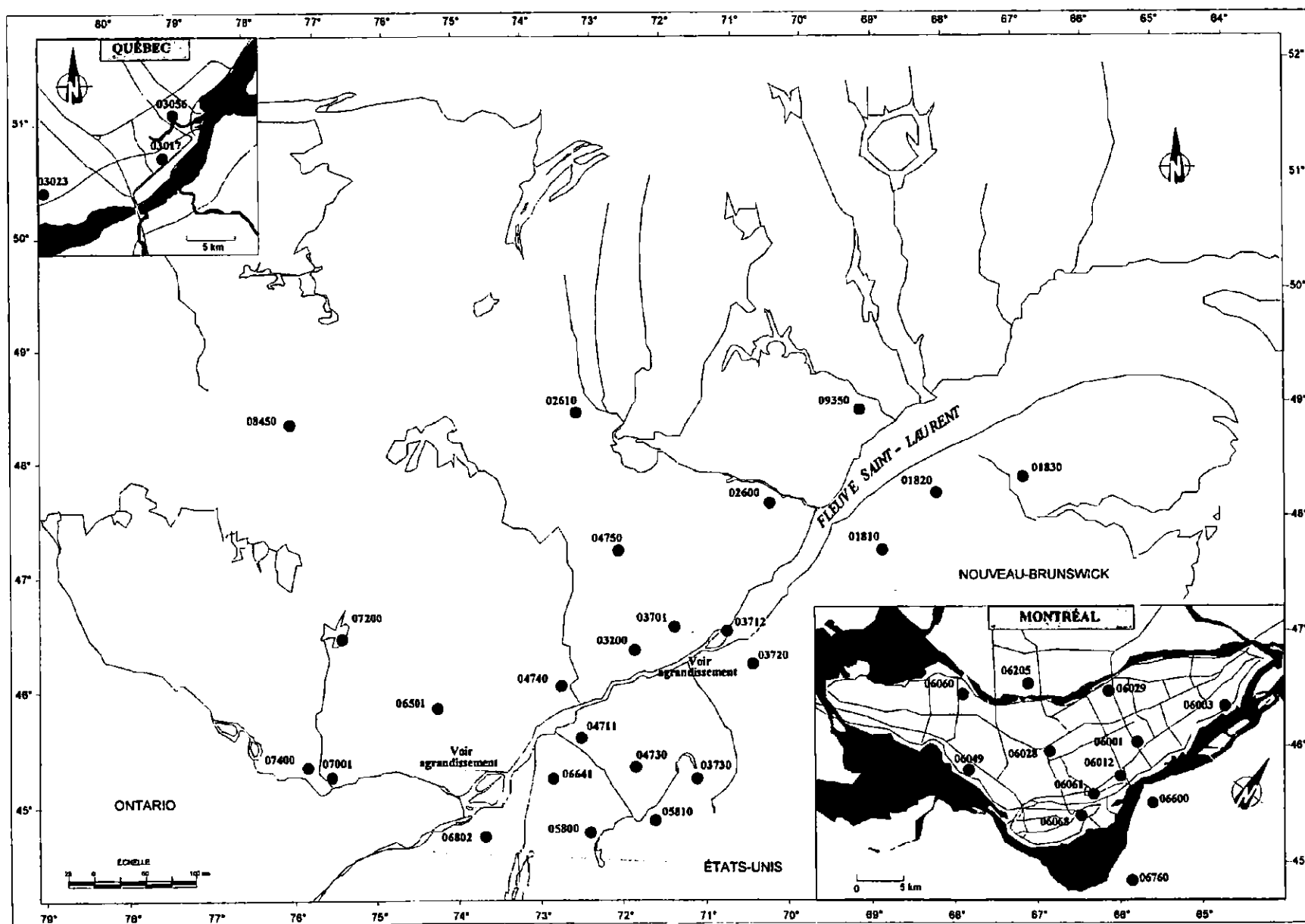
La méthode utilisée se base sur celle de Gao et al. (1994) pour les particules et Zeng et Hopke (1994) pour les dépôts humides de sulfates et nitrates; ces applications ont été décrites par Hopke et al. (1993). Aucune étude publiée n'a cependant abordé la question de l'ozone de cette manière au Québec ou ailleurs.

Les données de rétrotrajectoires de 1980 à 1994 ont été fournies par Environnement Canada pour les mois de mai à octobre. Ces données consistent en coordonnées latitude-longitude de parcelles pour les périodes de 6 heures successives et ce, jusqu'à 120 heures avant son arrivée à la station choisie. Les points d'arrivée des trajectoires sont Dorval (Montréal), Ottawa, Québec, Bagotville et Mont-Joli. L'heure d'arrivée choisie est 18TU (temps universel ou 13h, heure normale de l'est), moment où les concentrations d'ozone sont généralement élevées. Les positions retenues vont jusqu'à -36 heures pour le niveau de pression 925 mb. Chaque parcelle est positionnée dans un système de coordonnées dont la maille est d'environ 400 km, dimension choisie afin que le nombre de cas disponibles soit suffisamment grand. Chaque cellule de la grille, appelée secteur, a été numérotée pour fins d'identification; à titre d'exemple, le secteur 515 couvre une centaine de kilomètres de part et d'autre du Lac Ontario. Tout l'est du continent est couvert (à l'est du Manitoba, du nord du Québec à la Floride).

B) Ozone

Pour relier les concentrations d'ozone et les rétrotrajectoires, on a utilisé les données des stations 06049 (Lilas, Dorval), 07400 (La pêche, au nord de Hull), 03712 (St-François, Ile-d'Orléans, au nord-est de la ville de Québec), 02600 (Anse St-Jean, dans la région du Saguenay) et 01810 (Auclair, dans le Témiscouata) (voir carte 2). La station 06049, en amont du centre-ville de Montréal, n'en subit pas l'influence par vent dominant du sud-ouest. Les données de la station 06049 sont disponibles à partir de 1980; ailleurs, elles le sont à partir de 1989. La moyenne quotidienne de chaque jour pour lequel on dispose d'au moins 12 observations horaires constitue la variable retenue. Les stations d'échantillonnage ont été appariées aux points d'arrivée des trajectoires de la manière suivante : Ottawa-La Pêche; Dorval-Lilas; Québec-St-François; Mont-Joli-Auclair; Bagotville-Anse-St-Jean.

Carte 2. Réseau de mesure de l'ozone troposphérique au Québec en 1994



1.1.3.2.3 Résultats

Le pourcentage de données d'ozone disponibles sur les périodes d'analyse respectives est d'au minimum 70%. Le niveau moyen varie entre 25,6 ppb⁵⁴ (02600) et 28,3 ppb (01810). Les extrêmes quotidiens et horaires sont plus élevés dans le sud-ouest de la province qu'au nord-est. Ceci reflète le fait que l'on y mesure relativement fréquemment des dépassements de la norme d'ozone (fixée à 80 ppb, moyenne sur 1 heure); d'ailleurs, c'est aussi dans l'extrême sud-ouest de la vallée du St-Laurent que les épisodes sont les plus fréquents et les plus aigus.

La fréquence calculée de passage dans les secteurs pour les journées durant lesquelles les concentrations d'ozone sont disponibles montre la circulation moyenne du sud-ouest caractéristique de la région. À chacun des points d'arrivée, il n'y a pas de différence statistique entre ces fréquences et celles obtenues pour l'ensemble de la période 1980-1994. La concentration moyenne d'ozone associée au passage des parcelles dans chaque secteur montre des tendances reliées à la circulation atmosphérique. Par exemple, pour la station 06049, ces moyennes sont plus élevées pour les secteurs au sud-ouest qu'au nord-ouest.

Il peut s'avérer cependant plus intéressant de relier les rétrotrajectoires et les concentrations d'ozone lorsque celles-ci atteignent certains seuils. À cet effet, à l'aide des moyennes quotidiennes d'ozone de chaque station, on a déterminé 3 classes de concentration basées sur les valeurs des seuils de 33% et 67% de la distribution en fréquence. Par exemple, à Dorval les valeurs inférieures à 20 ppb forment la classe inférieure, celles entre 20 ppb et 30 ppb, la classe moyenne et le reste, la classe élevée d'ozone. Pour chacune des journées, on a obtenu les fréquences de chaque secteur par classe de concentration d'ozone. À Montréal, on constate ainsi que l'ozone augmente avec la fréquence de passage des parcelles dans les secteurs couvrant le sud des Grands-Lacs et le sud de l'Ontario. Par contre à Auclair, la fréquence de la 3e classe d'ozone correspond au passage sur le secteur couvrant le sud du Québec, incluant la région de Montréal.

Une autre statistique que l'on peut tirer du classement consiste à calculer la probabilité (dénotée PSCF ou «Potential Source Contribution Factor») d'une 3e classe d'ozone (niveau élevé) lorsque la parcelle traverse un secteur donné. Ainsi, à Montréal et Ottawa, par exemple, on trouve un PSCF > 50% pour les secteurs couvrant le sud de l'Ontario et le sud des Grands-Lacs. À Auclair, les PSCF du sud de l'Ontario sont plus faibles que ceux de Montréal ou Ottawa. À plusieurs stations, on note aussi des PSCF relativement élevés pour les secteurs situés au nord-ouest.

Pour chaque station, on a calculé la contribution empirique de chaque secteur au niveau moyen d'ozone respectif avec la fréquence de chaque secteur et la moyenne sectorielle respective d'ozone. À Dorval et Ottawa, on constate que les contributions du sud-ouest de l'Ontario sont élevées. À Anse-St-Jean, la contribution du sud-ouest de la province est élevée, de même que celle de secteurs du nord-ouest.

Le partage géographique des secteurs permet de sommer les contributions québécoises, ontariennes et américaines à chaque station. Ainsi, à Montréal et La Pêche, la contribution

⁵⁴ ppb : partie par milliard

ontarienne serait d'environ 30%, la contribution américaine de 30-40%, le reste constituant la contribution locale. Vers Québec, la contribution locale augmente à plus de 65%. Dans l'est, à Auclair, et au nord, à Anse-St-Jean, la contribution locale serait de 80% et d'environ 10% pour chacune des deux autres.

1.1.3.2.4 Conclusion

L'analyse effectuée a montré que l'on peut coupler les données d'ozone aux rétrotrajectoires afin de démontrer de manière plus quantitative les liens entre les niveaux d'ozone au Québec et le transport à grande distance et à l'échelle régionale.

Il appert que les régions sources de polluants précurseurs (Olson et al. 1992) correspondent aussi aux régions avec des PSCF et des contributions sectorielles élevés. Il semble aussi que l'impact du transport à grande distance varie géographiquement et qu'il est davantage important dans le sud du Québec que plus à l'est et au nord de la ville de Québec. Dans le sud du Québec, les contributions outre frontières pourraient être les 2/3 du niveau moyen, ce pourcentage diminuant à environ 20% dans l'est où la contribution locale domine. Dans le sud de l'Ontario, Yap et al. (1988) ont aussi estimé que la contribution outre frontières (américaine) pouvait y être importante (de 50% à 60%). Un calcul à l'aide d'un modèle photochimique est par ailleurs requis pour valider les chiffres avancés ici compte tenu des incertitudes inhérentes à la méthodologie, à la physicochimie de l'ozone et à l'effet de la météorologie.

D'autres analyses sont possibles. Il s'agirait par exemple de déterminer si les PSCF élevés des secteurs nord-ouest sont associés à une contribution stratosphérique à l'arrière d'un front froid. Une diminution de la taille des secteurs permettrait aussi une meilleure définition des régions sources de précurseurs (tant locales qu'externes) tout en réduisant le poids accordé au secteur auquel appartient la station d'échantillonnage. L'analyse pourrait aussi être reprise en fonction des concentrations diurnes d'ozone; des essais ont montré que l'usage des maxima d'ozone ne produisait pas de meilleurs résultats compte tenu de la distribution des valeurs horaires.

1.2 Estimation quantitative des émissions des polluants atmosphériques responsables de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone dans la grande région de Montréal

Par Diane Gagnon et Jean-Pierre Plamondon, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec

1.2.1 Sources fixes de la grande région de Montréal

La présente section a pour objectif de fournir une estimation quantitative des émissions atmosphériques attribuables aux activités humaines qui génèrent les polluants responsables de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone. Cette section se limite aux sources fixes locales d'émissions atmosphériques. Les sources mobiles, désignées ici par le secteur des transports, sont estimées à la section 1.2.2.

1.2.1.1 Émissions de gaz responsables de l'effet de serre

Les émissions atmosphériques associées à l'effet de serre sont principalement le gaz carbonique (CO_2), le méthane (CH_4) et l'oxyde nitreux (N_2O), mais d'autres substances chimiques ont aussi un impact non négligeable sur cette problématique. Il s'agit, entre autres, des chlorofluorocarbones (CFC), des hydrochlorofluorocarbones (HCFC), des halons et de certaines substances fluorées.

Les données d'émissions de ces polluants, pour la grande région de Montréal et le Québec, sont rassemblées aux tableaux 1.33 à 1.37 et sont réparties, lorsque c'est possible, en Couronne Nord, CUM et Couronne Sud. Les remarques mentionnées au point 1.1.1 sur les sources des données utilisées demeurent valides pour cette section.

La majorité des données présentées pour l'industrie, le secteur des commerces et services et le secteur domestique est issue de l'inventaire du ministère de l'Environnement et de la faune du Québec. Par contre, d'autres informations ont dû être rassemblées pour d'autres secteurs d'activités parce que leurs émissions de CO_2 , CH_4 ou N_2O étaient non négligeables. Il s'agit en particulier de :

- l'enfouissement des déchets pour lequel les émissions de CO_2 et CH_4 ont dû être estimées à partir des données contenues principalement dans différentes études d'impact sur les sites d'enfouissements sanitaires (Note 4 de l'Annexe I).
- la digestion animale pour laquelle la quantité de CH_4 émis a été évaluée pour l'ensemble des animaux d'élevage (bœufs, porcs, moutons, chevaux, etc.) se trouvant sur le territoire, à partir des données fournies par la Direction du milieu agricole du MEF. Les facteurs d'émissions attribués à chaque catégorie d'animaux ont été tirés de Atmospheric Greenhouse Gases Emission Inventory for Manitoba (Non - Energy Sources) - 1990. Report No 94-04 d'Environnement Manitoba.

- la décomposition du fumier pour laquelle les émissions de CH₄ ont été estimées à partir des données de la Direction du milieu agricole du MEF et des facteurs d'émission de l'IPCC (Note 5 de l'Annexe I).
- fuites de méthane du réseau de distribution du gaz naturel (Note 6 de l'Annexe I).
- l'utilisation d'engrais dont résultent des émissions non négligeables de N₂O, ne serait-ce que par leur potentiel de réchauffement global équivalant à 320 fois celui du CO₂, qui ont pu être estimées pour la région à partir aussi des données de la Direction du milieu agricole (Note 7 de l'Annexe I);

Les émissions de CFC et HCFC ont été évaluées à partir des données figurant au Bilan des ventes et distributions de CFC, HCFC et halons en 1993 et 1994 au Québec préparé par le MEF (Note 8 de l'Annexe I).

Les émissions de halons n'ont pas été considérées car elles dépendent du nombre de systèmes de protection contre les incendies qui serait mis en fonction durant l'année. Celui-ci étant variable selon le nombre d'incendies déclaré, aucune estimation n'a été réalisée.

TABEAU 1.33 Émissions de gaz carbonique (CO₂) pour l'ensemble des sources excluant le transport (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	43 010	7 287	40 641	90 938	10 649 416
Sidérurgie	19 725	NA	23 130	42 855	1 452 378
Alumineries	NA	NA	70 903	70 903	3 148 020
Chimie organique	5 021	NA	NA	5 021	17 727
Chimie inorganique	NA	NA	162 872	162 872	1 186 899
Pétrochimie	65 964	6 497	354 315	426 776	427 877
Plastiques	NA	NA	NA	NA	16 699
Raffineries	2 386 092	NA	NA	2 386 092	3 397 752
Fonte et acier	9 031	NA	NA	9 031	59 888
Cimenteries	NA	NA	632 254	632 254	2 109 488
Industries diverses	195 895	57 761	29 511	283 167	729 887
Secteurs absents de la GRM					ND
TOTAL	2 724 738	71 545	1 313 626	4 109 909	>23 196 031
Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	494	1 090
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Distribution du gaz naturel	NA	NA	NA	NA	NA
Enfouissement	667 437	20 993	NA	688 430	> 688 430
Incinérateurs	NA	NA	34 516	34 516	295 996
Centrales thermiques	NA	NA	7 972	7 972	315 752
Administration publique (chauffage)	NA	NA	NA	198 958	439 200
Agriculture (chauffage)	NA	NA	NA	112 095	247 450
Commerce et institution (chauffage)	NA	NA	NA	1 860 204	4 024 712
TOTAL	667 437	20 933	42 488	2 902 669	>6 012 630
Usage domestique	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Chauffage résidentiel	ND	ND	ND	2 646 796	5 842 816
Chauffage au bois	ND	ND	ND	1 576 079	3 479 202
TOTAL	ND	ND	ND	4 222 875	9 322 018
GRAND TOTAL				11 235 453	>38 530 679

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND : non déterminé

TABLEAU 1.34 Émissions de méthane (CH₄) pour l'ensemble des sources excluant le transport (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	1,0	0,2	1,3	2,5	380,3
Sidérurgie	0,5	NA	0,6	1,1	20,4
Alumineries	NA	NA	0,1	0,1	6,5
Chimie organique	0,1	NA	NA	0,1	0,5
Chimie inorganique	NA	NA	3,2	3,2	34,0
Pétrochimie	1,6	3,3	9,3	14,2	14,1
Plastiques	NA	NA	NA	NA	0,5
Raffineries	51,8	NA	NA	51,8	68,0
Fonte et acier	0,2	NA	NA	0,2	1,0
Cimenteries	NA	NA	1,4	1,4	11,0
Industries diverses	5,4	1,5	0,9	7,8	17,5
Secteurs absents de la GRM					ND
TOTAL	60,6	5,0	16,8	82,4	>553,8
Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	NA	NA
Manutention des céréales	NA	NA	NA	1 175,1	2 040,7
Distribution du gaz naturel	12 652,0	6 245,0	NA	18 897,0	>18 897,0
Enfouissement	NA	NA	0,1	0,1	65,0
Incinérateurs	NA	NA	0,0	0,0	3,8
Centrales thermiques	NA	NA	NA	3,9	8,6
Administration publique (chauffage)	NA	NA	NA		
Agriculture :					
chauffage	NA	NA	NA	1,8	3,9
digestion animale	25,7	1 435,0	916,0	2 376,7	106 300,0
fumier	85,24	351,3	287,3	723,8	54 921,0
Commerce et institution (chauffage)	NA	NA	NA	37,1	78,7
TOTAL	12 762,9	8 031,3	1 203,4	23 215,5	>182 318,7
Usage domestique	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Chauffage résidentiel	ND	ND	ND	167,3	369,4
Chauffage au bois	ND	ND	ND	485,6	1 072,0
TOTAL	ND	ND	ND	652,9	1 441,4
GRAND TOTAL				23 950,8	>184 313,9

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND : non déterminé

TABEAU 1.35 Émissions d'oxydes nitreux (N₂O) pour l'ensemble des sources excluant le transport (en tonnes métriques) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	0,4	0,1	0,9	1,4	398,2
Sidérurgie	0,2	NA	0,2	0,4	11,6
Alumineries	NA	NA	0,0	0,0	7,5
Chimie organique	0,0	NA	NA	0,0	0,4
Chimie inorganique	NA	NA	1,8	1,8	25,4
Pétrochimie	0,7	1,3	4,5	6,5	6,8
Plastiques	NA	NA	NA	NA	0,5
Raffineries	36,6	NA	NA	36,6	45,6
Fonte et acier	0,1	NA	NA	0,1	1,3
Cimenteries	NA	NA	3,5	3,5	19,2
Industries diverses	2,6	0,7	0,5	3,8	10,9
Secteurs absents de la GRM					ND
TOTAL	40,6	2,1	11,4	54,1	>527,4
Commerce et service	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangeries	NA	NA	NA	NA	NA
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Distribution du gaz naturel	NA	NA	NA	NA	NA
Enfouissement	NA	NA	NA	NA	NA
Incinérateurs	NA	NA	0,1	0,1	0,2
Centrales thermiques	NA	NA	0,4	0,4	14,0
Administration publique (chauffage)	NA	NA		4,3	9,4
Agriculture :					
chauffage	NA	NA	NA	10,9	24,1
utilisation d'engrais	NA	7,0	9,3	16,5	260,0
Commerce et institution (chauffage)	0,2	NA	NA	54,5	116,9
TOTAL	0,2	7,0	9,8	86,7	424,6
Usage domestique	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Chauffage résidentiel	ND	ND	ND	109,4	241,4
Chauffage au bois	ND	ND	ND	195,4	431,2
TOTAL				304,8	672,6
GRAND TOTAL				445,6	>1 624,6

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND : non déterminé

TABEAU 1.36 Émissions de CF₄ et C₂F₆ inventoriées pour les alumineries par le MEF (en tonnes métriques) en 1994

	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
CF ₄	NA	NA	39,3	39,3	680,5
C ₂ F ₆	NA	NA	6,7	6,7	81,8

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

Les potentiels de réchauffement globaux associés aux fluorures sont 6 300 pour le CF₄ et 12 500 pour le C₂F₆. Pour la grande région de Montréal, les émissions de CF₄ sont estimées à 39,3 tonnes et celles de C₂F₆ à 6,7 tonnes. En équivalents CO₂, ces émissions représentent 331 340 tonnes.

TABEAU 1.37 Émissions atmosphériques de chlorofluorocarbones et d'hydrochlorofluorocarbones associées à leur utilisation (en tonnes métriques) en 1994

Produits	Grande région de Montréal	Québec
CFC-11	19,6	78,4
CFC-12	49,3	197,1
CFC-13	9,2	36,7
CFC-114	0,1	0,6
CFC-115	5,8	23,0
HCFC-22	85,4	341,7
HCFC-123	1,2	4,6
HCFC-124	0,1	0,3
HCFC-1416	98,2	392,7

1.2.1.2 Émissions de gaz responsables de l'amenuisement de la couche d'ozone

Cette problématique a été associée principalement aux émissions de CFC, HCFC et de certains autres produits chlorés ou fluorés. Le tableau 1.37 précédent présente les valeurs estimées d'émissions de CFC et HCFC pour 1994.

L'impact sur la couche d'ozone des CFC-11 et CFC-12 est considéré comme «l'impact de référence» et est utilisé comme base de comparaison pour évaluer l'action des autres substances chimiques les unes par rapport aux autres. Cet impact de référence est appelé potentiel d'amincissement de la couche d'ozone. Une valeur lui est attribuée pour chaque substance ayant un effet sur la couche d'ozone comme par exemple 1,0 pour les CFC-11 et CFC-12, 0,05 pour les HCFC-22. La liste complète des potentiels attribués à chaque substance se trouve à la note 9 de l'Annexe I. On peut y constater que les HCFC ont des potentiels d'amincissement de la couche d'ozone inférieurs à ceux des CFC. Par contre, leurs potentiels de réchauffement globaux (100 ans) demeurent élevés d'où l'intérêt de favoriser la recherche de substances de remplacement.

1.2.2 Sources mobiles de la grande région de Montréal

1.2.2.1 Estimation des émissions de CO₂, CH₄ et N₂O associées au transport routier

L'inventaire du MEF contient des données d'émissions atmosphériques pour plusieurs contaminants résultant de l'utilisation de différents moyens de transport. Ces données d'émissions sont toutefois globales pour l'ensemble du Québec.

Il est difficile de déterminer quelle proportion des émissions atmosphériques reliées au transport pour l'ensemble du Québec est attribuable à la seule grande région de Montréal. Différentes hypothèses sont utilisables pour ce faire: le pourcentage de population vivant dans ce secteur, la proportion de carburants vendus dans cette région, le nombre de véhicules immatriculés dans cette région, etc.

Nous avons choisi d'utiliser la quantité d'essence vendue comme indicateur pour estimer la proportion des émissions atmosphériques attribuable à la grande région de Montréal. Les données provenant de la Division des produits pétroliers du ministère des Ressources naturelles nous permettent d'évaluer à 36% la quantité d'essence vendue dans cette région en comparaison à celle vendue dans l'ensemble du Québec.

Les émissions de CO₂ sont calculées pour ce secteur de façon globale pour l'ensemble des moyens de transport incluant les voitures, les camions légers et lourds, les motocyclettes et les hors-routes à 9 319 791 tonnes par année, soit 36% des émissions totales de CO₂ estimées pour le territoire québécois selon l'inventaire du MEF.

Pour le CO₂, une estimation a aussi été faite à la section 1.1.2.4 par une méthode plus élaborée faisant appel à une évaluation de l'activité routière ventilée par type de véhicules. Le résultat obtenu était de 11 640 214 tonnes métriques en 1994. Comme la valeur obtenue ici est du même ordre (9 319 791,0 tonnes); malgré une différence de 20%, c'est cette valeur issue de l'inventaire du MEF qui est présentée au tableau 1.38.

TABLEAU 1.38 Estimation des émissions de CO₂, CH₄ et N₂O (en tonnes métriques) associées au transport routier

Polluant	Grande région de Montréal	Québec
CO ₂	9 319 791,0	25 888 306,0
CH ₄	1 753,2	4 870,0
N ₂ O	2 894,4	8 040,0

Pour le CH₄ et le N₂O, nous utilisons les mêmes proportions, soit 36% des émissions atmosphériques totales pour l'ensemble du Québec, pour estimer la quantité de CH₄ et N₂O attribuable au secteur transport pour la grande région de Montréal.

Les émissions de CH₄ et N₂O du secteur des transports ont été estimées pour l'ensemble du Québec pour 1994 à partir des données de 1990 contenues dans le document fédéral «Estimation des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990» (Rapport SPE 5/AP/4, déc. 92).

1.2.3 Bilan des émissions atmosphériques des gaz responsables de l'effet de serre

Afin d'évaluer l'impact global de toutes ces émissions sur l'effet de serre, les données figurant aux tableaux 1.33 à 1.38 ont été transformées en équivalent CO₂. Les facteurs utilisés pour ces calculs se retrouvent à la note 9 de l'Annexe I. Il s'agit des potentiels de réchauffement globaux (100 ans). Les valeurs utilisées varient de 1 pour le CO₂ à 9 300 pour les CFC-114 et 115, en passant par 24,5 pour le CH₄ et 320 pour le N₂O. Le tableau 1.39 présente le total des émissions atmosphériques associées à l'effet de serre exprimées en équivalents de CO₂.

Ce bilan des émissions de gaz à effet de serre pour la grande région Montréal nous montre que le secteur industriel compte en gros pour 18% du total des émissions, le secteur des commerces et services en représente 16%, le chauffage domestique 18% et le secteur «autres» (incluant les transports) 48%.

Par ordre d'importance, les sources principales sont :

- les transports ~ 42% du total;
- le chauffage domestique ~ 18% du total;
- le chauffage des commerces et institutions ~ 8% du total;
- les raffineries ~ 9% du total (les raffineries représentent 54% des émissions de GES du secteur industriel);
- les enfouissements ~ 6% du total (39% des émissions du secteur commerces et services);
- les CFC et HCFC ~ 6% du total.

TABEAU 1.39 Émissions atmosphériques des gaz responsables de l'effet de serre (en tonnes métriques d'équivalents CO₂) en 1994

Secteur industriel	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Pâtes et papiers	43 163	7 324	40 961	91 448	10 786 157
Sidérurgie	19 801	NA	23 209	43 010	1 456 590
Alumineries	NA	NA	70 906	402 246	8 460 229
Chimie organique	5 024	NA	NA	5 024	17 867
Chimie inorganique	NA	NA	163 526	163 526	1 195 860
Pétrochimie	66 227	6 994	355 983	429 204	430 401
Plastiques	NA	NA	NA	NA	16 871
Raffineries	2 399 073	NA	NA	2 399 073	3 414 010
Fonte et acier	9 068	NA	NA	9 068	59 329
Cimenteries	NA	NA	633 408	633 408	2 115 902
Industries diverses	196 859	58 022	29 693	284 574	733 804
Secteurs absents de la GRM					ND
TOTAL	2 739 215	72 340	1 649 026	4 460 581	>28 687 020
Commerces et services	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA
Boulangerie	NA	NA	NA	494	NA
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA
Distribution du gaz naturel	NA	NA	NA	28 790	49 997
Enfouissement	1 351 600	173 996	NA	1 525 596	>1 525 596
Incinérateurs	NA	NA	34 551	34 551	297 653
Centrales thermiques	NA	NA	8 100	8 100	320 325
Administration publique (chauffage)				200 430	442 419
Agriculture :					
chauffage	ND	ND	ND	115 619	255 258
digestion animale	629,7	35 158	22 442	58 229	2 604 350
fumier	2 087	8 607	7 039	17 733	1 345 565
utilisation d'engrais	64	2 240	2 976	5 280	83 200
Commerce et institution (chauffage)	ND	ND	ND	1 878 553	4 064 049
TOTAL				3 873 375	>10 988 412
Usage domestique	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Chauffage résidentiel	ND	ND	ND	2 685 903	5 929 114
Chauffage au bois	ND	ND	ND	1 650 504	3 643 466
TOTAL				4 336 407	9 572 580
Transport	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
Transport routier	ND	ND	ND	10 288 952	28 580 421
Autres sources	CUM	Couronne Nord	Couronne Sud	Grande région de Montréal	Québec
CFCs et HCFCs	ND	ND	ND	1 459 109	3 220 992
GRAND TOTAL				24 418 424	>81 049 425

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables) ND : non déterminé

RÉSUMÉ – CHAPITRE 1

La concentration des polluants atmosphériques présents dans l'air ambiant d'une région est fonction à la fois des polluants émis localement et des polluants qui sont transportés en provenance de l'extérieur. Une estimation quantitative des émissions atmosphériques de polluants attribuables aux activités de la grande région de Montréal (GRM) a été effectuée et un examen a été fait en regard des études visant à établir la contribution transfrontière au total des émissions de polluants de la grande région de Montréal (GRM).

L'exercice de quantification des émissions atmosphériques polluantes sur le territoire de la grande région de Montréal (GRM)⁵⁵ permet, avec les limites que comporte un inventaire des émissions, d'identifier, pour la GRM, les principales sources anthropiques pour chaque polluant visé par notre étude.

Les tableaux 1.40 et 1.41 présentent le sommaire des émissions de polluants atmosphériques conventionnels et de polluants responsables de l'effet de serre. Il est à noter que les polluants atmosphériques responsables de l'amenuisement de la couche d'ozone n'ont pu être estimés étant donné la complexité et la diversité des sources. De plus, les émissions atmosphériques de pollen de l'herbe à poux pour la GRM n'ont été déterminées que de manière qualitative en raison de l'état des connaissances actuelles à ce sujet dans la région.

Parmi les sources fixes, les industries qui représentent une source majeure de pollution atmosphérique sont : une aluminerie dans la Couronne Sud (CO : 72,8%), les raffineries de pétrole situées sur le territoire de la CUM (COV : 61,6% ; CO₂ : 58,1% ; SO₂ : 57,1% et NOx : 43,7%), les cimenteries (NOx : 28,5%) et les industries de concassage de la pierre (particules totales en suspension : 64,5%).

En ce qui a trait au secteur commercial et institutionnel («commerces et services»), les principales sources sont la manutention des céréales (particules totales en suspension : 99,6%) et le commerce du carburant par les stations-service (COV : 76,1%).

L'émission de COV provenant de l'usage de peinture et de solvants est un rejet important provenant de l'usage domestique et des commerces et services.

On remarque que le chauffage, au bois particulièrement, est une source importante d'émissions pour tous les polluants visés.

⁵⁵ Réalisé par le ministère de l'Environnement et de la faune du Québec (sources fixes et transport à grande distance), le ministère des Transports du Québec (sources mobiles) et Environnement Canada (transport à grande distance)

TABEAU 1.40 Sommaire des émissions des polluants atmosphériques conventionnels dans la grande région de Montréal en 1994 (en tonnes métriques)

CATÉGORIE/SECTEUR	CO	NO _x	COV	TSP ¹	SO ₂	HAP
SOURCES FIXES						
Industries						
Pâtes et papiers	93,0	88,5	67,3	17,0	207,8	80,5
Sidérurgie	10,2	48,7	16,4	1,1	0,2	
Alumineries	5 668,3	4,8	23,4	690,0	743,3	
Chimie organique	1,3	5,5	352,5	0,3	NA	
Chimie inorganique	33,3	406,1	2,7	221,0	1 396,2	
Pétrochimie	141,7	666,0	2 049,1	25,2	139,6	
Plastiques	NA	NA	3 619,2	NA	NA	
Raffineries	1 504,4	3 596,1	10 806,4	864,0	12 064,3	
Fonte et acier	43,8	9,5	1,1	6,2	1,7	
Cimenteries	203,2	2 349,6	2,6	766,0	2 943,7	
Concassage de la pierre	NA	NA	NA	5 700,0	NA	
Préparation du sable et gravier	NA	NA	NA	204,0	NA	
Industries diverses	78,6	1 049,5	588,1	339,8	3618,4	
TOTAL	7 777,8	8 224,3	17 528,8	8 834,6	21 115,2	80,5
Commerces et services						
Stations-service ²	NA	NA	4 528,6	NA	NA	
Nettoyeurs ³	NA	NA	848,0	NA	NA	
Boulangeries ⁴	NA	NA	494,0	NA	NA	
Manutention des céréales	NA	NA	NA	1 275,0	NA	
Incinérateurs ⁵	6,5	59,4	1,2	3,5	11,2	
Centrales thermiques	1,7	8,1	0,1	0,7	12,8	
Enfouissement	NA	NA	NA	ND	NA	
Administration publique (chauffage)	36,1	185,0	7,6	16,4	194,4	
Commerce et institution (chauffage)	346,0	1 687,2	65,0	112,3	1244,8	
Agriculture (chauffage)	25,1	117,0	2,3	13,3	178,5	
TOTAL	415,4	2 056,7	5 946,8	>1 421,2	1 641,7	
Commerces/services et usage domestique						
Utilisation de peinture ³	NA	NA	5 960,0	NA	NA	
Utilisation de produits d'entretien ³	NA	NA	17 750,6	NA	NA	
TOTAL			23 710,6			
Usage domestique						
Chauffage résidentiel ³	540,2	2 151,6	89,2	247,0	3 450,0	ND
Chauffage au bois ³	131 635,0	610,5	24 905,0	30 525,0	244,2	ND
TOTAL	132 175,2	2 762,1	24 994,2	30 772,0	3 694,2	ND
TOTAL SOURCES FIXES	140 368,4	13 043,1	72 180,4	>41 027,8	26 451,1	>80,5

TABLEAU 1.40 (suite)

CATÉGORIE/SECTEUR	CO	NO _x	COV	TSP	SO ₂	HAP
SOURCES MOBILES						
Transports routiers⁶						
Véhicules légers personnels	367 725,0	29 587,0	38 305,0	9 774,0	NA	47,55
Véhicules légers commerciaux	99 904,0	8 038,0	10 407,0	2 655,0	NA	12,92
Taxis	3 870,0	311,0	403,0	103,0	NA	0,50
Motocyclettes et cyclomoteurs	805,0	53,0	207,0	ND	NA	0,04
Sous total	472 304,0	37 989,0	49 322,0	12 532,0	NA	61,01
Autobus scolaires à essence	870,0	71,0	69,0	ND	NA	0,09
Autobus scolaires au diesel	219,0	350,0	51,0	55,0	NA	0,21
Autobus publics	942,0	1 507,0	218,0	235,0	NA	0,84
Camions lourds	20 172,0	32 254,0	4 675,0	5 034,0	NA	17,98
Sous total	22 203,0	34 182,0	5 013,0	5 324,0	NA	19,12
TOTAL SOURCES MOBILES	494 507,0	72 172,0	54 335,0	17 857,0	NA	80,13
GRAND TOTAL	634 875,4	85 215,1	126 515,4	58 884,8	26 451,1	>160,63

Les polluants conventionnels sont ceux autres que les gaz à effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone

¹ TSP : particules totales en suspension

² Calculé à partir des quantités d'essence vendues

³ Calculé au prorata de la population

⁴ Données de 1992-93

⁵ En 1987, on a estimé à 1018t/an les émissions d'acide chlorhydrique

⁶ Estimé par le ministère des Transports du Québec et la Communauté urbaine de Montréal

NA : Non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND : Non déterminé

Source : Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec

TABEAU 1.41 Sommaire des émissions de polluants atmosphériques responsables de l'effet de serre dans la grande région de Montréal en 1994 (en tonnes métriques)

CATÉGORIE/SECTEUR	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CF ₄	C ₂ F ₆	Équivalents CO ₂ ¹
SOURCES FIXES						
Industries						
	90 938,0	2,5	1,4	NA	NA	91 448,0
Pâtes et papiers						
Sidérurgie	42 855,0	1,1	0,4	NA	NA	43 010,0
Aluminerie	70 903,0	0,1	NA	39,3	6,7	402 246,0
Chimie organique	5 021,0	0,1	NA	NA	NA	5 024,0
Chimie inorganique	162 872,0	3,2	1,8	NA	NA	163 526,0
Pétrochimie	426 776,0	14,2	6,5	NA	NA	429 204,0
Plastiques	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Raffineries	2 386 092,0	51,8	36,6	NA	NA	2 399 073,0
Fonte et acier	9 031,0	0,2	0,1	NA	NA	9 068,0
Cimenteries	632 254,0	1,4	3,5	NA	NA	633 408,0
Industries diverses	283 167,0	7,8	3,8	NA	NA	284 574,0
TOTAL	4 109 909,0	82,4	54,1	39,3	6,7	4 460 581,0
Commerces et services						
Stations-service	NA	NA	NA	NA	NA	
Nettoyeurs	NA	NA	NA	NA	NA	
Boulangeries	494,0	NA	NA	NA	NA	494,0
Manutention des céréales	NA	NA	NA	NA	NA	
Incinérateurs	34 516,0	0,1	0,1	NA	NA	34 551,0
Centrales thermiques	7 972,0	NA	0,4	NA	NA	8 100,0
Enfouissement	688 430,0	18 897,0	NA	NA	NA	1 525 596,0
Distribution du gaz naturel	NA	1 175,1	NA	NA	NA	28 790,0
Administration publique (chauffage)	198 958,0	3,9	4,3	NA	NA	200 430,0
Commerce et institution (chauffage)	1 860 204,0	37,1	54,5	NA	NA	1 878 553,0
Agriculture:						
chauffage	112 095,0	1,8	10,9	NA	NA	115 619,0
digestion animale	NA	2 376,7	NA	NA	NA	58 229,0
fumier	NA	723,8	NA	NA	NA	17 733,0
utilisation d'engrais	NA	NA	16,5	NA	NA	5 280,0
TOTAL	2 902 669,0	23 215,5	86,7	NA	NA	3 873 375,0
Commerces/services et usage domestique						
Utilisation de peinture	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Utilisation de produits d'entretien	NA	NA	NA	NA	NA	NA
TOTAL	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Usage Domestique						
Chauffage résidentiel	2 646 796,0	167,3	109,4	NA	NA	2 685 903,0
Chauffage au bois	1 576 079,0	485,6	195,4	NA	NA	1 650 504,0
TOTAL	4 222 875,0	652,9	304,8	NA	NA	4 336 407,0

TABLEAU 1.41 (suite)

CATÉGORIES/SECTEUR	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CF ₄	C ₂ F ₆	Équivalents CO ₂
SOURCES FIXES						
Autres sources	NA	NA	NA	NA	NA	1 459 109,0
CFCs et HCFCs (réfrigération, solvants, stérilisation, mousses plastiques)						
TOTAL	NA	NA	NA	NA	NA	1 459 109,0
TOTAL SOURCES FIXES	11 235 453,0	23 950,8	445,6	39,3	6,7	14 129 472,0
SOURCES MOBILES						
Transports routiers²						
Véhicules légers personnels	5 241 133,0	NA	NA	NA	NA	
Véhicules légers commerciaux	1 423 917,0	NA	NA	NA	NA	
Taxis	55 155,0	NA	NA	NA	NA	
Motocyclettes et cyclomoteurs	ND	NA	NA	NA	NA	
Sous total	6 720 205,0	NA	NA	NA	NA	
Autobus scolaires à essence	ND	NA	NA	NA	NA	
Autobus scolaires au diesel	63 673,0	NA	NA	NA	NA	
Autobus publics	260 904,0	NA	NA	NA	NA	
Camions lourds	4 595 432,0	NA	NA	NA	NA	
Sous total	4 920 009,0	NA	NA	NA	NA	
TOTAL SOURCES MOBILES	11 640 214,0	1 753,2	2894,4	NA	NA	12 609 375,4
GRAND TOTAL	22 875 462,0	25 704,0	3 340,0	39,3	6,7	26 738 847,4

¹ Équivalents CO₂ : valeur accordée au polluant selon son potentiel de réchauffement global du climat sur 100 ans (CO₂=1 ; CH₄=24,5 ; N₂O=320 ; CF₄=6300 ; C₂F₆=12500)

² CO₂ : données estimées par le MTQ et la CUM; autres polluants : données estimées par le MEF

NA : non applicable (émissions atmosphériques inexistantes ou négligeables)

ND : non déterminé

La contribution (en %) des différentes sources (fixes et mobiles) aux émissions atmosphériques de polluants est résumée au tableau 1.42.

TABEAU 1.42 Contribution (%) des principaux secteurs aux émissions de polluants atmosphériques sur le territoire de la GRM en 1994

Type de polluant	Sources fixes					Sources mobiles			
	Industries	Commerces et services	Commerces/ services et usage domestique	Domestique	Autres sources	Veh. Légers/ usage personnel	Véh. Légers/ usage commercial	Camions lourds	Ensemble véhicules
Polluants conventionnels									
CO	1,2	0,06	-	20,8	-	57,9	15,7	4,1	77,8
NOx	9,6	2,4	-	3,2	-	34,7	9,4	37,8	84,7
COV	13,8	4,7	18,7	19,7	-	30,3	8,2	3,7	42,9
TSP	15,0	2,4	-	52,2	-	16,6	4,5	8,5	30,3
SO ₂	79,8	6,2	-	14,0	-	-	-	-	-
HAP	50,1	-	-	ND	-	29,6	8,0	11,2	49,8
Polluants à effet de serre									
CO ₂	18,0	12,7	-	18,5	-	22,9	6,2	20,1	50,8
CH ₄	0,3	90,3	-	2,5	-	-	-	-	6,8
N ₂ O	1,6	2,6	-	9,1	-	-	-	-	80,6
CF ₄	100	-	-	-	-	-	-	-	-
C ₂ F ₆	100	-	-	-	-	-	-	-	-
Équivalents CO ₂	16,7	14,5		16,2	5,4		-	-	47,1

ND : Non déterminé

On y observe que le secteur des transports est la source principale pour les polluants suivants : CO₂, N₂O, CO, NOx et COV ; ces deux derniers étant les principaux précurseurs de l'ozone au sol. De plus, ce secteur contribue pour environ la moitié des émissions de HAP sur le territoire de GRM. A noter que les émissions de HAP générées par le chauffage au bois n'ont pas été estimées ; la contribution calculée pour les différents secteurs aurait pu être différente si on en avait tenu compte.

La catégorie des véhicules qui contribue le plus à l'émission de polluants générés par les sources mobiles est sans conteste les véhicules légers à usage personnel. Cela s'explique évidemment par le nombre nettement supérieur de véhicules dans cette catégorie ; les émissions de polluants d'un seul véhicule léger (ex. automobile) étant généralement inférieures à celles d'un véhicule lourd (ex. camion). Cependant, bien que le nombre de véhicules légers à usage personnel soit supérieur à celui des camions, les émissions de NOx et de CO₂ sont presque à égalité dans les deux catégories. Comme les camions lourds sont le plus souvent pourvus d'un moteur mû au carburant diesel, les émissions de NOx sont plus élevées que celles d'un même véhicule fonctionnant à l'essence.

Le secteur industriel demeure la première source de SO₂ et de HAP (bien que les émissions de HAP soient très rapprochées de celles provenant du secteur transport) et l'unique source de plusieurs polluants à effet de serre (CF₄, C₂F₆).

Le secteur des commerces et services (incluant le chauffage) est une source majeure de CH₄ (90,3%) ; l'enfouissement des déchets étant l'activité principale qui génère des CH₄.

Les émissions de COV liées à l'utilisation de peinture et à l'usage non industriel de solvants (ex. produits d'entretien) ont été estimées selon un cumul englobant les résidences privées et les commerces et institutions. Ces dernières activités représentent 18,7% des émissions de COV sur l'ensemble du territoire.

L'estimation des émissions de polluants liés au secteur domestique concerne essentiellement le chauffage des résidences, incluant le chauffage au bois. Ce secteur compterait pour plus de la moitié des émissions de particules totales en suspension. Il faut néanmoins être prudent quant à ce résultat, car la fiabilité des estimations pour le chauffage au bois n'est pas du même ordre que celle de la plupart des autres secteurs. L'estimation de la pollution par le chauffage au bois demanderait à être précisée surtout si on considère son importance potentielle en tant que source d'émission de plusieurs polluants.

Concernant l'apport, via le transport à grande distance(TGD), des polluants provenant de régions éloignées à l'ensemble des polluants présents dans la GRM, peu de résultats quantitatifs sont disponibles. Ceux dont on dispose sont basés sur des données partielles et s'appliquent à l'ozone et ses précurseurs de même que le SO₂ et ses dérivés. A défaut de modèles numériques, on utilise les rétrotrajectoires afin d'établir, à partir d'un point d'arrivée, le trajet et la provenance de la masse d'air nous intéressant et ainsi retracer les polluants qui sont transportés le long de cette trajectoire en fonction des régions traversées. Dans l'est de l'Amérique du Nord, les masses d'air se déplacent généralement du sud-ouest vers le nord-est. Ainsi, l'air de Montréal nous vient, en partie, de nos voisins américains et ontariens et certains épisodes de pollution peuvent être reliés au TGD plutôt qu'aux activités locales.

Tableau 1.43 Contribution estimée des régions sources (éloignées et locales) à la pollution de Montréal

Région source de pollution	Ozone	NOx (précurseur de l'ozone)
États-Unis	30-40%	35%
Ontario	30%	25%
Montréal	30-40%	40%

Quant aux sulfates, des simulations numériques ont permis d'établir que 50% des sulfates déposés au Canada proviennent des États-Unis.

En regard du transport routier, un portrait de l'évolution des émissions de polluants atmosphériques, de ce secteur, a été fait pour les périodes 1990-1994 et 1994-2010.

La comparaison des bilans d'émissions de 1990 et 1994 montre une tendance globale à la baisse des émissions des polluants considérés (COV, CO, NO_x, CO₂ et TSP) et une stagnation des émissions de HAP même si on a assisté, pendant cette période à une augmentation de +2,75% du nombre de véhicules totaux (dont +4,6% pour les automobiles et camions légers à usage personnel). Cette diminution de la pollution des véhicules est attribuable aux améliorations technologiques.

A noter que le calcul des émissions est basé sur (1) le nombre de véhicules immatriculés, par type, pour chaque année de référence ; (2) un taux d'émissions unitaire selon le type de véhicule (variable selon de l'année de référence car introduction de nouveaux véhicules moins polluants et plus performants et disparition progressive des vieux véhicules) et (3) un kilométrage annuel moyen parcouru pour chaque type de véhicule. Pour ce dernier paramètre, l'estimation des émissions a considéré un kilométrage moyen parcouru similaire pour les années 1990 et 1994.

L'estimation des émissions pour 2010, étant un exercice prévisionnel, les valeurs qui sont accordées aux différents paramètres déterminent fortement les résultats. Les résultats sont indicatifs des tendances lourdes et doivent être interprétés en conséquence. Les principaux facteurs tenus en compte dans l'estimation sont :

- l'évolution technologique : diminution des taux d'émissions anticipés avec l'amélioration de l'efficacité technologique des véhicules ;
- l'accroissement de la demande : selon le plan de transport de Montréal, il y aura un nombre croissant de déplacements des véhicules et donc du kilométrage parcouru. L'estimation de l'accroissement des véhicules-kilomètres, pour les véhicules personnels, sera de l'ordre de 25% selon le MTQ et davantage pour le transport routier de marchandises. Le facteur 25% peut donc être considéré comme conservateur pour donner un portrait de la situation de la circulation en 2010;
- les conditions routières : la dégradation probable des conditions de circulation (liée à une plus forte demande) s'exprimera vraisemblablement par une baisse de la vitesse du trafic sur les axes routiers et engendrera une pollution plus élevée car les véhicules circulant à vitesse moins élevée émettent une plus grande quantité de polluants. Selon les prévisions basées sur les heures de pointe, la baisse de la vitesse sera de l'ordre de 40%, soit une vitesse de référence de 25,9 km/heure alors qu'elle se situait à 43,3 km/heure en 1994.

A l'exception du CO₂, le volume global des émissions chute substantiellement entre 1994 et 2010. La production de CO₂ est impossible à éliminer, sauf en recourant à l'hydrogène ou à l'hydroélectricité.

Tableau 1.44 Comparaison des émissions estimées en 2010 par rapport à celles de 1994

Polluant	Variation %
COV	- 8
CO	- 1
NOx	- 25
CO ₂	+ 9
TSP	- 65
HAP	- 56

Néanmoins, cette tendance à la baisse se résorberait dans un proche avenir en l'absence d'interventions sur les systèmes de transport. En effet, d'après certaines études, les émissions de polluants atteindront un minimum ou un plancher vers 2 001 ou 2 007, selon le polluant, et une augmentation globale de la pollution s'ensuivra.

Références bibliographiques

- AMT (Agence métropolitaine de Transport). 1997a. *Plan stratégique de développement du transport métropolitain : document de référence*. Montréal, AMT. 77 p.
- AMT (Agence métropolitaine de Transport). 1997b. *Plan stratégique de développement du transport métropolitain : projet*. Montréal, AMT. 105 p.
- AUDETTE, A. ET AL. 1993. *Élaboration d'un modèle de calcul des impacts sur la consommation énergétique et sur les émissions de polluants de divers scénarios de transports pour la région de Montréal: Rapport de la phase I*. Centre de recherche sur les transports, Université de Montréal. 65 p.
- BACHAND, S. 1996. *Herbe à poux : guide de gestion et nouvelles méthodes de contrôle*. Montréal. Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre, Direction de la santé publique. 202 p.
- BALL, D.J., HAMILTON, R.S. ET HARRISSON, R.M. 1991. The influence of highway - related pollutants on environmental quality dans *Highway pollution. Studies in Environmental Science 44*. London, Elsevier. pp. 1-46.
- BARRIE, L.A. ET WALMSLEY. 1978. A Study of Sulphur Dioxide Deposition Velocities to Snow in Northern Canada. *Atmospheric Environment*, 12 : 2321-32.
- BIOTHERMICA INTERNATIONAL INC. 1995. *Étude de dispersion de H₂S généré par la dégradation des déchets. Usine de triage Lachenaie*.
- BISSON, M. 1986. *Introduction à la pollution atmosphérique*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction de l'assainissement de l'air. 132 p.
- BROSSEAU, R. 1995. *Réglementer la teneur en soufre dans les carburants diesels. Document de réflexion présenté à la Commission de l'environnement, Séance publique du 22 juin 1995 (EN/95.06.22/P.3A)*. Montréal, Communauté urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Direction de l'assainissement de l'air et de l'eau. 51 p.
- CAREY, P.M. 1987. *Air Toxics Emissions From Motor Vehicles. Technical Report*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Mobile Sources, Office of Air and Radiation (EPA-AA-TSS-PA-86-5). 108 p.
- CARON, M. 1987. *Pollution par les véhicules automobiles: aspects techniques et réglementaires*. Montréal, ministère de l'Environnement, Direction de l'assainissement de l'air. 14 p.
- CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement). 1990. *Plan de gestion pour les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV)*. (CCME EPC/TRE-31F). Ottawa, Gouvernement du Canada. 242 p. + annexes.
- CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement). 1995. *Emission reductions from changes in vehicles and fuels*. Hull, Environnement Canada. Pagination multiple.
- COGESULT. 1993. *Bilan des connaissances sur certains aspects environnementaux du transport*. Montréal, Communauté urbaine de Montréal, service de la planification du territoire. 25 p.

COMTOIS, P. 1990. Variations temporelles et spatiales de l'indice pollinique de l'herbe à poux (*Ambrosia* spp.). *Naturaliste Can. (Rev. Ecol. Syst.)*, 177 (3) : 199-202.

COMTOIS, P. ET GAGNON, L. 1990. La biologie du pollen de l'herbe à poux. *Quatre-Temps*, 14 (3) : 10-4

COPE, D. 1992. *Résumé des données recueillies au Canada lors d'inspections du circuit d'échappement de véhicules automobiles (1986-1990)*. Ottawa, Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Protection de l'environnement, Conservation et Protection. (Rapport SPE 2/TS/7). 44 p.

DURAND, L. 1986. *Description du contenu pollinique atmosphérique de Montréal et de Québec pour les années 1983 et 1984*. Montréal, Université de Montréal (Mémoire de M.Sc.). 209 p.

EMR (Énergie, Mines et Ressources Canada). 1986. *Les carburants de l'avenir. Les carburants classiques*. Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. 39 p.

EMR (Énergie, Mines et Ressources Canada). 1990. *Le guide des économies au volant*. Ottawa, Ministre des Approvisionnements et Services Canada. 74 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1989. *Méthode de référence en vue d'essais aux sources: Dosage des composés organiques semi-volatils dans les émissions de sources fixes*. Ottawa, Ministre des Approvisionnements et Services Canada, (Rapport SPE 1/RM/2). 49 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *L'état de l'environnement au Canada*. Ottawa. Pagination multiple.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. *Normales climatiques au Canada : 1961-1990*. Ottawa. 157 p.

ENVIRONNEMENT CANADA 1995. *MOBILE5C User Guide*. Hull, Transportation Systems Division. 60 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1997. Ground-level ozone and its precursors, 1980-1993 : Data Analysis Working Group Report. *Canadian 1996 NOx/VOC Science Program*. Ottawa. 295 p.

FAIZ, A. ET AL. 1990. *Automotive Air Pollution: Issues and Options for Developing Countries*. Washington (D.C.), Policy, Research, and External Affairs. Working Paper Series. 112 p.

FAULKNER, M. 1995. *Programme de contrôle de la prolifération de l'herbe à poux : Bilan du plan d'action 1995*. Laval, Service de l'environnement et de l'ingénierie de la Ville de Laval. Pagination multiple.

FINLEYSON-PITTS, B.J. ET PITTS, J.N. 1986. *Atmospheric Chemistry : Fundamentals and Experimental Techniques*. Toronto, John Wiley and Sons. 1098 p.

GAO, N., CHENG, M.D. ET HOPKE, P.K. 1994. Receptor modelling of airborne ionic species collected in SCAQS. *Atmospheric Environment*, 28(8): 1447-70.

GIROUARD, J.D. 1994. *La pollution de l'air: un problème majeur à Montréal. Campagne pour améliorer la qualité de l'air*. La Presse, 12 octobre.

GONTHIER, C. 1992. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et leurs sources au Canada dans 5^e Colloque sur les substances toxiques. Montréal, 1 et 2 avril 1992, Environnement Canada. 14 p.

GTMR (Groupe de Travail sur Montréal et sa Région). 1993. *Montréal une ville-région*. Montréal. 147 p.

HOPKE, P.K., GAO, N. ET CHENG, M.D. 1993. Combining chemical and meteorological data to infer source areas of airborne pollutants. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 19: 187-99.

ICPP (Institut Canadien des Produits Pétroliers) ET ENVIRONNEMENT CANADA. 1994. *Composition des essences d'été et des essences d'hiver 1993*. Ottawa, (Rapport N° 94-5). Appendice A : 118 p. et Appendice B : 118 p.

IEA (International Energy Agency). 1993. *Energy and the environment series: Cars and climate change*. Organisation de coopération et de développement économique, Paris. 236 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1995. *Greenhouse Gas Inventory. Reference Manual, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 3*. United Kingdom.

IRDEST (Institut de Recherche et de Développement en Environnement - Secteur Transport). 1993. *Étude sur les impacts environnementaux de l'automobile*. Québec. 168 p. + 5 annexes.

JACQUES, A.P. 1992. *Estimation des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990*. Rapport SPE S/AP/4. Environnement Canada.

JOHNSON, J.H. 1988. Automotive Emissions dans *Air Pollution, the Automobile, and Public Health*. Washington D.C., Health Effects Institutes, National Academy Press. Pp. 39-75.

KING, R. W. 1992. Automotive gasoline : it's composition and manufacture - past, present, and future. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2(1) : 9-22.

LAROUCHE, L. 1995. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et le cancer. État des connaissances actuelles et stratégies d'action dans *L'Oncogénèse environnementale au Québec*. Québec, Comité de santé environnementale du Québec. pp. 60-73.

LAVALLÉE, F. 1988. Les émissions d'hydrocarbures des sources mobiles dans 16^e Congrès annuel de l'APCA. Québec, 31 mai 1988, Environnement Canada. pp. 282-95.

LAVALLÉE, F.C. ET FEDORUK, L.P. 1989. *Élimination de l'essence au plomb. Répercussions sur les moteurs à essence en usage au Canada après 1990*. Ottawa, Environnement Canada, Ottawa, Division des systèmes de transport et Division du contrôle des produits. (SPE 3/TS/1). 57 p.

LEDUC, R. 1992. *La pollution par l'ozone au Québec : aspects de la problématique*. (EN902411, QEN/QA-36/1). Québec, ministère de l'environnement du Québec. 161 p.

LEDUC, R. 1995. *Ozone et rétrotrajectoires à Montréal*. Québec, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec, Direction du milieu atmosphérique. 14 p.

LEDUC, R. ET GAGNON, C. 1992. La pollution par l'ozone au Québec. *Pollution Atmosphérique* (octobre-décembre) : 93-111.

- LEDUC, R. ET GAGNON, C. 1993. Pollution par l'ozone au Québec en 1992 dans *Conférence nationale conjointe de la Société Canadienne de Génie Civil - American Society for Civil Engineering sur le Génie environnemental*. Montréal, juillet, SCGC : 65-73.
- MANAHAN, S. E. 1992. *Toxicological Chemistry*. Boca Raton, Ann Arbor, London et Tokyo, Lewis Publishers Inc. 449 p.
- MANITOBA ENVIRONMENT. 1990. *Atmospheric greenhouse gases emission inventory for Manitoba (non-energy sources) - 1990*. Report no 94-04.
- MARKLUND, S. ET AL. 1990. Emissions of PCDDs and PCDFs in gasoline and diesel fuelled cars. *Chemosphere*, 20(5): 553-61.
- MAUDERLY, J. L. 1992. Diesel Exhaust dans *Environmental Toxicants: Human Exposures and Their Health Effects*. M. Lippman, pp. 119-162.
- McKENDRY, I.G. 1993. Ground-level Ozone in Montréal, Canada *Atmospheric Environment*, 27B (1) : 93-103.
- MÉDINA, S. ET QUÉNEL, P. 1993. *Pollution atmosphérique et Santé dans les grandes Métropoles: Rapport technique*. Paris, Observatoire régional de santé d'Île-de-France. 327 p.
- MICST (ministère de l'Industrie, du Commerce, de la Science et de la Technologie). 1997. *Profil économique de la région du Grand Montréal. Édition 1997*. Montréal, Direction de l'analyse des PME et des régions, Direction générale de l'analyse économique. 83 p.
- MINISTÈRE DE LA MÉTROPOLE. 1996. *Oser la métropole*. Montréal, Direction des affaires publiques et institutionnelles. 10 p.
- MRN (ministère des Ressources naturelles). 1996. *L'énergie au Québec*. Québec. Les Publications du Québec, 116 p.
- MTQ (ministère des Transports du Québec). 1994. *Outil d'évaluation des impacts de scénarios de transports sur les émissions polluantes - Analyse de sensibilité - Phase Mobile 5C. Document technique: MTQ-DGTP-DCRIT*. Montréal, Direction générale de la planification et de la technologie, ministère des Transports du Québec, Service de la modélisation de données. 29 p.
- MTQ (ministère des Transports du Québec). 1995. *Vers un plan de transport pour la région de Montréal. Phase 1 : Choisir - Diagnostic et orientations. Document de référence*. Montréal, Direction régionale de Montréal, 458 p. + annexes.
- OLSON, M.P., BOTTENHEIM, J.W., ET OIKAWA, K.K. 1992. Nitrogen source-receptor matrices and model results for eastern Canada. *Atmospheric Environment*, 26A (13) : 2323-40.
- OPDQ (Office de Planification et de Développement du Québec). 1991. *Bilan socio-économique 1990 : région de Montréal*. Montréal, Direction régionale de Montréal. 124 p.
- POISSANT L. ET KOPRIVNJAK, J.-F. 1996. Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. *Vecteur environnement* (février) : 29-39.
- PRDE (Programme de Recherche et de Développement Énergétique). 1993. *The environmental effects of transportation fuels. Final report*. Ottawa, Gouvernement du Canada. Pagination multiple + appendices.

- RNC (Ressources Naturelles Canada). 1996. *Précis d'information. Enquête nationale sur l'utilisation des véhicules privés*. [En ligne]. Adresse URL: <http://www.nrcan.gc.ca/css/imb/hqlib/9699af.htm> (page consultée le 6 mars 1997).
- RNC (Ressources Naturelles Canada). 1997. *Perspectives énergétiques au Canada 1996-2020*. Ottawa, RNC. 135 p.
- ROGGE, W. F. ET AL. 1993. Sources of Fine Organic Aerosol. 2. Noncatalyst and Catalyst-Equipped Automobiles and Heavy-Duty Diesel Trucks. *Environ. Sci. Technol.*, 27(4) : 636-51.
- ROSE, A.-H. 1973. Automotive Exhaust Emissions dans *Fundamentals of Air Pollution*. New York, Academic Press : 40-80.
- ROSS, M. ET AL. 1995. *Real World Emission from Model Year 1993, 2000 ans 2010 Passengers Cars*.
- ROY, J.-A. 1988. L'approche québécoise en matière de réduction des composés organiques volatils dans 16^e Congrès de l'APCA. Québec, 30 mai 1988, ministère de l'Environnement du Québec. pp. 61-88.
- SAAQ (Société de l'Assurance Automobile du Québec). 1995. *Dossier statistique. Bilan 1994. Accidents, parc automobile, permis de conduire*. Québec, Direction de la planification, Service de la statistique et de l'information corporative. 202 p. + données compilées.
- SAAQ (Société de l'Assurance Automobile du Québec). 1996. *Dossier statistique. Bilan 1995*. Québec, SAAQ. 205 p.
- SAWYER, R. F. 1993. Trends in Auto Emissions and Gasoline Composition. *Environmental Health Perspectives Supplements*, 101(Suppl. 6) : 5-12.
- SMITH, M. 1993. *Les incidences environnementales de l'automobile. Feuillet d'information sur l'état de l'environnement*. Ottawa, Environnement Canada, (N° de cat.: EN1-12/93-IF). 12 p.
- SNC-LAVALIN. 1993. *Étude d'impact sur l'environnement. Centrale de valorisation du biogaz du CTED. Rapport préliminaire*. Société Gazmont.
- SOLOMAN, W.R. 1984. Aerobiology of pollinosis. *The Journal of allergy and clinical immunology*, 74 (4 pt 1) : 449-61.
- SQDM-MLLLM (Sociétés québécoises de Développement de la Main-d'œuvre de Montréal, Laval-Laurentides-Lanaudière et Montérégie). 1996. *Le marché du travail et la problématique du chômage pour la région métropolitaine de recensement de Montréal*. Montréal, Direction de la planification. 52 p.
- SUN, J., BOND, J. ET DAHL, A. 1988. Biological Disposition of Vehicular Airborne Emissions: Particle-Associated Organic Constituents dans *Air Pollution, the Automobile, and Public Health*. Washington, D.C., Health Effects Institute, National Academy Press. pp. 299-322.
- TABLE RONDE DE L'ONTARIO SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'ÉCONOMIE. 1995. *Emission reductions from changes in vehicles and fuels*. Hull, Environnement Canada. Pagination multiple.

TABLE RONDE DE L'ONTARIO SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'ÉCONOMIE. 1995. *Une stratégie de développement durable des transports en Ontario*. Ontario, Table Ronde Nationale sur l'Environnement et l'Économie. 32 p.

TRANSPORTS CANADA ET ENVIRONNEMENT CANADA. 1989. *Un plan visant à déterminer et à évaluer les possibilités de réduire les émissions dans le domaine des transports et au niveau des moteurs industriels et des carburants*. Ottawa, Environnement Canada, Division des systèmes de transport et Transports Canada, Division de l'énergie et de la pollution. 54 p.

US EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1991. *User's Guide to Mobile5*. Washington, USEPA Office of Air and Radiation. Pagination multiple.

US EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1993. *Automobiles and Carbon Monoxide*. [En ligne]. Adresse URL : <http://www.epa.gov/omswww/03-co.htm> (Page consultée le 16 mars 1997).

US EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1995. *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants*. Research Triangle Park, NC, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, (EPA/600/P-93/004aF-cF). Pagination multiple.

WALSH, M.P. 1991. Motor Vehicles and Fuels: The Problem. *EPA Journal* (January/February): 12-4.

WARNECK, P. 1988. *Chemistry of the Natural Atmosphere*. Toronto, Academic Press. 757 p.

WIXTROM, R. N. ET BROWN, S. L. 1992. Individual and Population exposures to gasoline. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2(1) : 23-78.

YAP, D., NING, D.T. ET DONG, W. 1988. An assessment of source contributions to the ozone concentrations in southern Ontario, 1979-1985. *Atmospheric Environment*, 22 (6) : 1161-8.

ZENG, Y. ET HOPKE, P.K. 1994. Comparison of the source locations and seasonal patterns for acidic species in precipitation and ambient particles in southern Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment*, 143 : 245-60.

Chapitre 2- Les indices de qualité de l'atmosphère et évolution dans le temps des polluants mesurés dans la grande région de Montréal

Nous avons estimé au chapitre 1 les émissions atmosphériques de polluants dans la grande région de Montréal de même qu'identifié leurs principales sources anthropiques. Le chapitre suivant présente les indices de qualité de l'air des polluants qui nous intéressent et, d'une certaine façon, reflète l'impact des activités humaines sur la qualité de l'air ambiant de la région. Dans notre étude, il n'a pas été possible d'analyser les concentrations atmosphériques mesurées pour chaque polluant dans la grande région de Montréal et nos analyses portent uniquement sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal (île de Montréal). En contrepartie, nous avons choisi d'effectuer des analyses exhaustives complexes (sélection des indicateurs, établissement des règles de complétude, ajustements des bases de données, identification de divergences, traitement statistique des données...) et de couvrir toute la période pour laquelle des mesures existaient (soit depuis 1977 sur le territoire de la CUM).

2.1 Polluants atmosphériques conventionnels mesurés dans l'air ambiant

Par Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Cette section présente les tendances 1977-1996 des indices de qualité de l'air ambiant pour les polluants atmosphériques usuellement mesurés par les stations d'échantillonnage de la CUM. Les tendances relatives aux COV et aux HAP sont présentées au chapitre 4 aux sections traitant de leurs effets potentiels à la santé (sections 4.3 et 4.4). De même, les tendances se rapportant aux polluants atmosphériques responsables de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone, qui sont mesurés dans l'atmosphère, sont abordées à la section 2.2.

2.1.1 Les stations d'échantillonnage et les polluants mesurés

Le Service de l'environnement de la Communauté urbaine de Montréal opère un réseau d'échantillonnage de l'air ambiant sur l'île de Montréal. Ce réseau comprend actuellement 17 stations en opération (carte 3), distribuées sur l'ensemble du territoire d'est en ouest (CUM, 1996).

Douze de ces 17 stations mesurent des polluants solides et/ou gazeux (particules totales en suspension ou TSP, particules fines de $10\ \mu\text{m}$ ou PM_{10} , sulfates (SO_4^{2-}), nitrates (NO_3^-), plomb (Pb), manganèse (Mn), dioxyde de soufre (SO_2), monoxyde de carbone (CO), dioxyde d'azote (NO_2), monoxyde d'azote (NO), ozone (O_3), hydrogène sulfuré (H_2S), indice de souillure ou «coefficient of Haze» (COH), tandis que 5 d'entre elles ne mesurent que le pollen d'herbe à poux (les stations 50, 59, 78, 81 et 97).

Les polluants gazeux ainsi que l'indice de souillure (COH) sont mesurés en continu toutes les quatre minutes (MEF, 1992) et sont ensuite compilés pour produire des données horaires puis journalières et annuelles. Quant aux polluants «solides» ou de nature particulaire, ils sont dans la

majorité des cas mesurés pendant 24 heures tous les 6 jours. On notera néanmoins l'introduction en 1996 d'un échantillonneur en continu pour les PM_{10} au poste 28 (de type TEOM).

Dans la suite de cette section seuls les polluants suivants retiendront notre attention : dioxyde de soufre (SO_2), monoxyde de carbone (CO), dioxyde d'azote (NO_2), monoxyde d'azote (NO) et ozone (O_3) et enfin les particules totales en suspension ou TSP, particules fines $10\ \mu m$ ou PM_{10} . Le pollen de l'herbe à poux est traité séparément au point 2.1.6.

2.1.2 Les indicateurs de qualité de l'air

2.1.2.1 Indicateurs conventionnels et règle de validation

Différents indicateurs statistiques conventionnels sont susceptibles d'être utilisés afin de caractériser les distributions des concentrations environnementales des différents polluants. Parmi les plus fréquents (Gilbert, 1987):

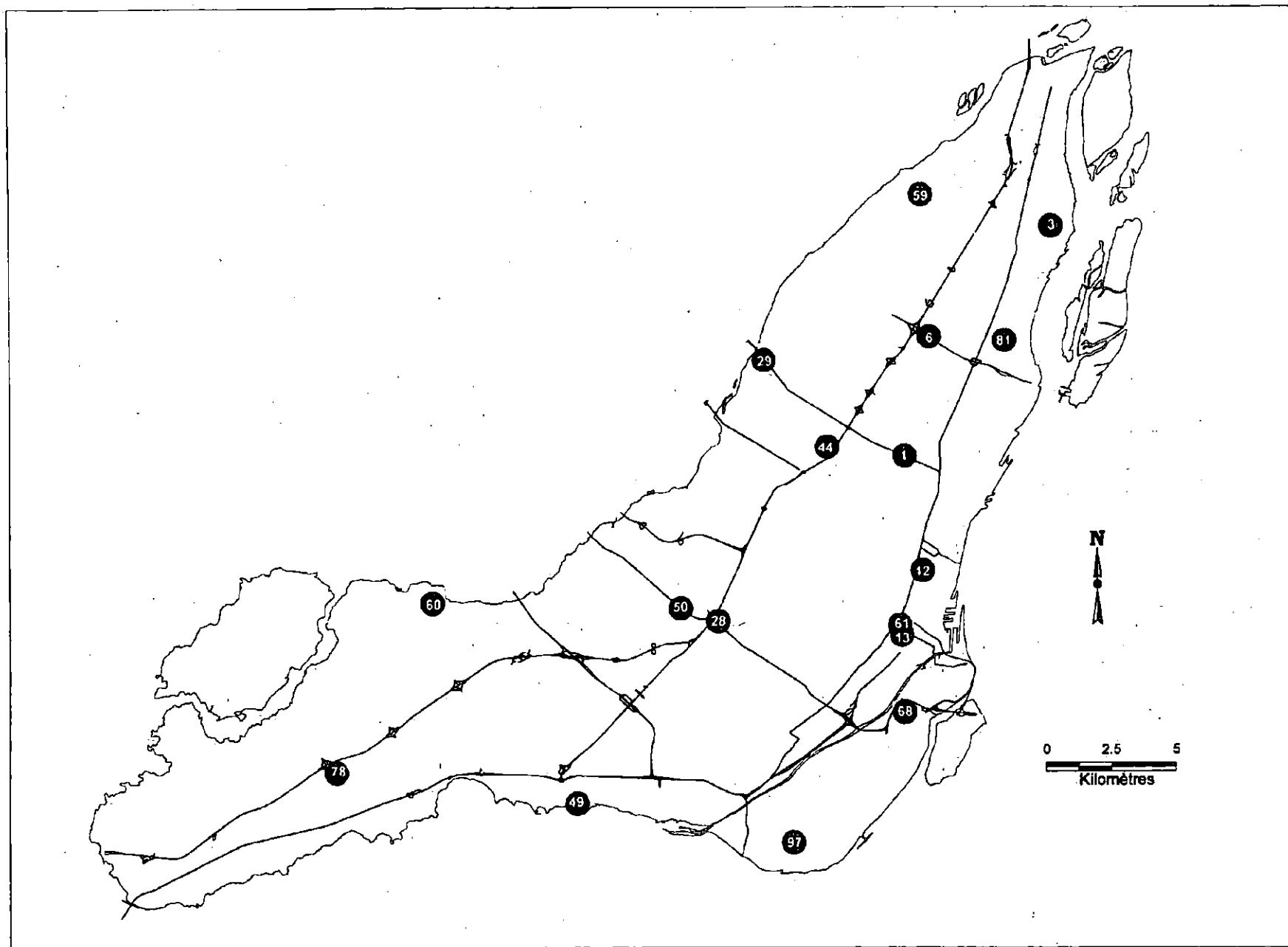
- la moyenne arithmétique de l'ensemble des concentrations horaires d'un même polluant (qui conduit à la concentration moyenne annuelle);
- le maximum horaire;
- la moyenne arithmétique des concentrations horaires d'une même journée (qui conduit à la concentration moyenne journalière);
- le maximum journalier et
- différents centiles ($50^{ième}$, $70^{ième}$, $90^{ième}$, $95^{ième}$ ou autres), reflet de l'allure de la distribution des concentrations horaires ou journalières.

L'utilisation d'une moyenne arithmétique comme indicateur suppose que la distribution sous-jacente soit normale. Or, force est de constater que pour de nombreux polluants, les concentrations sont log-normales. Et dans une telle situation, l'indicateur le plus approprié devrait être une moyenne géométrique.

De plus, les appareils de mesure présentent pour la plupart des limites de détection. Le plus souvent, lorsque la concentration relevée est inférieure ou égale à cette limite de détection, les concentrations correspondantes sont annulées (égales à 0). L'impact de l'annulation de ces valeurs dans une moyenne arithmétique sera un biais systématique à la baisse, tandis que l'impact de la «non prise en considération» de ces valeurs sera un biais systématique à la hausse. Il existe des méthodes, plus ou moins complexes applicables dans ce cas et qui permettent l'obtention d'estimateurs non biaisés. La complexité dans l'univers des concentrations environnementales réside dans la quantité de données à analyser et à tester pour déterminer les distributions sous-jacentes.

Dans notre rapport, nous avons sélectionné pour analyse et interprétation des indicateurs parmi ceux les plus classiquement utilisés (cf. liste précédente), soit : la concentration moyenne annuelle et le maximum horaire.

Carte 3. Réseau d'échantillonnage de l'air ambiant sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal, 1996



2.1.2.2 Moyennes mobiles

Contrairement au milieu professionnel où les travailleurs sont exposés sur des fenêtres de temps d'une durée fixe (soit 7h ou 8h), en environnement les concentrations ont cours 24h sur 24, 365 jours par an. Or, par définition, une norme se doit d'être vérifiée en tout temps. Ainsi, si pour le polluant x une norme 8h existe, cette norme établie sur 8h devra être vérifiée tant pour la fenêtre 0h-8h, que pour la fenêtre 1h-9h de même que pour la fenêtre 16h-24h d'une même journée et la fenêtre 17h-1h de la journée suivante. D'où le concept de moyenne mobile 8h ou 24h, introduit en 1993 dans les rapports annuels de la CUM et qu'expliquent les schémas 1 et 2 respectivement.

Les données mobiles peuvent donc chevaucher deux journées consécutives. Ainsi, pour une année d'observations : i) il y aura autant de données mobiles 24 heures que de données horaires (exceptées les 23 premières heures de l'année si l'année précédente n'a pas été considérée), soit un total attendu de 8737 données mobiles 24h; ii) il y aura autant de données mobiles 8 heures que de données horaires (exceptées les 7 premières heures de l'année si l'année précédente n'a pas été considérée), soit un total attendu de 8753 données mobiles 8h.

Ce concept étant plus pertinent d'un point de vue exposition des populations, il sera à la base des analyses relatives aux concentrations moyennes journalières et aux maxima journaliers (8h ou 24h selon le polluant considéré) que nous allons étudier dans la suite de ce chapitre.

2.1.2.3 Limites de validité des données

Nous n'aborderons pas ici le problème relié aux procédures de contrôle de qualité qui doivent se retrouver tant au niveau du laboratoire, que du terrain ou encore de l'archivage et du traitement statistique des données. Incontournables, de telles procédures doivent être mises en place pour assurer la qualité des données qui seront utilisées ensuite dans d'autres études (épidémiologie, optimisation du réseau d'échantillonnage, etc.), mais aussi pour la comparabilité des résultats entre villes, entre provinces, entre pays et organismes.

D'autres règles, dites de complétude, sont cependant appliquées sur les séries de données recueillies. Ainsi, certains considèrent qu'une moyenne arithmétique journalière fixe ne pourra être retenue que si au moins 50% des données horaires qui la constitue sont valides (non manquantes), et qu'une moyenne mobile ne pourra être retenue que si au moins 75% des données horaires qui la constitue sont valides (MEF, 1992 ; CUM, 1996). Les données horaires étant elles-mêmes issues de données recueillies toutes les quatre minutes, une donnée horaire sera considérée valide si les $\frac{2}{3}$ (CUM) ou les $\frac{3}{4}$ (MEF) des données qui la constitue sont valides (MEF, 1992).

Schéma 1 : Données mobiles 8 heures

Ce schéma indique, à titre d'illustration, avec quelles heures sont calculées les mobiles 8 heures #1 à #3, et #22. On remarquera le chevauchement entre deux journées consécutives.

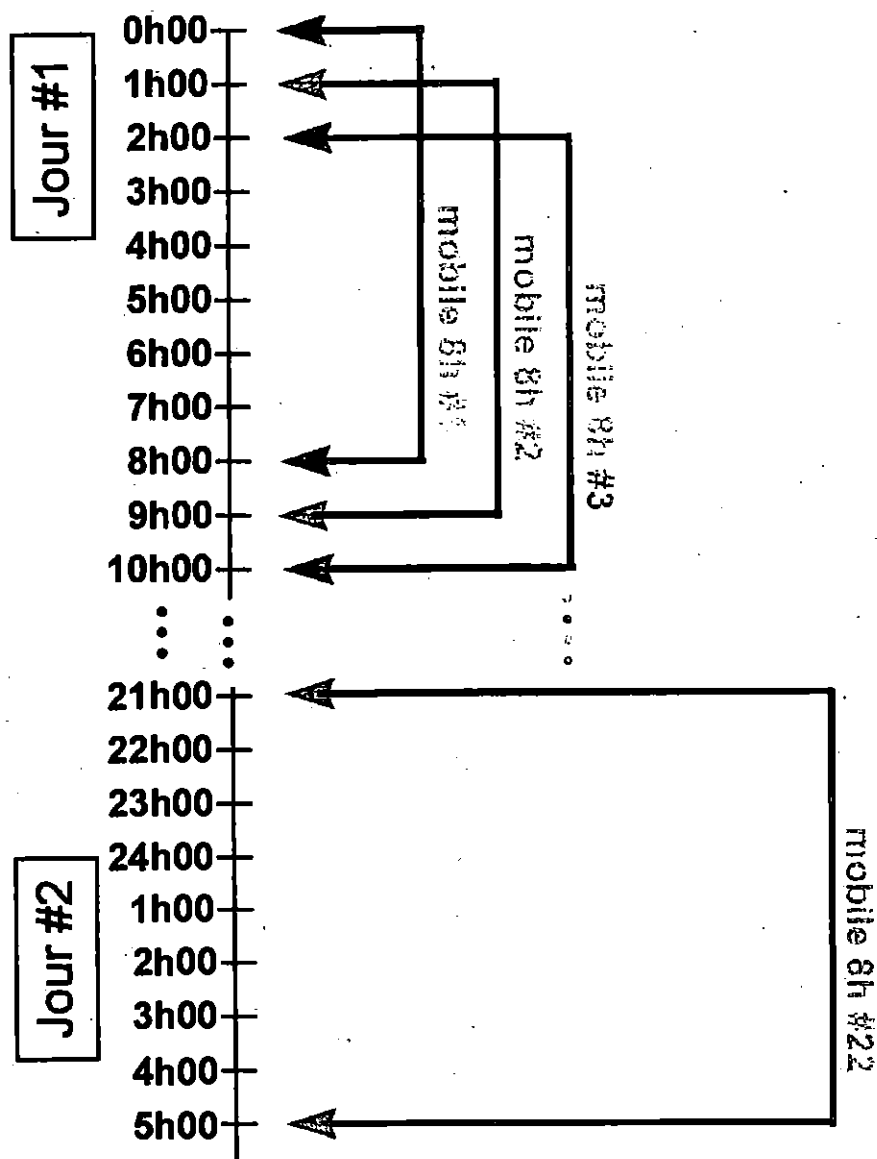
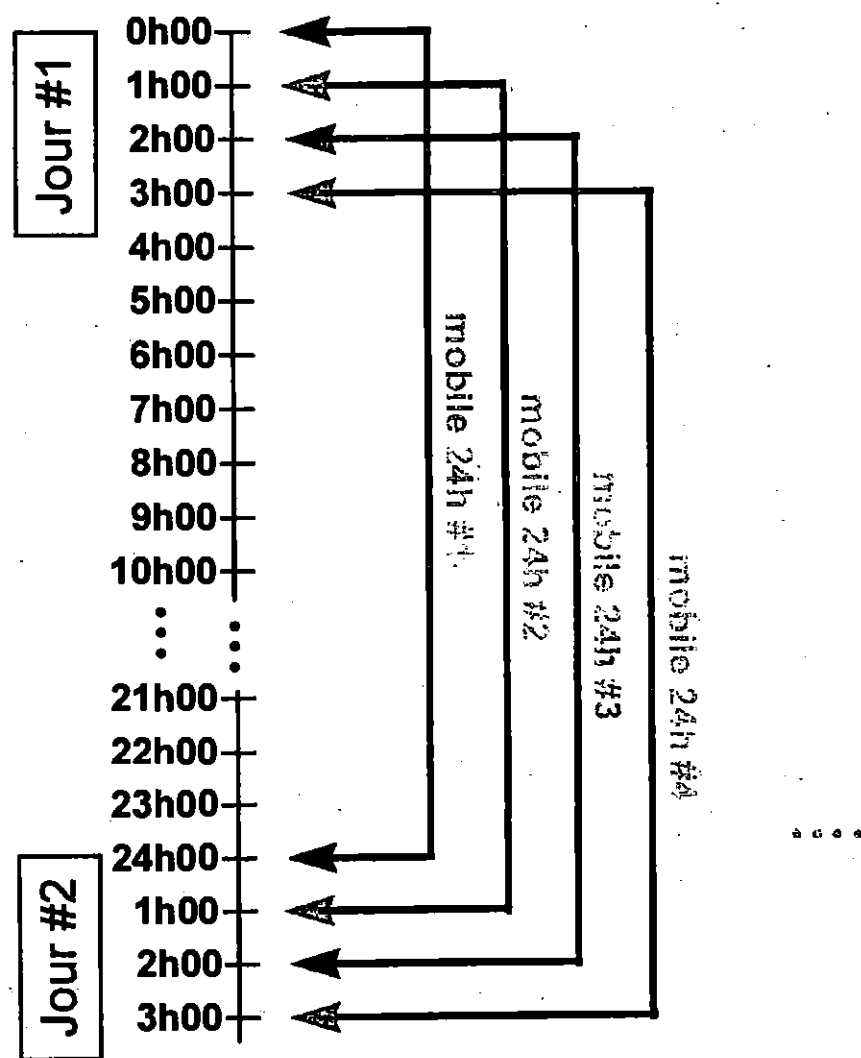


Schéma 2 : Données mobiles 24 heures

Ce schéma indique, à titre d'illustration, avec quelles heures sont calculées les mobiles 24 heures #1 à #4. On remarquera le chevauchement entre deux journées consécutives.



De telles règles se doivent d'être explicitées clairement étant donné leur variabilité potentielle d'un organisme à un autre, et ce toujours pour des raisons de comparabilité et de reproductibilité des résultats. C'est pour ces raisons que dans les analyses effectuées pour ce rapport et en vue d'être comparable avec la CUM, les mêmes règles de complétude ont été appliquées pour les données journalières, mobiles ou non, ainsi que pour les données annuelles.

2.1.3 Évolution des normes relatives à la qualité de l'air ambiant

Les tableaux suivants rassemblent les normes promulguées par différents organismes officiels. À noter que pour certains organismes, tels l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), ce sont des critères qui sont établis et non pas des normes⁵⁶. Cette distinction n'est pas faite dans notre texte et seul le terme «normes» est utilisé. Ainsi, dans certains cas bien que le terme «normes» apparaisse, il s'agit en réalité de «critères».

Pour certains de ces organismes, nous avons pu effectuer l'historique de l'évolution des normes depuis 1970. Il est entendu que ces normes ont évolué, et continueront d'évoluer, avec l'état des connaissances.

2.1.3.1 Normes relatives au dioxyde de soufre (SO₂)

Le tableau 2.1 suivant rassemble les normes horaires, journalières (24 heures) et annuelles du dioxyde de soufre, promulguées par la CUM (CUM, 1975 ; CUM, 1982 ; CUM, 1996), le MEF (MEF, 1997; Gouvernement du Québec, 1996), Environnement Canada (EC) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (WHO, 1979; WHO, 1987; WHO, 1997). Ces normes sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et en ppb.

En ce qui concerne les normes horaires, on constate que la norme OMS promulguée en 1987 est la plus sévère de toutes avec un niveau de $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Elle est près de 4 fois inférieure à celle de la CUM et du MEF et de 2,5 fois inférieure à celle d'Environnement Canada promulguée en 1974 (CUM, 1975).

⁵⁶ À noter qu'une norme a une valeur légale et tient en compte une série de paramètres (économiques, faisabilité technique, etc.) alors qu'un critère ne considère qu'un aspect (sanitaire, écologique ou autre)

TABLEAU 2.1 Normes du dioxyde de soufre (SO₂)

Organisme	Période de validité	Normes*			
		1 heure		24 heures	annuelle
CUM	1969-1980	--	--	260 (100)	52 (20)
	1981-1996	1300	(500)	260 (100)	52 (20)
MEF	1979-1996	1310	(500)	288 (110)	52 (20)
EC	1974-1996	900	(344)	300 (115)	60 (23)
OMS	1979-1986	--	--	100-150 (38-58)	40-60 (15-23)
	1987-1996	350	(134)	125 (48)	50 (19)

* Valeurs exprimées en µg/m³ (ppb)

En ce qui concerne la norme 24 heures, là aussi la norme de l'OMS est près de deux fois plus sévère que celle de la CUM, du MEF ou de EC. Par contre, la norme annuelle semble être très homogène entre ces différents organismes.

2.1.3.2 Normes relatives au monoxyde de carbone (CO)

Le tableau 2.2 suivant rassemble les normes horaires, journalières (24 heures) et annuelles du monoxyde de carbone, promulguées par la CUM (CUM, 1975 ; CUM, 1996), le MEF (MEF, 1997; Gouvernement du Québec, 1996), Environnement Canada (EC) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (OMS, 1981; WHO, 1987; WHO, 1997). Ces normes sont exprimées en mg/m³ et en ppm.

TABLEAU 2.2 Normes du monoxyde de carbone (CO)

Organisme	Période de validité	Normes*			
		1 heure		8 heures	annuelle
CUM	1969-1996	35	(30)	15 (13)	-- --
MEF	1979-1996	34	(30)	15 (13)	-- --
EC	1974-1996	35	(30)	15 (13)	
OMS	1987-1996	30	(25)	10 (10)	-- --

* : valeurs exprimées en mg/m³ (ppm)

Sur ce tableau, on peut constater que là encore la norme de l'OMS est plus sévère que celle de la CUM, du MEF ou de EC dont les normes horaires et 8 heures dans ce cas sont égales.

2.1.3.3 Normes relatives au dioxyde d'azote (NO₂)

Le tableau 2.3 suivant rassemble les normes horaires, journalières (24 heures) et annuelles du dioxyde d'azote, promulguées par la CUM (CUM, 1975; CUM, 1996), le MEF (MEF, 1997; Gouvernement du Québec, 1996), Environnement Canada (EC) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (OMS, 1978; WHO, 1987; WHO, 1997). Ces normes sont exprimées en µg/m³ et en ppb.

TABLEAU 2.3 Normes du dioxyde d'azote (NO₂)

Organisme	Période de validité	Normes*					
		1 heure		24 heures		annuelle	
CUM	1969-1996	400	(213)	200	(106)	100	(53)
MEF	1979-1996	414	(220)	207	(110)	103	(55)
EC	1974-1996	400	(213)	200	(106)	100	(53)
OMS	1981-1986	190-320	(100-170)	--	--	--	--
	1987-1995	400	(213)	150	(80)	--	--
	1996	200	(106)	--	--	40-50	(21-27)

* : valeurs exprimées en µg/m³ (ppb)

Initialement, la norme horaire de l'OMS s'avérait être plus sévère que celles promulguées par la CUM, le MEF et EC. Entre 1987 et 1995, cette norme horaire est devenue égale à celles des trois autres organismes dont les normes figurent au tableau 2.3, pour redevenir 2 fois moindre en 1996. En ce qui concerne la norme journalière (24 heures), CUM, MEF et EC sont comparables, tandis que l'OMS est de 25% inférieure. La norme annuelle est également identique entre ces trois organismes mais de 50% moindre pour l'OMS. Il est à noter que la dernière révision des normes de l'OMS a amené cet organisme à ne plus promulguer de norme journalière pour le dioxyde d'azote.

2.1.3.4 Normes relatives au monoxyde d'azote (NO)

Parmi les quatre organismes présents dans le tableau 2.4, seule la CUM a promulgué une norme horaire pour le monoxyde d'azote. Cette norme semble être en vigueur depuis 1981 (CUM, 1982). On remarquera qu'aucune autre norme n'est disponible pour ce composé.

TABLEAU 2.4 Normes du monoxyde d'azote (NO)

Organisme	Période de validité	Normes*			
		1 heure		24 heures	annuelle
CUM	1969-1980	--	--	--	--
	1981-1996	1300	(1000)	--	--
MEF	1979-1996	--	--	--	--
EC	1974-1996	--	--	--	--
OMS	1981-1997	--	--	--	--

* : valeurs exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ppb)

2.1.3.5 Normes relatives à l'ozone (O_3)

Le tableau 2.5 suivant rassemble les normes horaires, journalières (24 heures ou 8 heures) et annuelles de l'ozone, promulguées par la CUM (CUM, 1975; CUM, 1996), le MEF (MEF, 1997; Gouvernement du Québec, 1996), Environnement Canada (EC) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (WHO, 1978; WHO, 1987; WHO, 1997). Ces normes sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et en ppb.

TABLEAU 2.5 Normes de l'ozone (O_3)

Organisme	Période de validité	Normes*			
		1 heure		journalière	annuelle
CUM	1969-1996	160	(82)	50 (25)	30 (15)
MEF	1979-1996	157	(80)	--	--
EC	1974-1996	160	(82)	50 (25)	30 (15)
OMS	1978-1986	100 à 200	(51 à 100)	--	--
	1987-1995	150 à 200	(76 à 100)	100 à 120 ^a (50 à 60)	--
	1996	--	--	120 ^a (60)	--

* : valeurs exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ppb)

a : valeur établie sur 8 heures

Jusqu'en 1986, l'OMS ne disposait que d'une norme horaire pour l'ozone, alors que la CUM et Environnement Canada disposait déjà d'une norme journalière (24 heures) et d'une norme annuelle. Le MEF n'a jamais promulgué jusqu'à présent de norme journalière ou annuelle pour l'ozone. Enfin, il est important de noter que les normes OMS journalières promulguées à partir de 1987 sont des normes établies sur 8 heures et non sur 24 heures.

2.1.3.6 Normes relatives aux particules totales en suspension (TSP)

Le tableau 2.6 suivant rassemble les normes journalières (24 heures) et annuelles pour les particules totales en suspension (TSP), promulguées par la CUM (CUM, 1975; CUM, 1982; CUM, 1996), le MEF (MEF, 1997; Gouvernement du Québec, 1996), Environnement Canada (EC) et l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (WHO, 1978; WHO, 1987; WHO, 1997). Ces normes sont exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et dans ce cas seules des normes journalières et annuelles sont susceptibles d'être élaborées étant donné que les mesures en TSP sont effectuées tous les 6 jours pendant 24 heures.

La CUM a été l'un des premiers organismes à promulguer une norme pour les TSP. Si la norme journalière (24 heures) de la CUM a été révisée en 1981 pour devenir identique à celle du MEF, l'OMS et EC promulguaient des normes inférieures de 20% à celle-ci. Notons que l'OMS n'a pas promulgué de nouvelle norme TSP lors de la révision de 1996.

TABEAU 2.6 Normes des particules totales en suspension (TSP)

Organisme	Période de validité	Normes*	
		journalière	annuelle
CUM	1970-1980	250	80
	1981-1996	150	70
MEF	1979-1996	150	70
EC	1974-1996	120	70
OMS	1987-1996	120	--
	1997	--	--

* : valeurs exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

2.1.3.7 Normes relatives aux particules fines $10 \mu\text{m}$ (PM_{10})

Seuls l'US EPA (CUM, 1992; CUM, 1996) et l'OMS ont disposé ou disposent de normes pour les PM_{10} . Notons que l'OMS n'a pas promulgué de norme pour les PM_{10} lors de la révision 1996 indiquant qu'il n'y avait pas de seuil sécuritaire (OMS, 1997).

TABLEAU 2.7 Normes des particules fines 10 µm (PM₁₀)

Organisme	Période de validité	Normes*	
		journalière	annuelle
CUM	1970-1980	--	--
	1981-1996	--	--
MEF	1979-1996	--	--
EC	1974-1996	--	--
US EPA	1990-1995	150	50
OMS	1987-1996	70	--
	1997	--	--

* : valeurs exprimées en µg/m³

2.1.4. Source des données analysées

Les données analysées dans ce rapport sont issues de fichiers informatiques qui nous ont été fournis par la Communauté urbaine de Montréal (CUM).

De multiples ajustements ont néanmoins été effectués à la base de données de la CUM, en collaboration avec M. Claude Gagnon, responsable - Réseau air ambiant, afin d'obtenir des résultats similaires à ceux présentés dans les rapports synthétiques annuels de la Communauté urbaine de Montréal. Certains points n'ont cependant pas pu être fixés. Un rapport de la DSP sera remis sous peu à la CUM concernant les différentes corrections effectuées et celles restant à faire.

2.1.5 Analyse des tendances et faits marquants

Les figures 2.1 à 2.43 permettent d'avoir une vue d'ensemble de l'évolution des concentrations environnementales depuis 1977 (polluants gazeux) ou 1982 (polluants solides) pour les polluants suivants : dioxyde de soufre (SO₂), monoxyde de carbone (CO), dioxyde d'azote (NO₂), monoxyde d'azote (NO), ozone (O₃), particules totales en suspension (TSP), particules fines 10 µm (PM₁₀) et sulfates (SO₄²⁻).

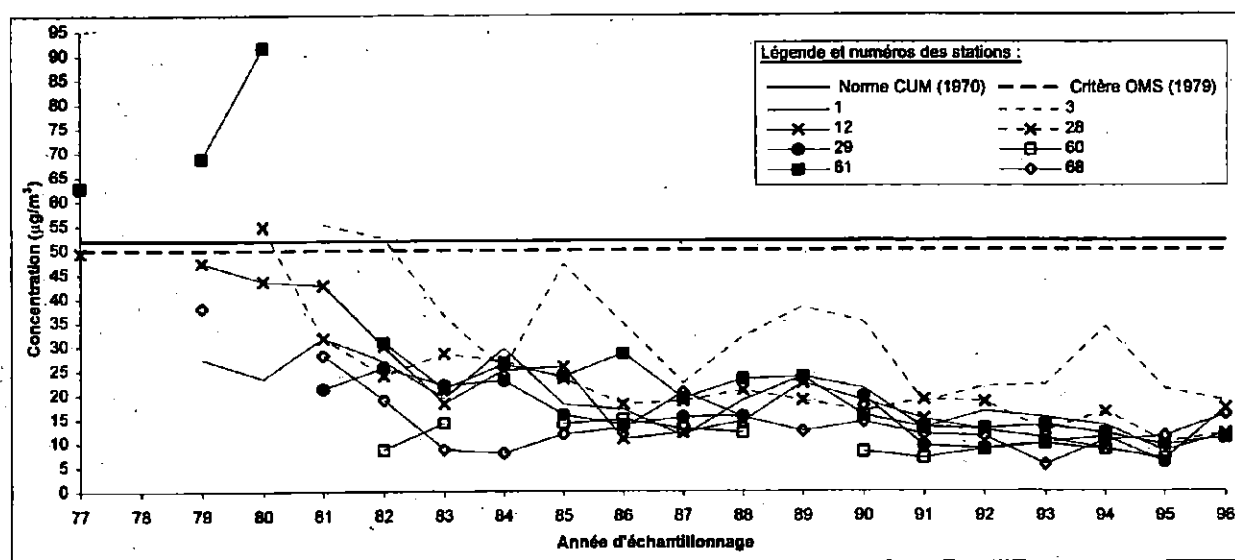
2.1.5.1 Les polluants gazeux

2.1.5.1.1 Le dioxyde de soufre (SO₂)

Les figures 2.1 à 2.6 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), n°60 (Roxboro), 61 (centre-ville, boulevard De Maisonneuve) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

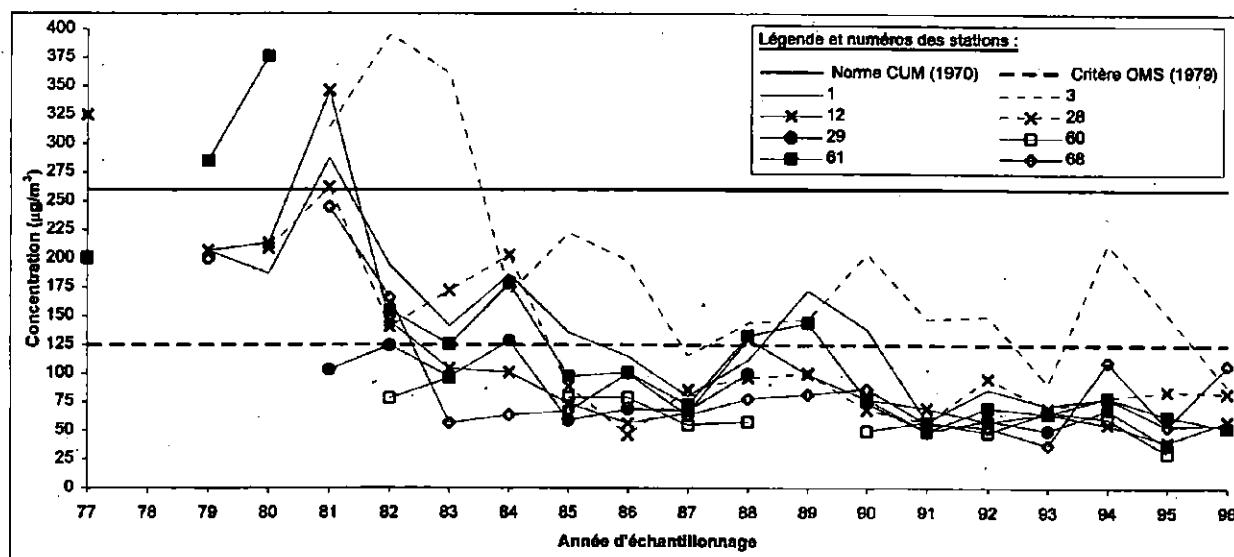
Sur la figure 2.1, est représentée l'évolution des concentrations moyennes annuelles en SO_2 . Les normes annuelles promulguées par l'OMS (ligne horizontale en pointillé) et la CUM (ligne horizontale pleine) sont également représentées. On constate que seuls les postes 3, 28 et 61 ont déjà dépassé ces normes, mais que depuis 1982, aucun dépassement de la norme annuelle n'a été observé. La variabilité inter-station semble également avoir diminué dans le temps, tout comme la tendance des concentrations moyennes annuelles.

FIGURE 2.1 Étude de la concentration moyenne annuelle de SO_2



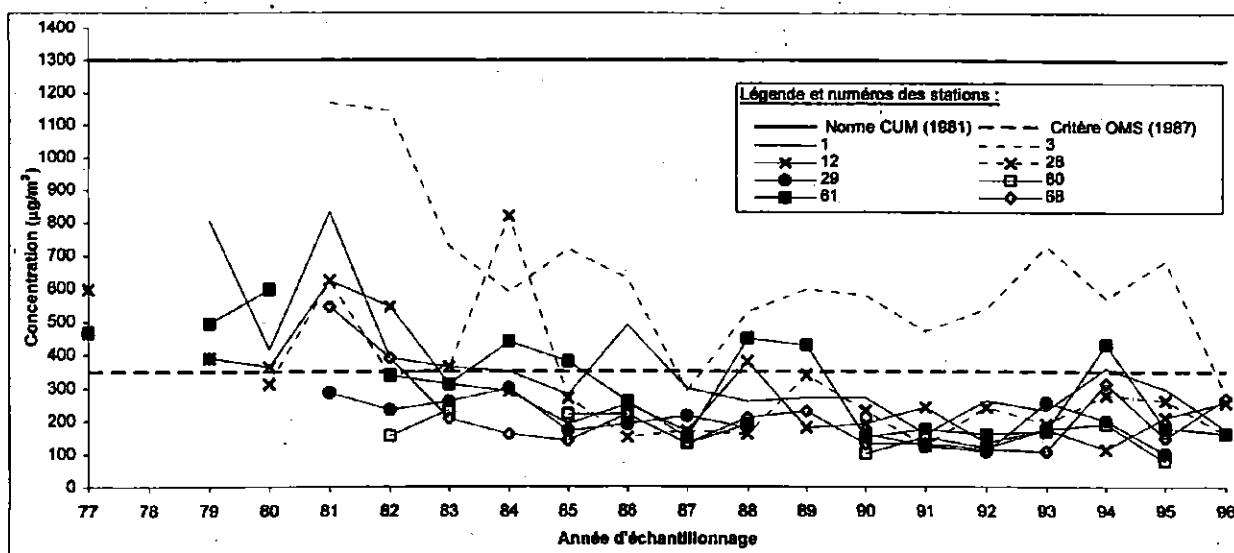
La figure 2.2 présente les concentrations maximales journalières observées (24 heures). Ces concentrations sont issues de données mobiles 24 heures. Là aussi les normes OMS et CUM sont indiquées. On voit que dès 1984 aucun dépassement de la norme CUM n'a été enregistré, tandis qu'à l'occasion la norme OMS est encore dépassée. Néanmoins, les maxima mobiles 24 heures ont une tendance générale à la baisse.

FIGURE 2.2 Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de SO₂



Sur la figure 2.3, sont représentées les concentrations maximales horaires enregistrées. La norme CUM (de 1300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) n'a jamais été dépassée en aucun des postes étudiés sur ce graphique, tandis que la norme OMS (350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) l'est encore à l'occasion surtout au poste 3 (situé dans le secteur des raffineries). Cette dernière observation nous amène d'ailleurs à constater que c'est à ce poste que les concentrations moyennes annuelles et maximales journalières sont les plus élevées (résultats attendus à cause des émissions locales).

FIGURE 2.3 Étude des concentrations maximales 1h de SO₂



Les figures 2.4 et 2.5 de la CUM permettent de «quantifier» les nombres de dépassements des normes horaire et journalière. On observe (figure 2.5) que près de 275 dépassements de la norme 24 heures (mobiles) auraient pu être observés au poste 61 en 1980. Mais à cette époque, le concept de moyenne mobile n'était pas encore introduit.

FIGURE 2.4 Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de SO₂

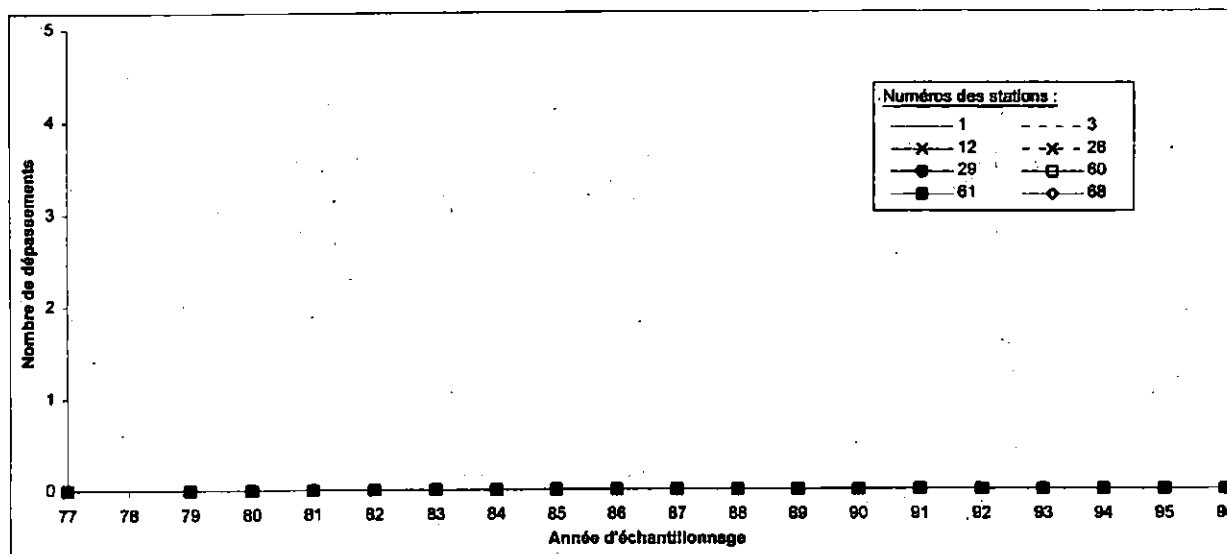
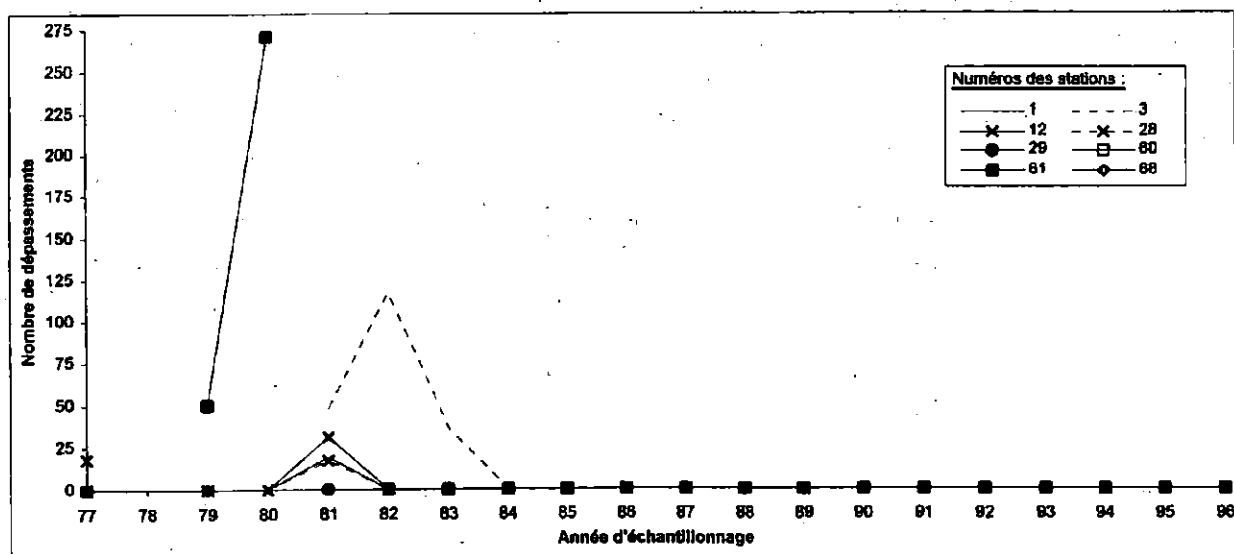
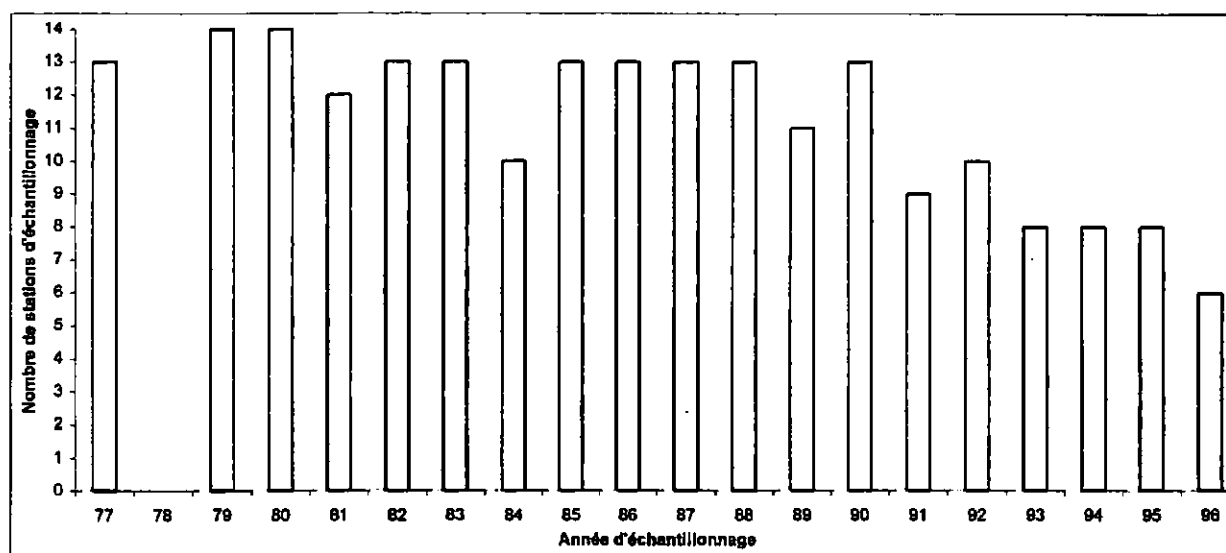


FIGURE 2.5 Étude du nombre de dépassements de la norme 24 h (données mobiles) de SO₂



Quant à la dernière figure (2.6), elle représente l'évolution du nombre de stations échantillonnant le SO₂. Un maximum de 14 stations échantillonnaient le SO₂ en 1979 et 1980, tandis qu'une diminution s'amorçait en 1991-92 avec 9 à 10 postes, pour aboutir à 6 postes en 1996.

FIGURE 2.6 Étude du nombre de postes échantillonnant le SO₂

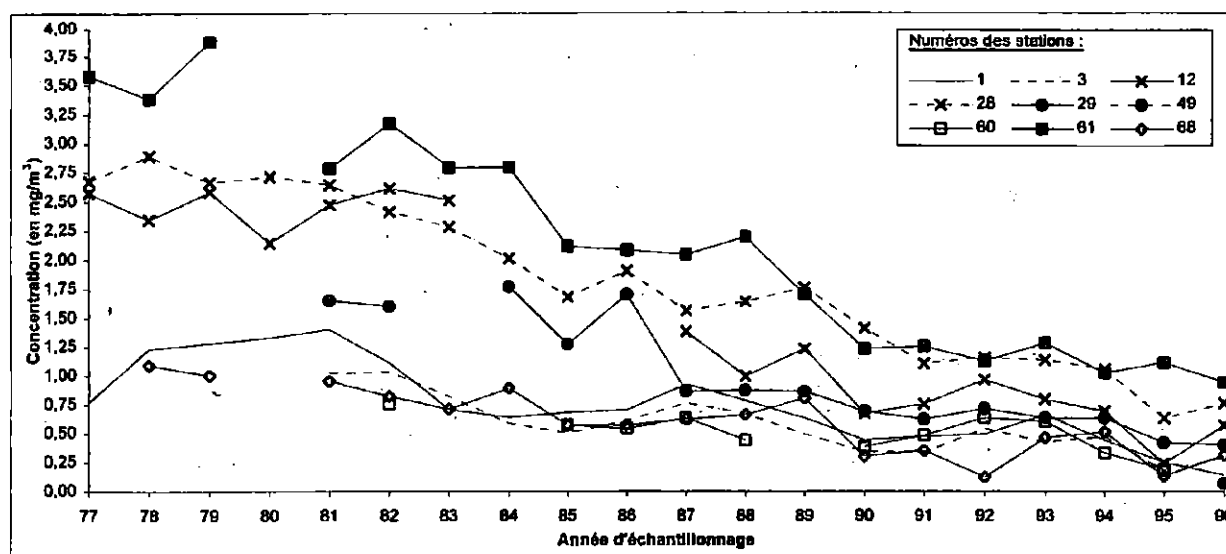


2.1.5.1.2 Le monoxyde de carbone (CO)

Les figures 2.7 à 2.12 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), 49 (Dorval), 60 (Roxboro), 61 (centre-ville, boulevard De Maisonneuve) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

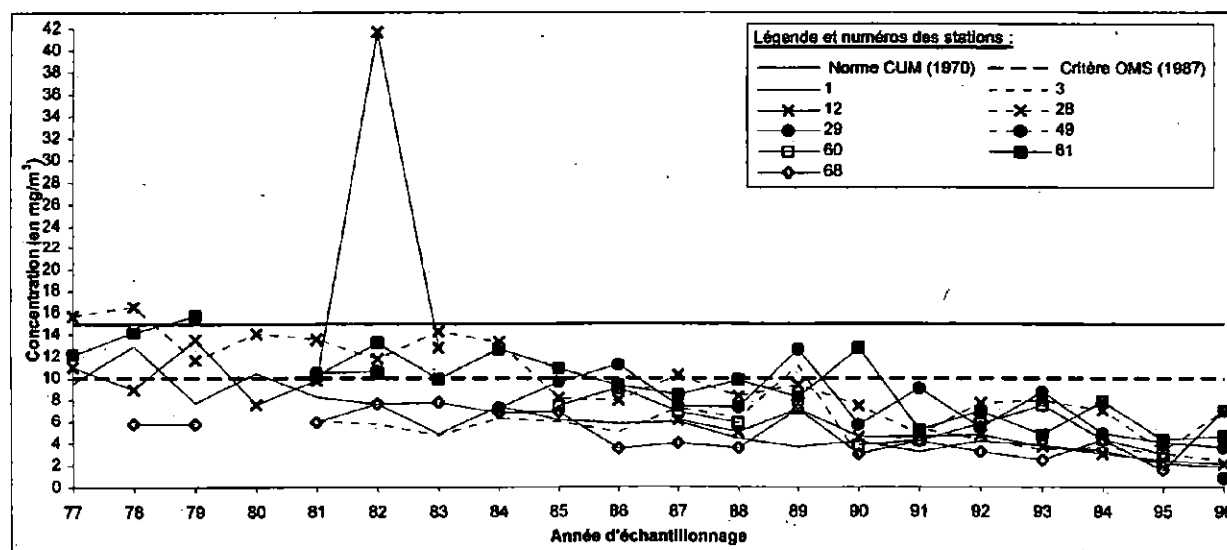
En ce qui concerne la figure 2.7 (concentrations moyennes annuelles), si aucune norme n'est disponible, force est de constater une très nette décroissance pour la majorité des postes étudiés. Comme dans le cas du SO₂, on peut également constater une diminution de la variabilité inter-station avec un écart maximal de quasiment 3 unités en 1977 contre à peine 1 unité en 1996. C'est à la station 61 (centre-ville sur De Maisonneuve) que sont enregistrées les plus fortes concentrations moyennes annuelles.

FIGURE 2.7 Étude de la concentration annuelle de CO



La figure 2.8 présente les concentrations maximales journalières (sur 8 heures). Ces maxima sont issus de données mobiles 8 heures. Les normes CUM et OMS sont représentées. Des dépassements de la norme CUM ont été observés jusqu'en 1982 (poste 12), tandis que des dépassements de la norme OMS ont été observés jusqu'en 1990 (poste 61).

FIGURE 2.8 Étude des concentrations maximales 8h (mobiles) de CO



Sur les figures 2.9 (concentrations maximales horaires) et 2.10 (nombre de dépassements de la norme horaire), on peut constater que si on excepte 1982 pour les postes 12 (avec 5 dépassements) et 61 (avec 1 dépassement), et 1983 pour le poste 28 (avec 4 dépassements), les concentrations maximales horaires enregistrées décroissent et sont nettement inférieures aux normes CUM et OMS.

FIGURE 2.9 Étude des concentrations maximales 1h de CO

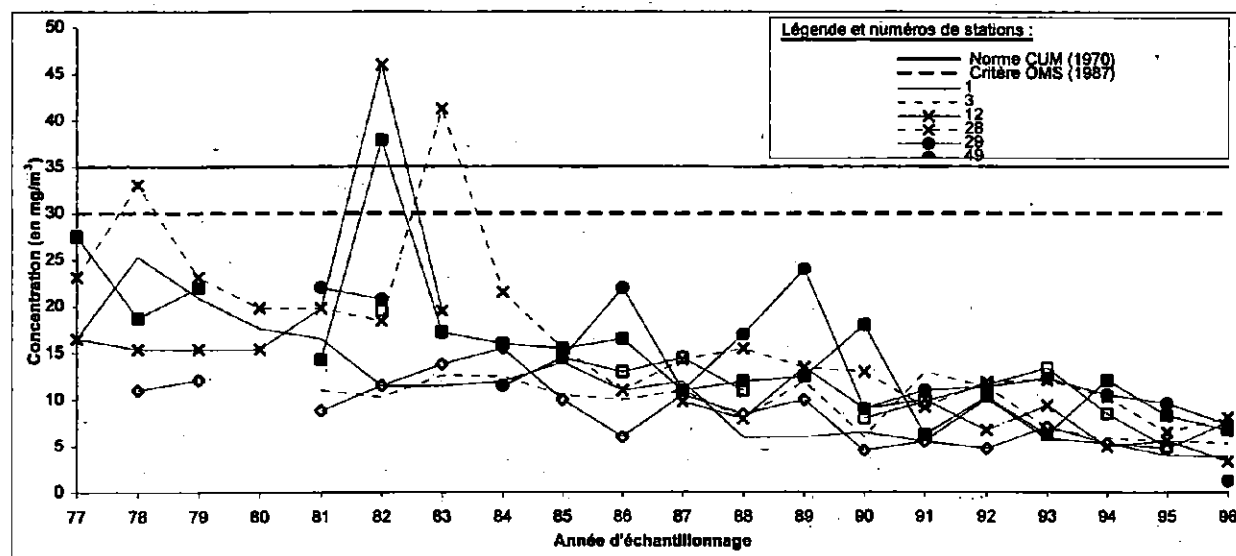
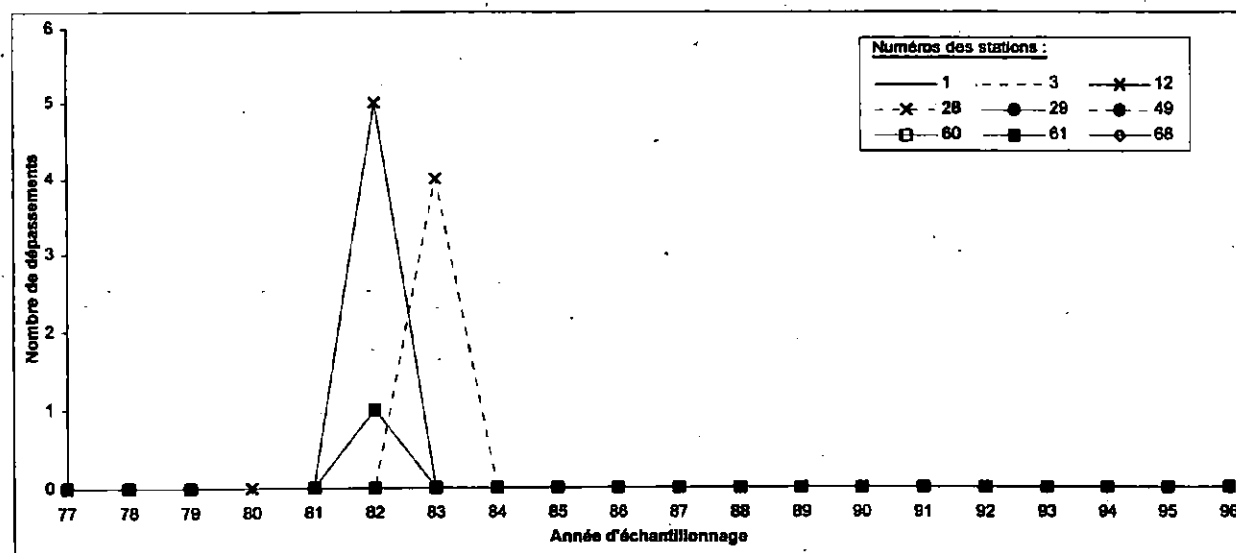
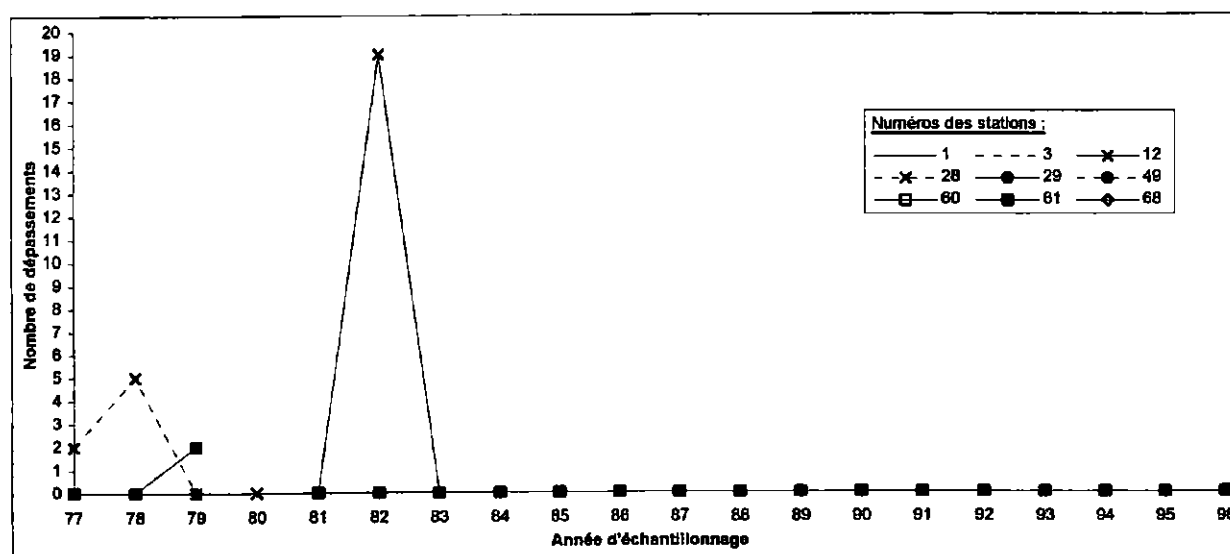


FIGURE 2.10 Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de CO



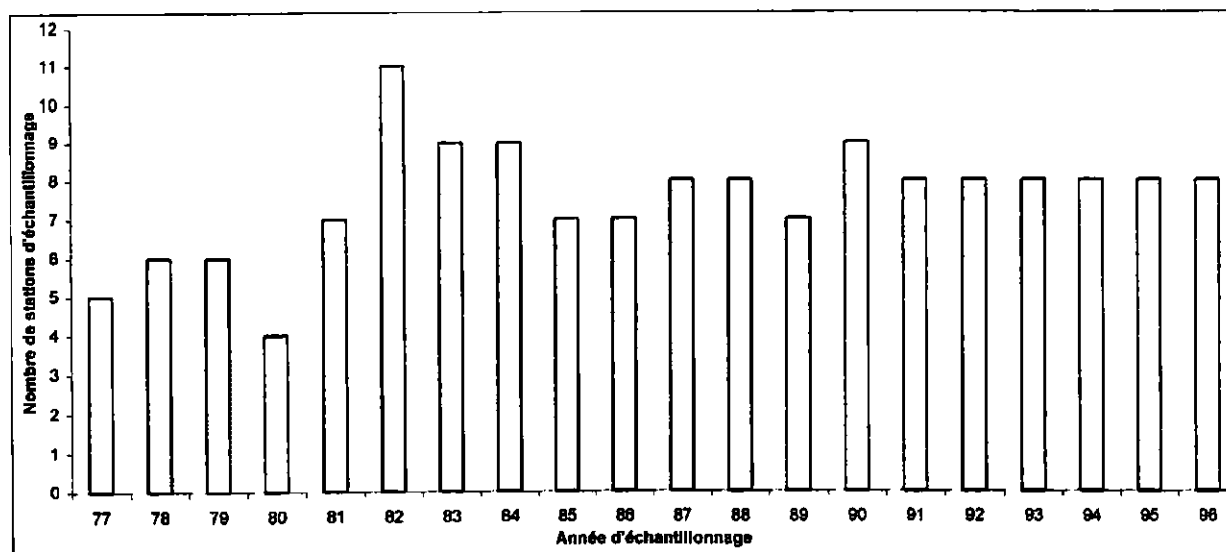
Avec la même réserve émise dans le cas du SO₂ (concept de moyenne mobile pas encore introduit à cette époque), on peut constater un maximum de 19 dépassements de la norme journalière (8h) au poste 12 en 1982 (figure 2.11).

FIGURE 2.11 Étude du nombre de dépassements de la norme 8h (données mobiles) de CO



Sur la figure 2.12, on peut constater que le nombre de stations échantillonnant le CO a varié entre un minimum de 4 en 1980 et un maximum de 11 en 1982, pour se stabiliser à 8 depuis 1991.

FIGURE 2.12 Étude du nombre de postes échantillonnant le CO

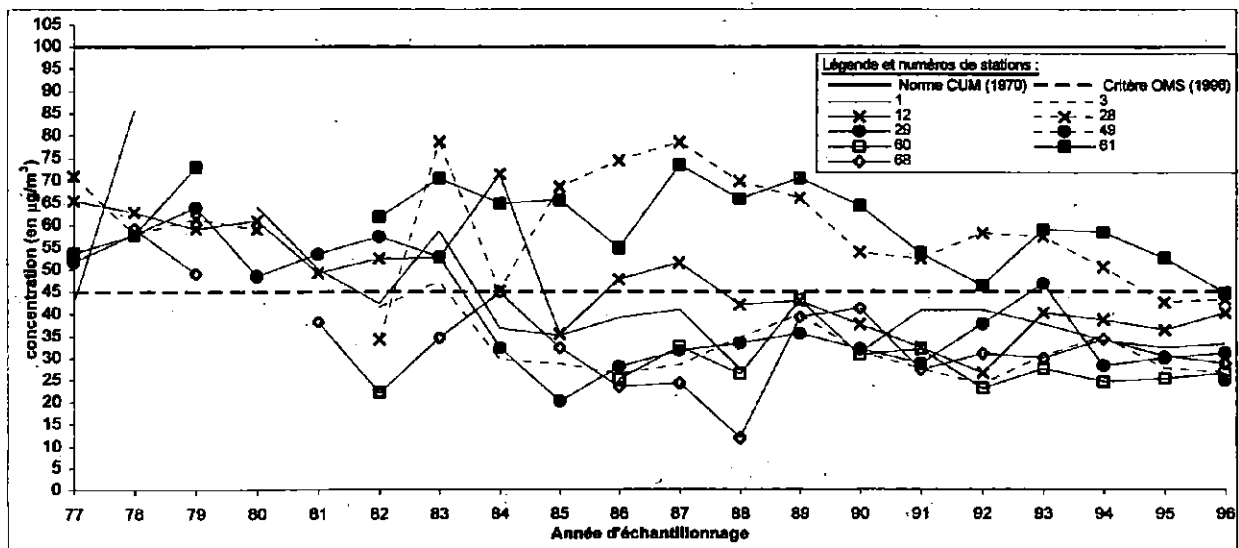


2.1.5.1.3 Le dioxyde d'azote (NO₂)

Les figures 2.13 à 2.18 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), 49 (Dorval), 60 (Roxboro), 61 (centre-ville, boulevard De Maisonneuve) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

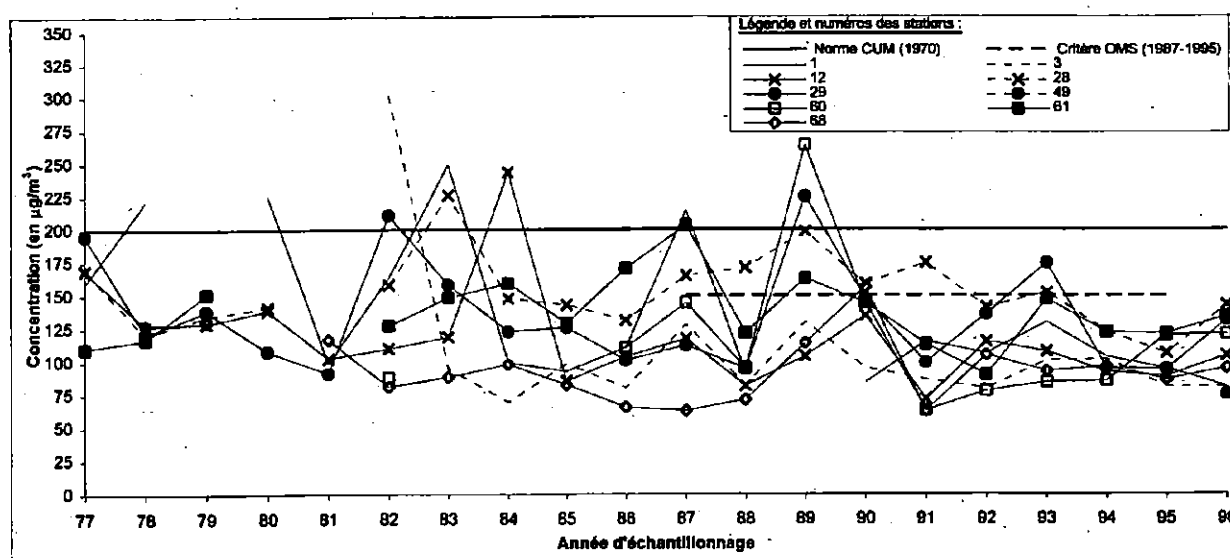
En ce qui concerne la figure 2.13 (concentrations moyennes annuelles) où les normes CUM et OMS figurent, on peut constater qu'en aucun cas la norme CUM de 100 µg/m³ n'a été dépassée, tandis qu'approximativement la moitié des postes dépassent la norme OMS (45 µg/m³) encore aujourd'hui.

FIGURE 2.13 Étude de la concentration moyenne annuelle de NO₂



La figure 2.14 présente les concentrations maximales journalières (sur 24 heures). Ces maxima sont issus de données mobiles 24 heures. Seule la norme CUM est représentée. Des dépassements de cette norme ont été observés jusqu'en 1989 aux postes 28, 29, 60 et 61 (figure 2.17).

FIGURE 2.14 Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de NO₂



Sur les figures 2.15 (concentrations maximales horaires) où figurent les normes CUM et OMS et 2.16 (nombre de dépassements de la norme horaire), on peut constater que si la norme CUM (400 µg/m³) n'a plus été dépassée depuis 1989, la norme OMS (200 µg/m³) est régulièrement dépassée par la moitié des stations étudiées ici.

FIGURE 2.15 Étude des concentrations maximales 1h NO₂

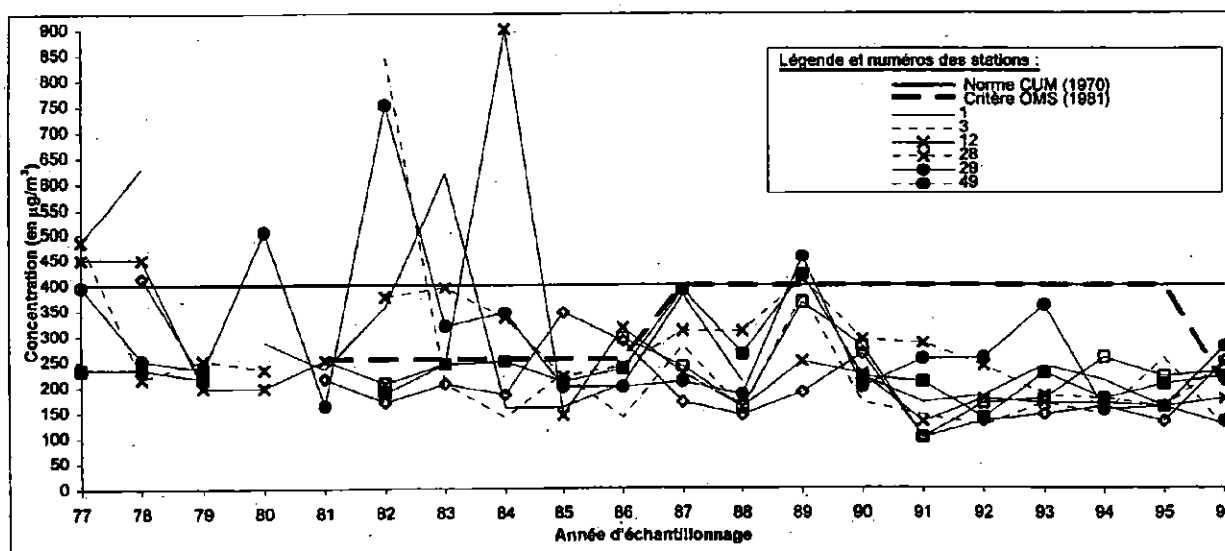


FIGURE 2.16 Étude du nombre de dépassements de la norme de 1h de NO₂

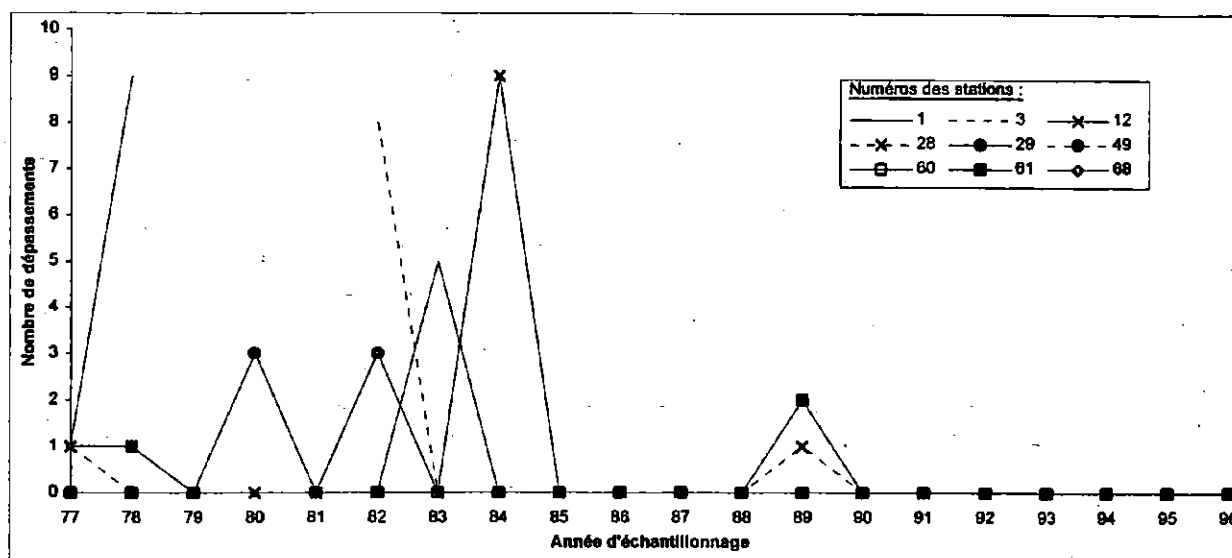
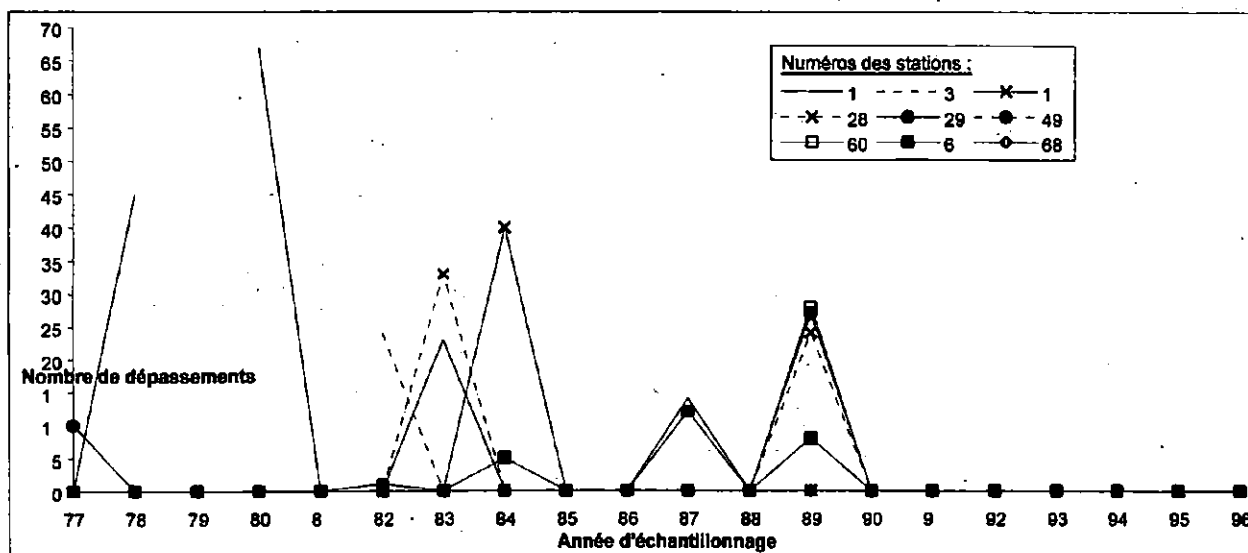
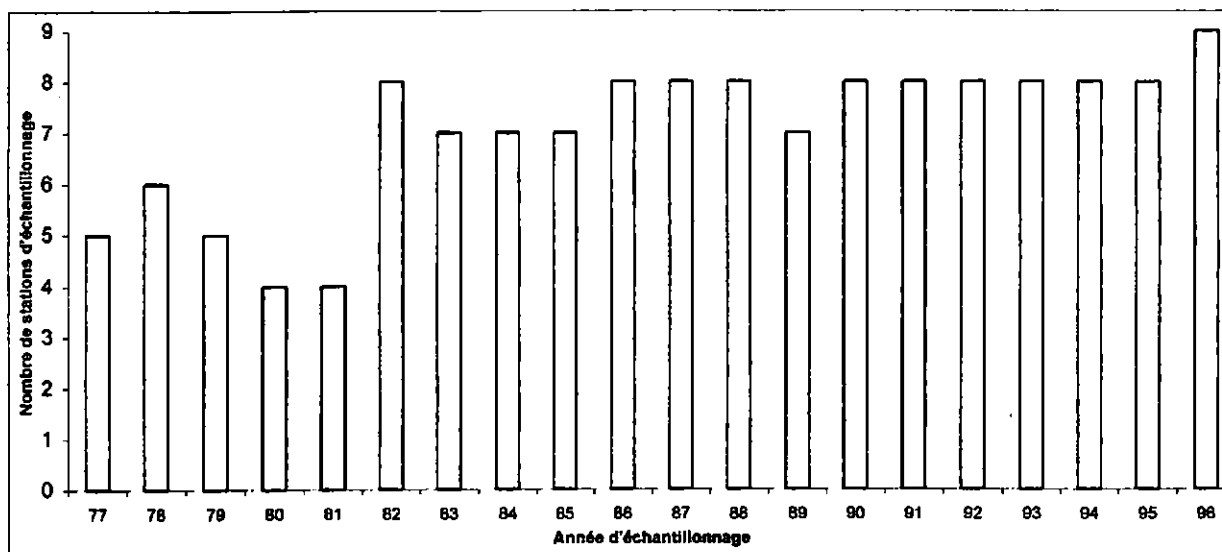


FIGURE 2.17 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h (données mobiles) de NO₂



Notons également que contrairement aux deux polluants précédents (SO₂ et CO), la tendance de l'évolution des concentrations environnementales en NO₂ semble relativement stable depuis 1977. Enfin, telle que l'indique la figure 2.18, le nombre de postes échantillonnant le NO₂ est demeuré assez stable (avec une augmentation entre 1981 et 1982) et atteint un maximum de 9 postes en 1996.

FIGURE 2.18 Étude du nombre de postes échantillonnant le NO₂



2.1.5.1.4 Le monoxyde d'azote (NO)

Les figures 2.19 à 2.23 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), 60 (Roxboro), 61 (centre-ville, boulevard De Maisonneuve) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

Les concentrations moyennes annuelles (figure 2.19) semblent diminuer et la variabilité inter-station semble plutôt stable. Malgré des fluctuations importantes, tant les concentrations maximales journalières (24 heures) issues de données mobiles que les concentrations maximales horaires apparaissent assez stables dans le temps.

FIGURE 2.19 Étude de la concentration moyenne annuelle de NO

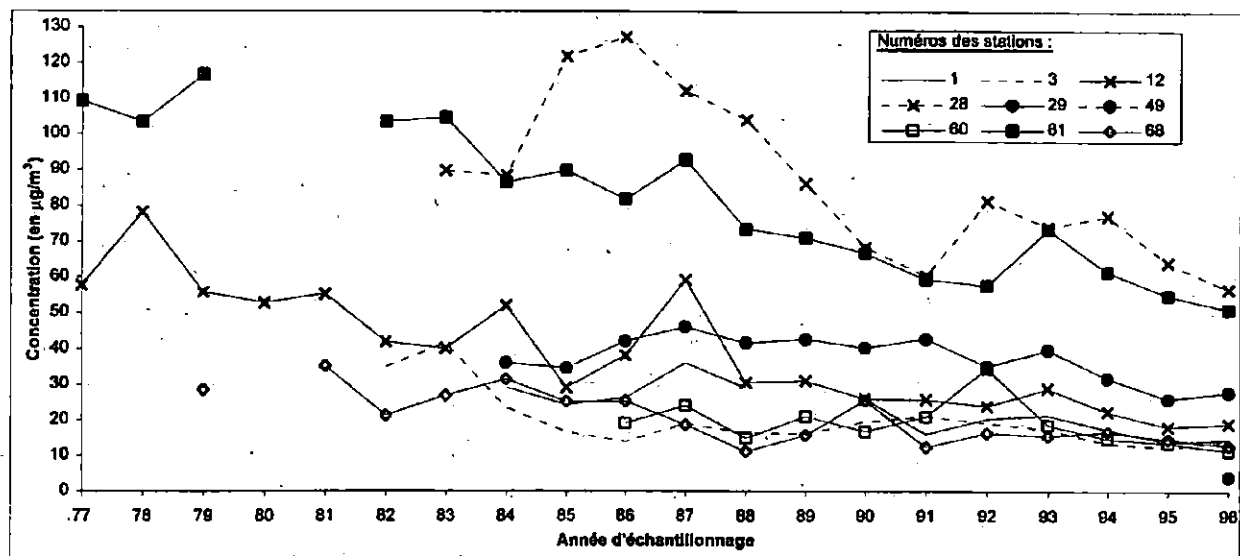


FIGURE 2.20 Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de NO

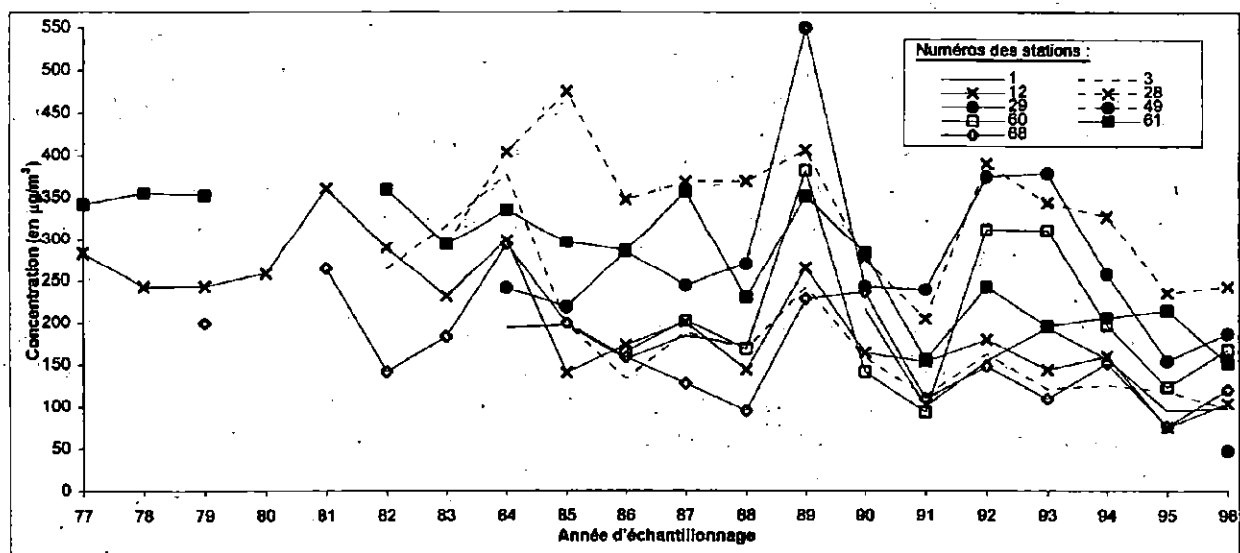


FIGURE 2.21 Étude des concentrations maximales 1h de NO

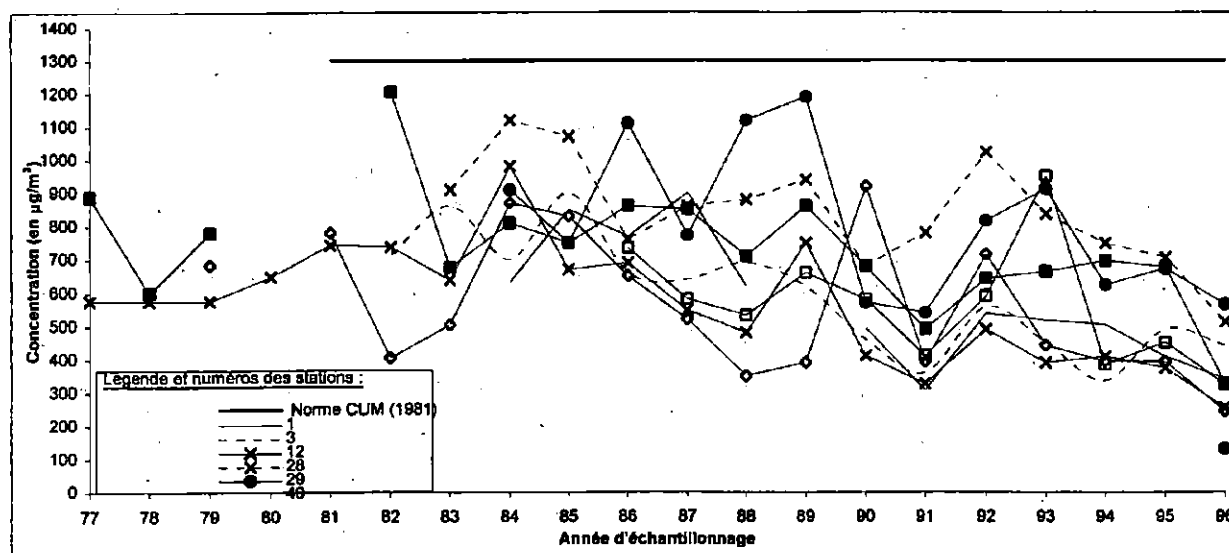
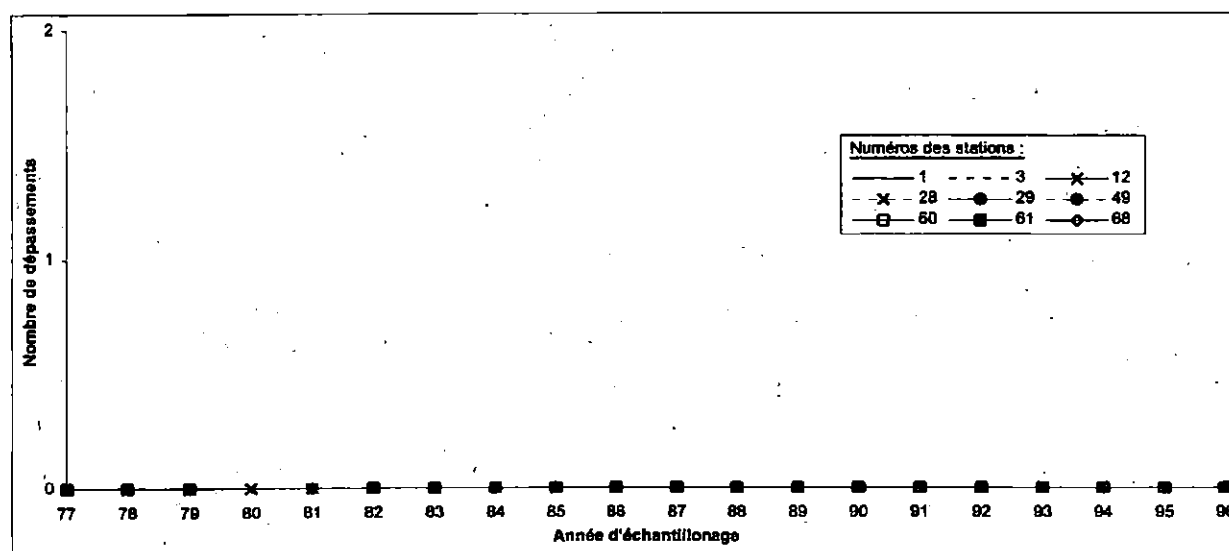
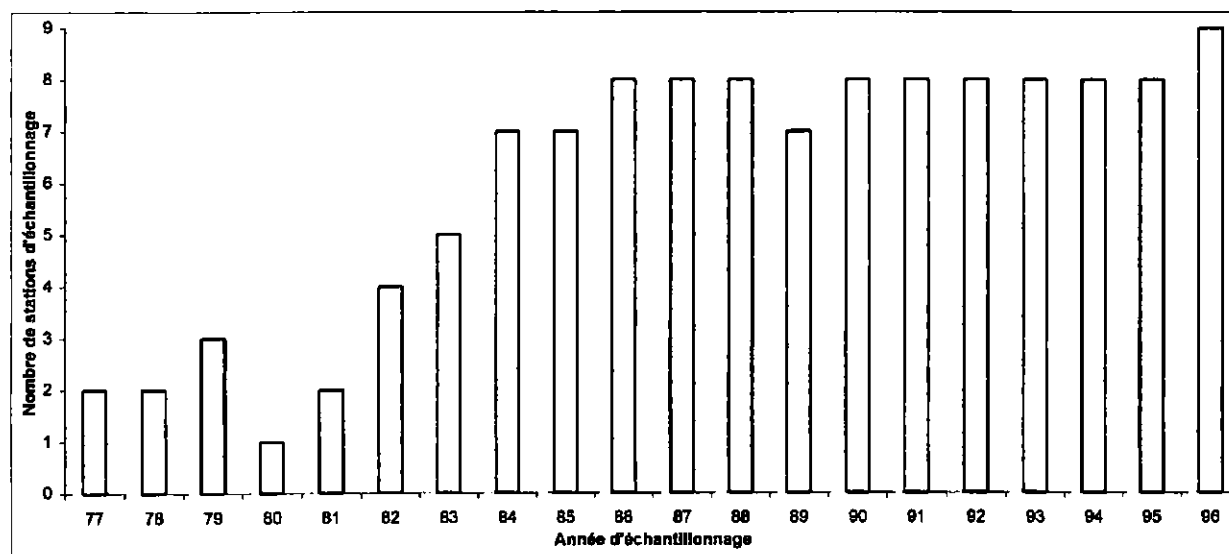


FIGURE 2.22 Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de NO



Aucun dépassement de la norme horaire de la CUM ($1300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) n'a été observé et comme pour le NO_2 , le nombre de postes échantillonnant le NO est demeuré assez stable (avec une augmentation de 1980 à 1984) et atteint un maximum de 9 postes en 1996.

FIGURE 2.23 Étude du nombre de postes échantillonnant le NO

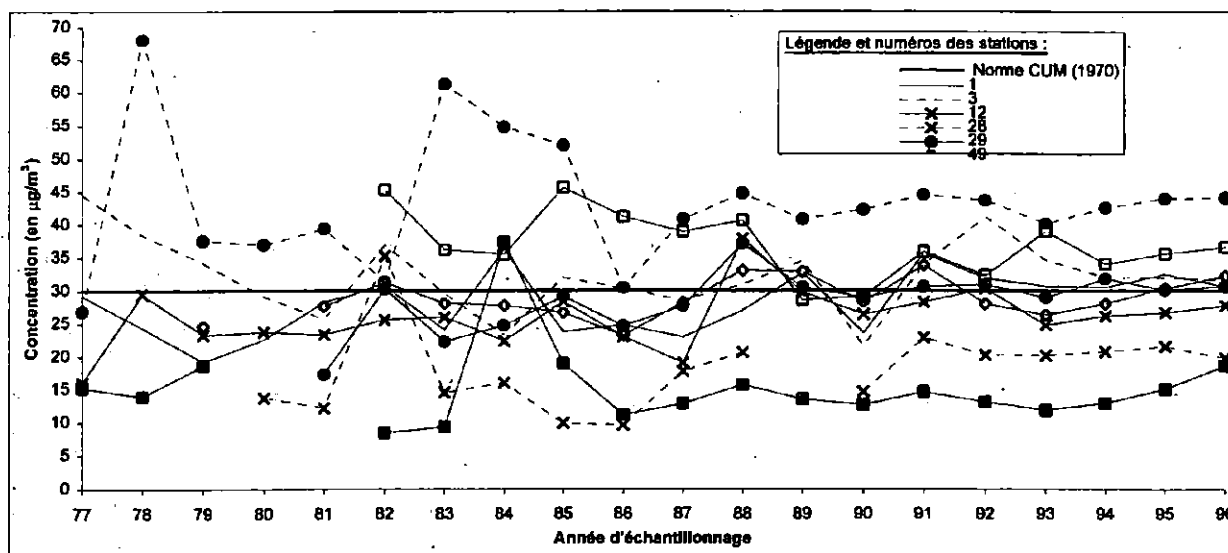


2.1.5.1.5 L'ozone (O₃)

Les figures 2.24 à 2.31 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), 49 (Dorval), 60 (Roxboro), 61 (centre-ville, boulevard De Maisonneuve) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

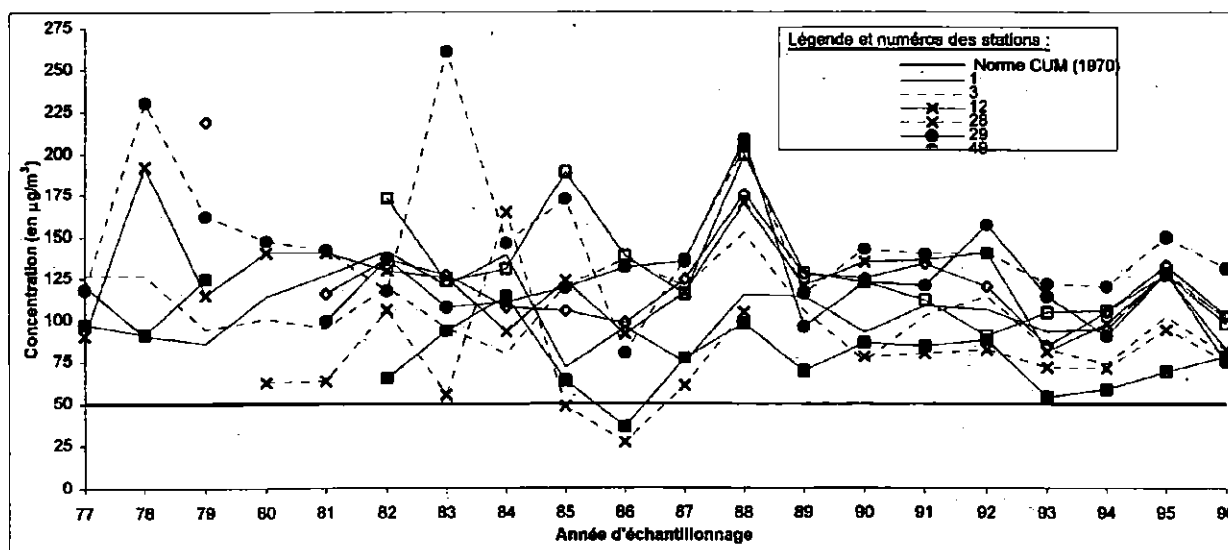
L'analyse de l'évolution des concentrations de ce polluant est l'une des plus intéressantes. Tout d'abord sur la figure 2.24 relative aux concentrations moyennes annuelles et où figure la norme CUM, on peut constater que la tendance de l'évolution de ces concentrations est stable. La moitié des stations étudiées ici dépassent la norme promulguée par la CUM (30 µg/m³) et c'est à la station 49 (Dorval) que les concentrations moyennes annuelles sont le plus élevées tandis qu'à la station 61 (centre-ville) les valeurs les plus faibles sont enregistrées.

FIGURE 2.24 Étude de la concentration moyenne annuelle de O_3



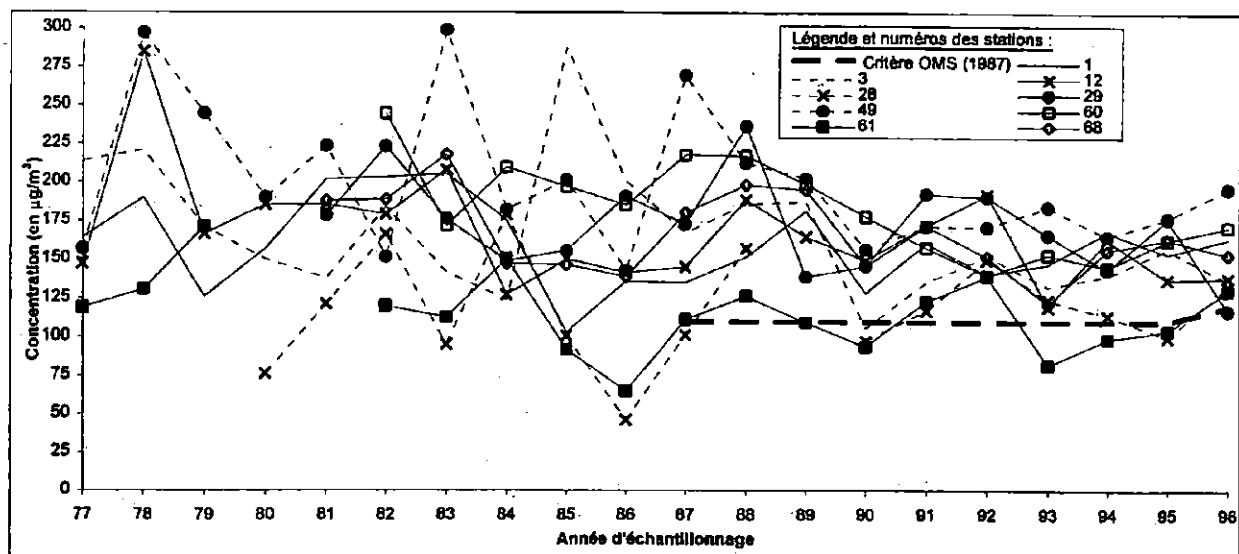
Le même genre de constat peut-être fait sur la figure 2.25 (concentrations maximales 24 heures): tendance relativement stable, station 49 avec de plus forts maxima que la station 12 mais dépassement quasi continu de la norme CUM excepté pour les postes 28 (Duncan-Décarie) et 61 en 1986.

FIGURE 2.25 Étude des concentrations maximales 24h (mobiles) de O_3



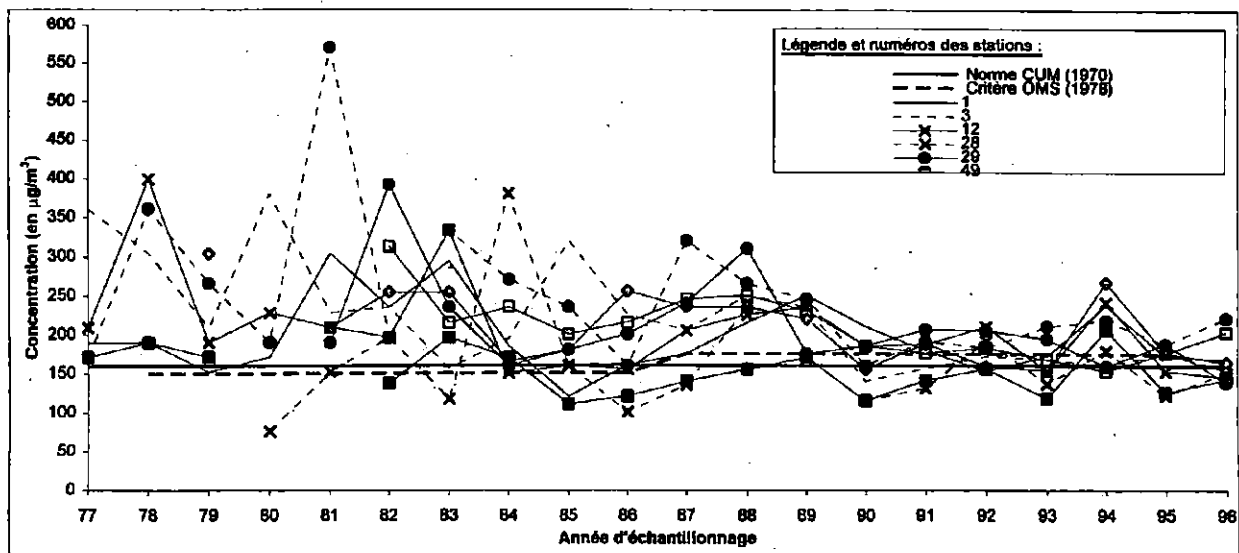
L'OMS, quant à elle, a promulgué une norme sur 8 heures. Elle apparaît sur la figure 2.26 (concentrations maximales 8 heures), et globalement exactement les mêmes constats que ceux indiqués au paragraphe précédent s'appliquent (stabilité, $49 > 12$), même si pour au moins 2 postes (le 28 et le 61) la norme OMS peut être fréquemment respectée.

FIGURE 2.26 Étude des concentrations maximales 8h (mobiles) de O_3



Les concentrations maximales horaires (figure 2.27) traduisent également une relative stabilité dans l'évolution des concentrations, avec là aussi la moitié des stations étudiées ici qui dépassent la norme CUM ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et une diminution de la variabilité inter-station.

FIGURE 2.27 Étude des concentrations maximales 1h de O_3



Les figures 2.28, 2.29 et 2.30 présentent le nombre de dépassements de la norme horaire, de la norme 24 heures de la CUM et de la norme 8h de l'OMS respectivement. Ces graphiques avec une échelle semi-logarithmique en ordonnée traduisent tous qu'il y a de nombreux dépassements de ces différentes normes, certaines stations plus que les autres (maximum moyen de 5000 dépassements annuels au poste 49) et que globalement, la fréquence des dépassements est plutôt stable. On notera pour l'ensemble des postes une moyenne de 50 dépassements pour la norme horaire, une moyenne de 1000 dépassements pour la norme 24 heures de la CUM et une moyenne de 100 dépassements pour la norme 8 heures de l'OMS.

FIGURE 2.28 Étude du nombre de dépassements de la norme 1h de O_3

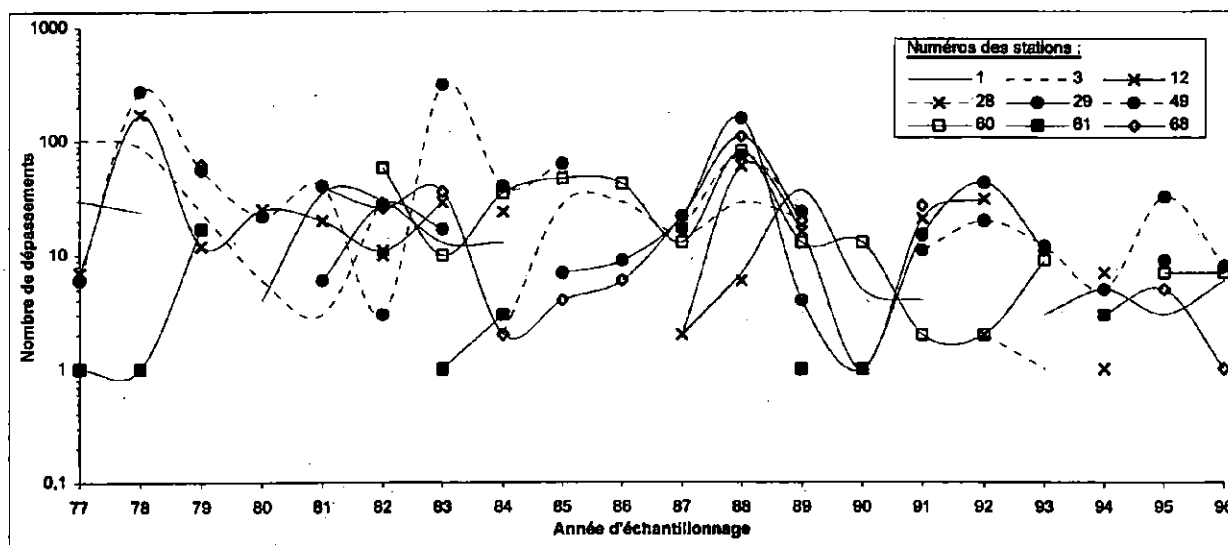


FIGURE 2.29 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h (données mobiles) de O_3

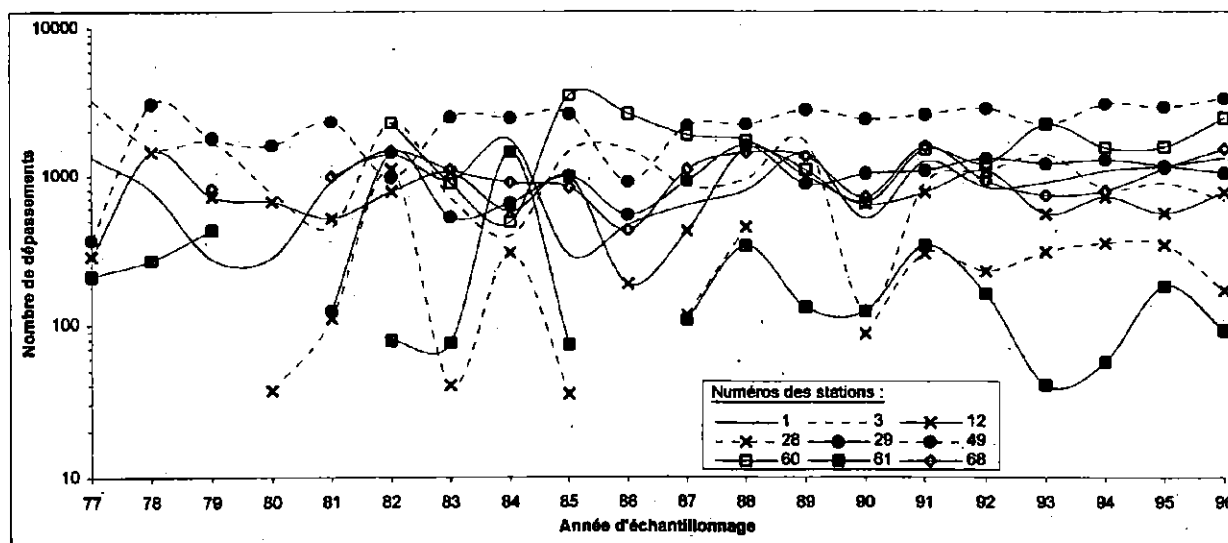
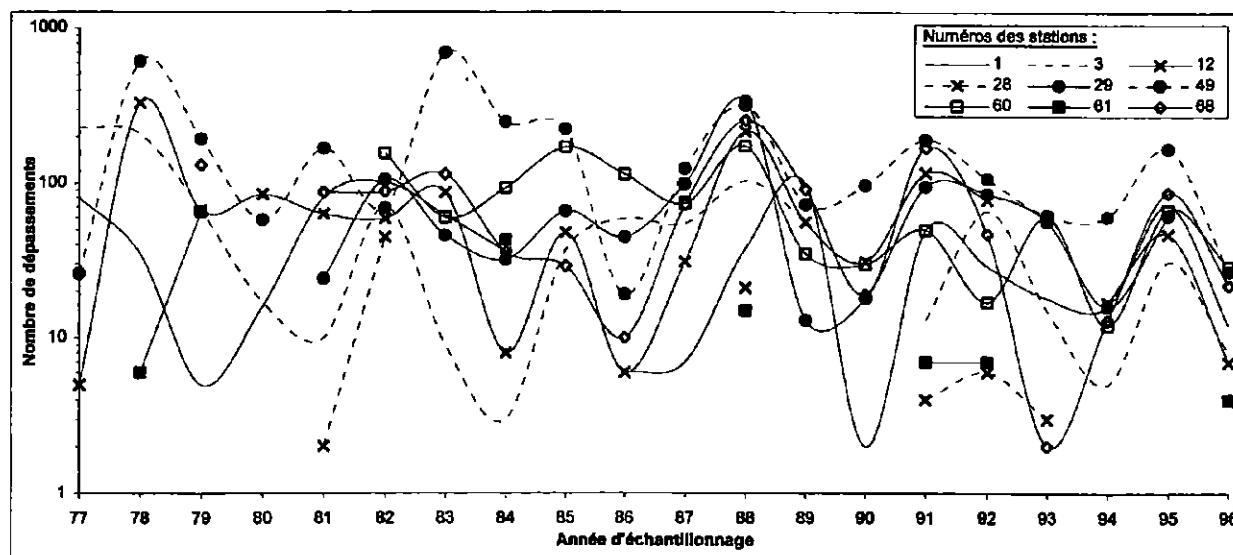
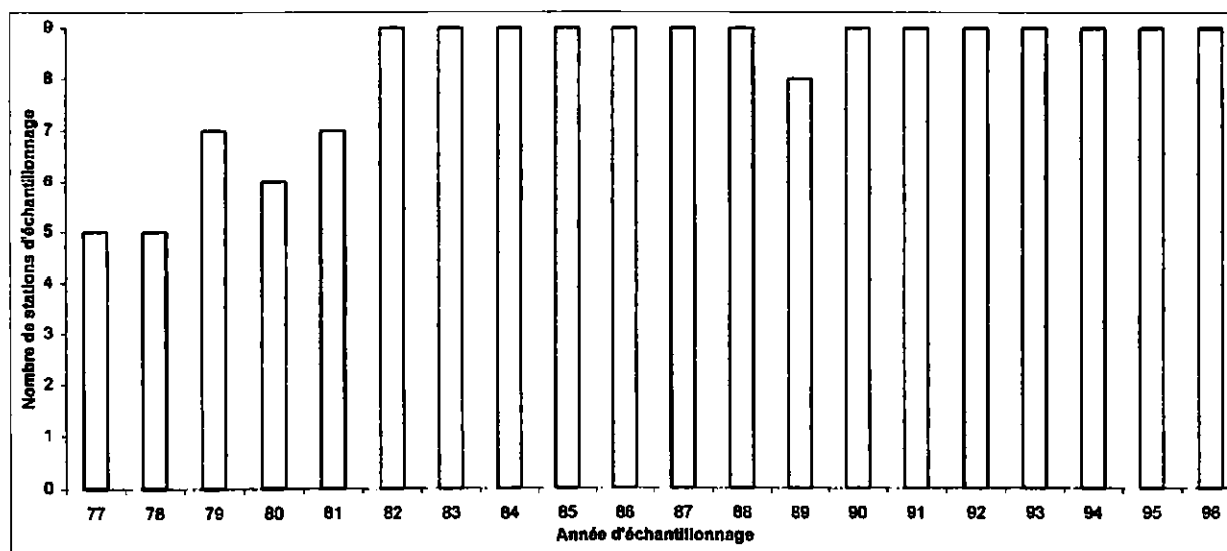


FIGURE 2.30 Étude du nombre de dépassements de la norme 8h (données mobiles) de O_3



Depuis 1982, environ 9 stations échantillonnent ce polluant sur l'Île de Montréal (tel qu'indiqué à la figure 2.31).

FIGURE 2.31 Étude du nombre de postes échantillonnant l' O_3



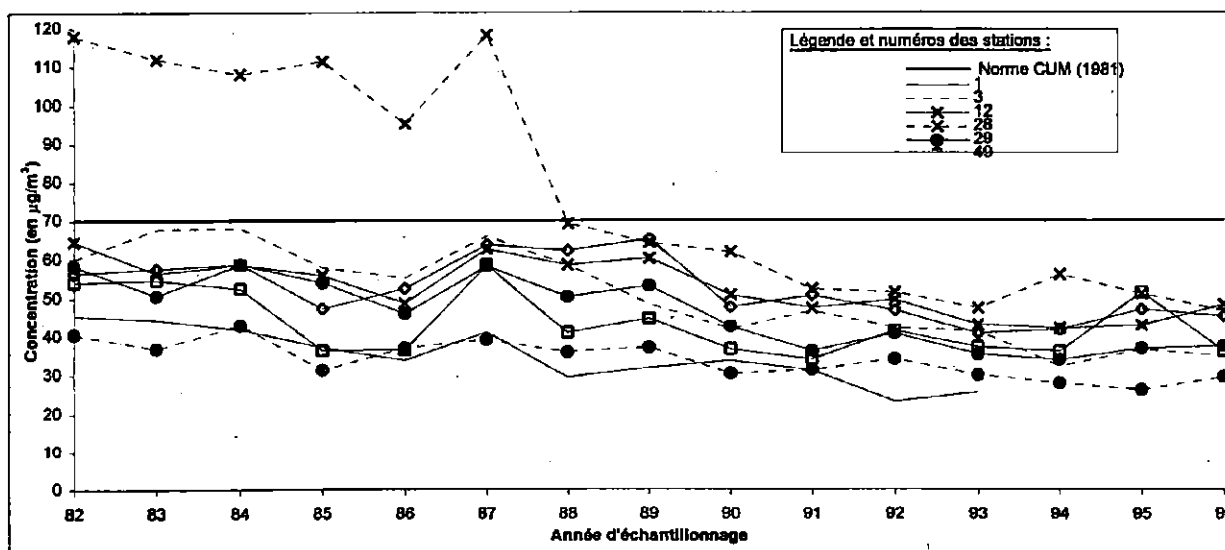
2.1.5.2 Les polluants solides (ou de nature particulaire)

2.1.5.2.1 Les particules totales en suspension (TSP)

Les figures 2.32 à 2.35 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), 49 (Dorval), 60 (Roxboro), 61 (centre-ville, boulevard De Maisonneuve) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

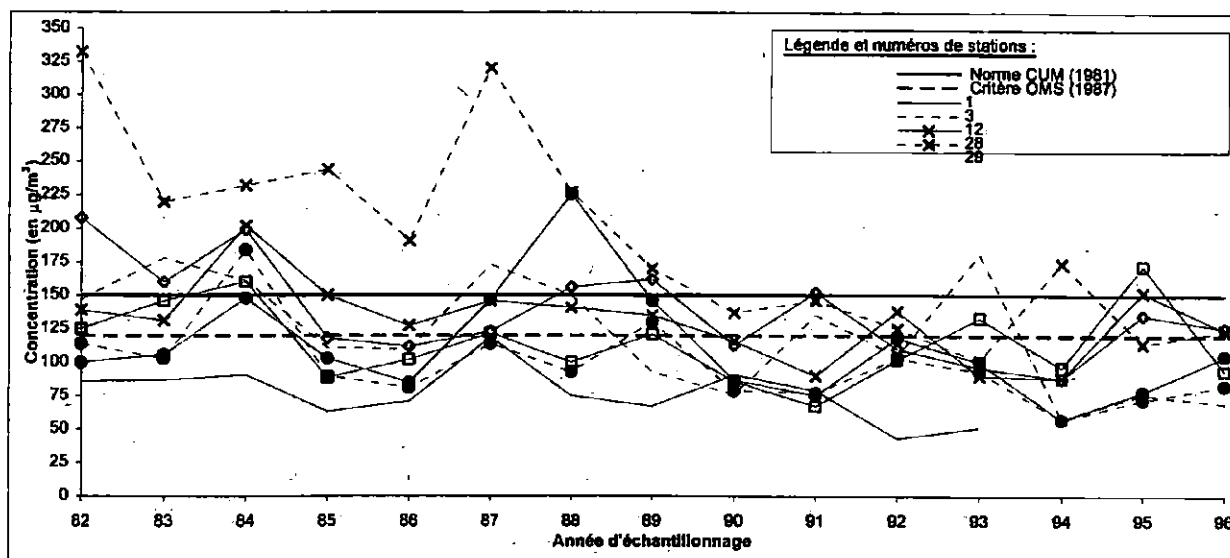
On constate sur la figure 2.32 relative aux concentrations moyennes annuelles qu'excepté jusqu'en 1987 au poste 28 (situé juste au-dessous de l'échangeur Autoroute Décarie/ Autoroute Métropolitaine), aucun autre poste n'a dépassé la norme annuelle de la CUM. On notera une tendance très faible à la baisse et une variabilité inter-station stable.

FIGURE 2.32 Étude de la concentration moyenne annuelle du TSP



En ce qui concerne les maxima journaliers (24 heures) représentés à la figure 2.33, on remarquera également une relative stabilité dans l'évolution des concentrations. Néanmoins, on peut constater que la norme CUM est plus fréquemment respectée que la norme OMS encore dépassée à l'occasion en 1996 aux postes 12, 28 et 61.

FIGURE 2.33 Étude des concentrations maximales 24h de TSP



Néanmoins, comme l'indique la figure 2.34 le nombre de dépassements de la norme 24 heures enregistré est très faible. Mais, on remarquera que la CUM a diminué de plus de la moitié le nombre de postes échantillonnant ce polluant entre 1995 et 1996 (cf. figure 2.35).

FIGURE 2.34 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h de TSP

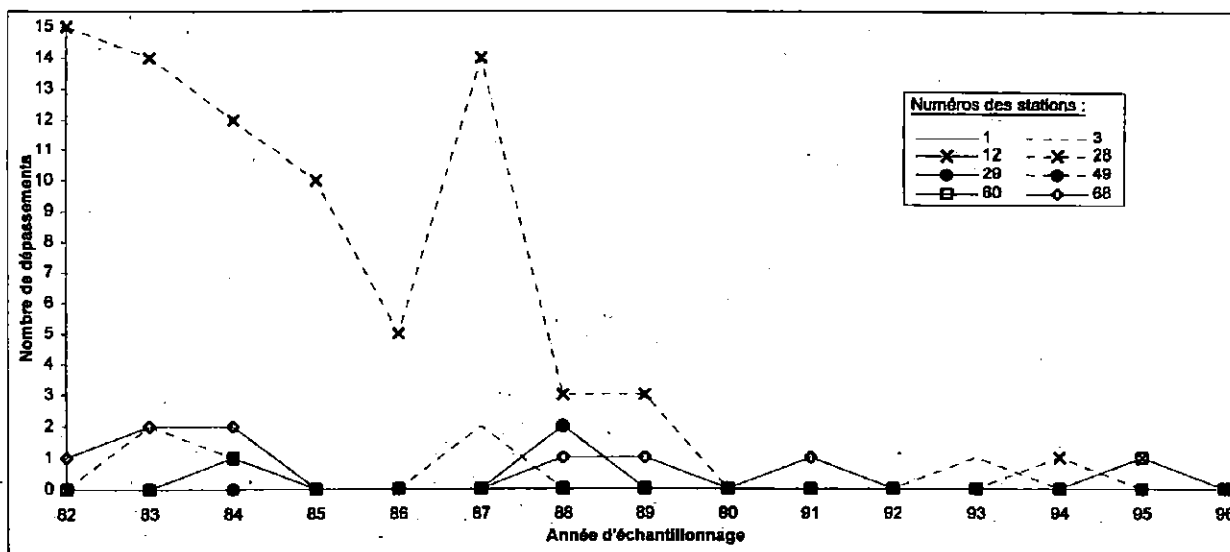
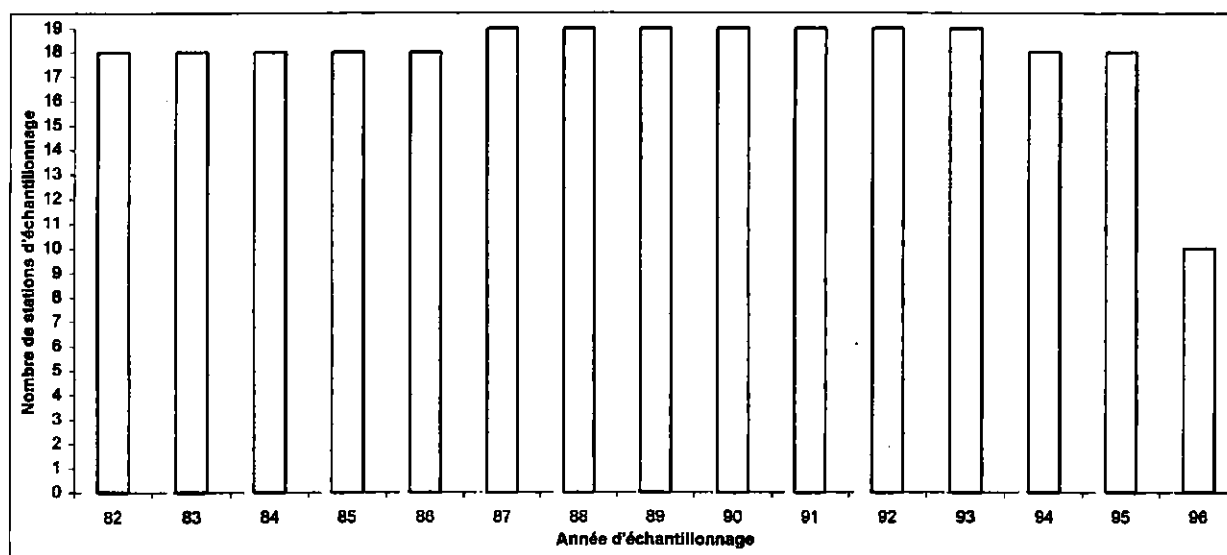


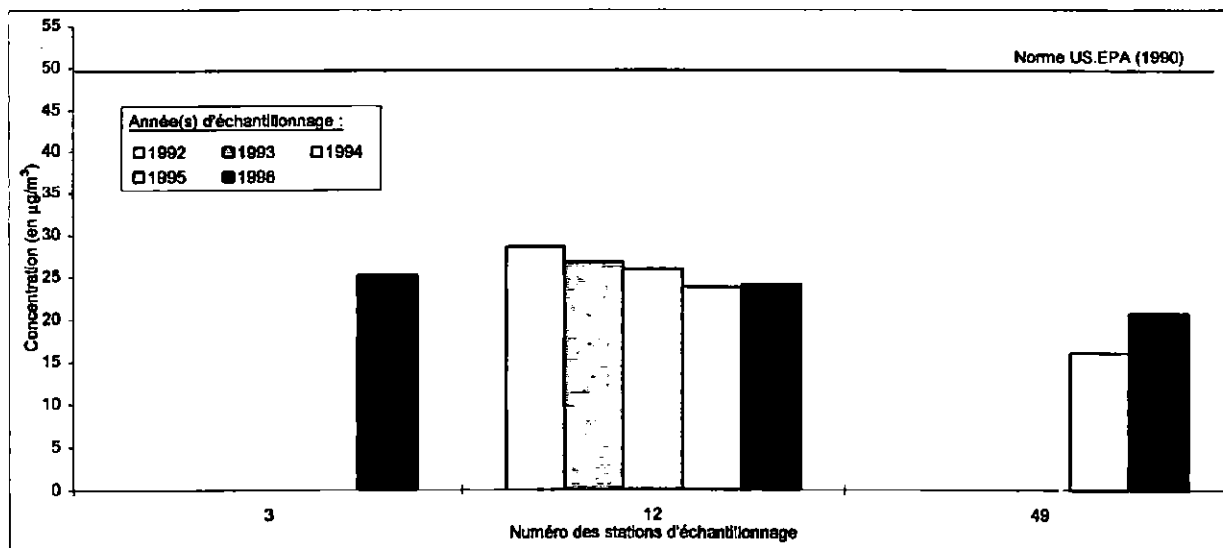
FIGURE 2.35 Étude du nombre de postes échantillonnant les TSP



2.1.5.2.2 Les particules fines 10 μm (PM_{10})

Les figures 2.36 à 2.39 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1992 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario) et 49 (Dorval).

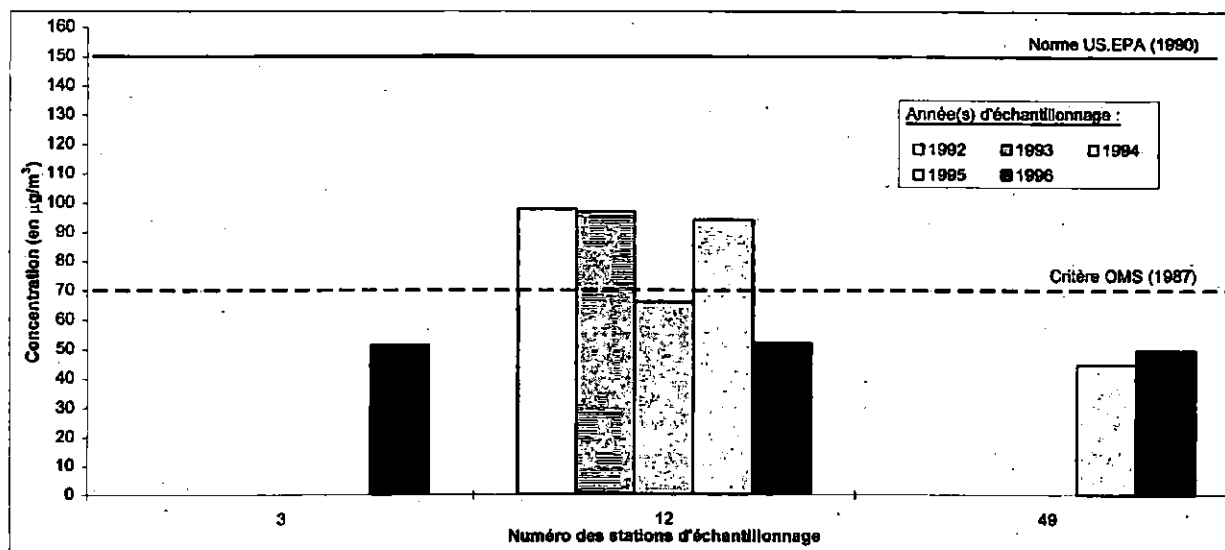
FIGURE 2.36 Étude de la concentration moyenne annuelle de PM_{10}



En fait, ce n'est que depuis 1992 que la CUM opère un échantillonneur PM₁₀ à la station 12 tandis qu'un second était installé à la station 49 en 1995 et qu'un troisième était installé à la station 3 en 1996. Un échantillonneur en continu a également été installé à la station 28 en 1996 mais les résultats obtenus à ce poste ne sont pas représentés graphiquement.⁵⁷

Il est difficile de procéder à une analyse de tendance sur aussi peu d'années. On remarquera néanmoins que jusqu'à présent la norme annuelle de l'US EPA n'a pas été dépassée (figure 2.36). Ce qui était également vrai pour le poste 28 avec une concentration moyenne annuelle enregistrée de 29 µg/m³. Par contre, en 1992, la norme journalière de l'OMS (alors en vigueur) a été dépassée 2 fois au poste 12, et une fois à ce même poste en 1993 et 1995 (figures 2.37 et 2.39). Aucun autre dépassement de la norme US EPA n'a été enregistré (figures 2.37 et 2.38). Enfin, sur la figure 2.40, on peut observer l'accroissement du nombre de postes échantillonnant les PM₁₀ (0 en 1991 contre 5 en 1996).

FIGURE 2.37 Étude des concentrations maximales 24h de PM₁₀



⁵⁷ On notera également qu'un quatrième échantillonneur PM₁₀ fonctionne depuis novembre 96 à la station 13 (centre-ville, rue Drummond)

FIGURE 2.38 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h de l'US EPA de PM₁₀

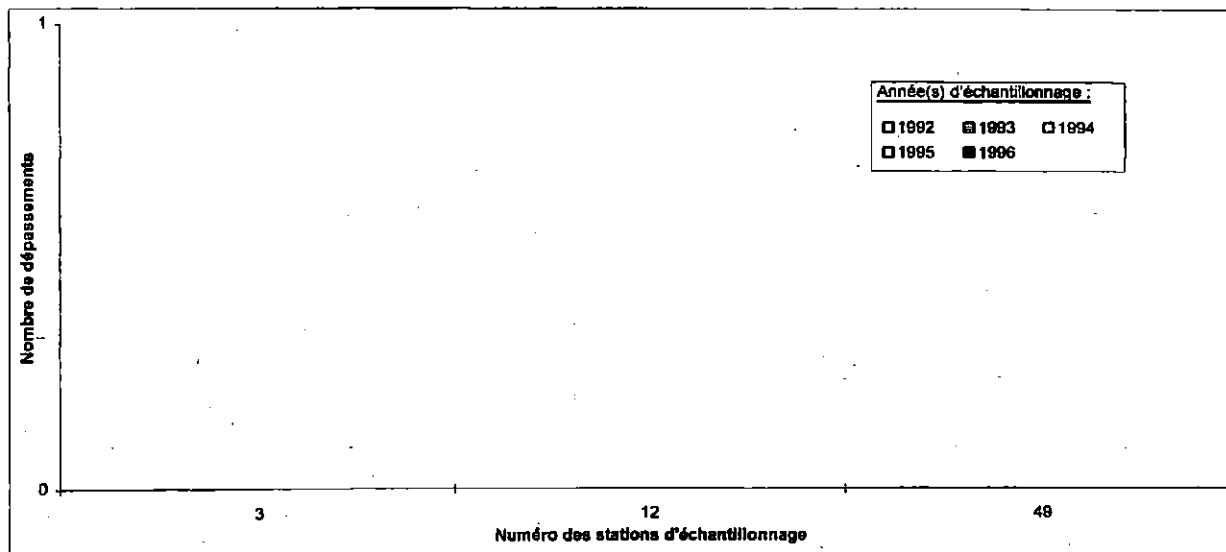


FIGURE 2.39 Étude du nombre de dépassements de la norme 24h de l'OMS de PM₁₀

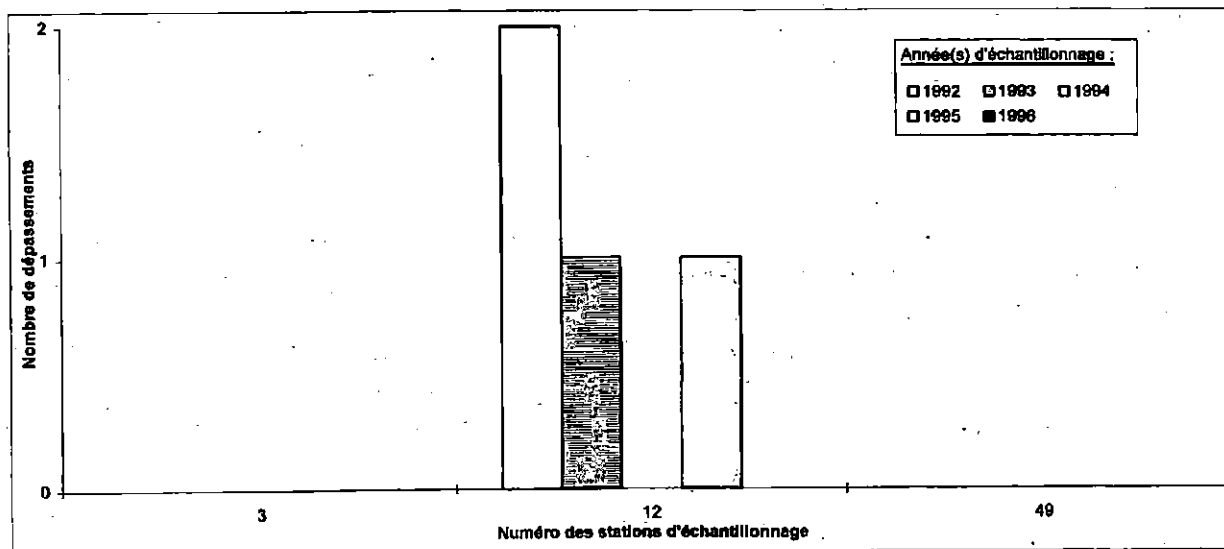
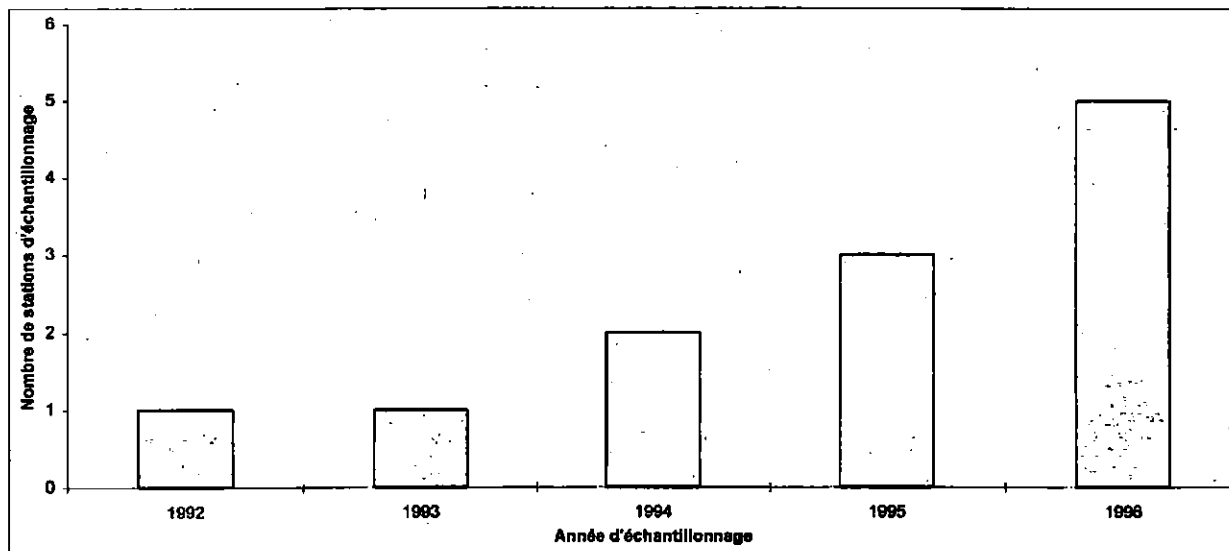


FIGURE 2.40 Étude du nombre de postes échantillonnant les PM₁₀



2.1.5.2.3 Les sulfates (SO₄²⁻)

Les figures 2.41 à 2.43 sont consacrées à ce polluant. On peut ainsi suivre l'évolution de différents indicateurs entre 1977 et 1996 pour les postes d'échantillonnage 1 (jardin botanique), 3 (Pointe-aux-Trembles, secteur des raffineries), 12 (centre-ville au coin d'Amherst et Ontario), 28 (sous l'échangeur entre l'autoroute Décarie et l'autoroute Métropolitaine), 29 (parc Pilon de Montréal-Nord), 49 (Dorval), 60 (Roxboro) et 68 (sur le toit de l'aqueduc de Montréal à Verdun).

En fait, les sulfates se fixent sur les entités particulières TSP et PM₁₀ et sont donc mesurés aux postes où ces entités particulières sont échantillonnées. Il n'existe pas de norme pour ce polluant.

Sur les figures 2.41 et 2.42, on peut constater tant pour les concentrations moyennes annuelles que pour les maxima journaliers (24 heures) une tendance à la baisse, les postes 1 et 29 ayant les plus faibles concentrations tandis que les postes 12 et 68 ont les plus élevées.

Un maximum de 19 postes ont échantillonné les sulfates entre 1988 et 1993, en 1996 ils ne sont plus analysés qu'à trois postes (seul le poste 68 est représenté sur les figures 2.41 et 2.42).

FIGURE 2.41 Étude de la concentration moyenne annuelle de SO_4^{2-}

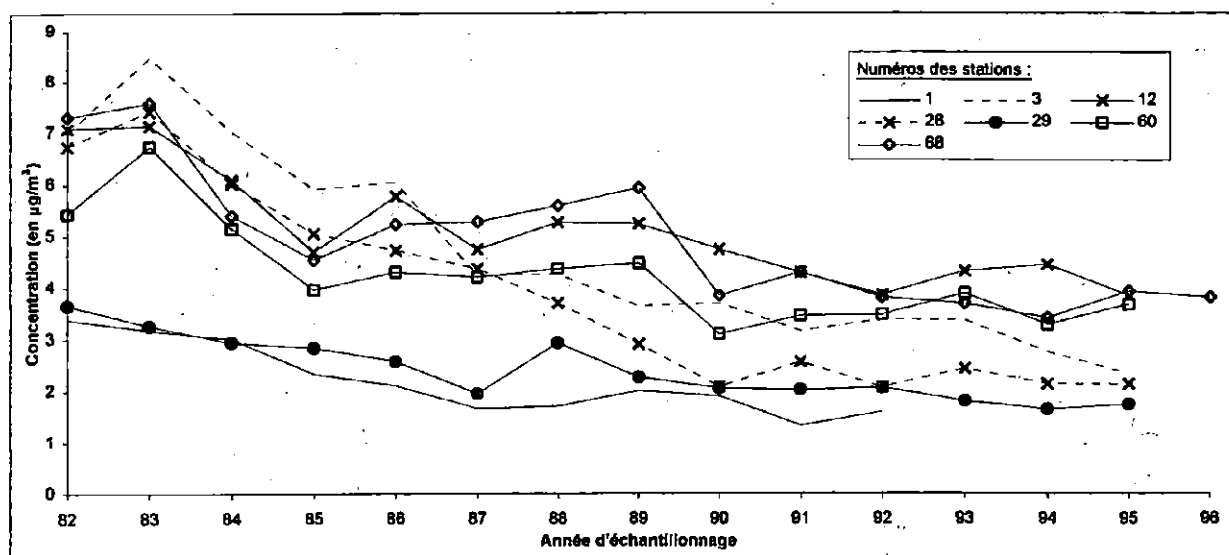


FIGURE 2.42 Étude des concentrations maximales 24h de SO_4^{2-}

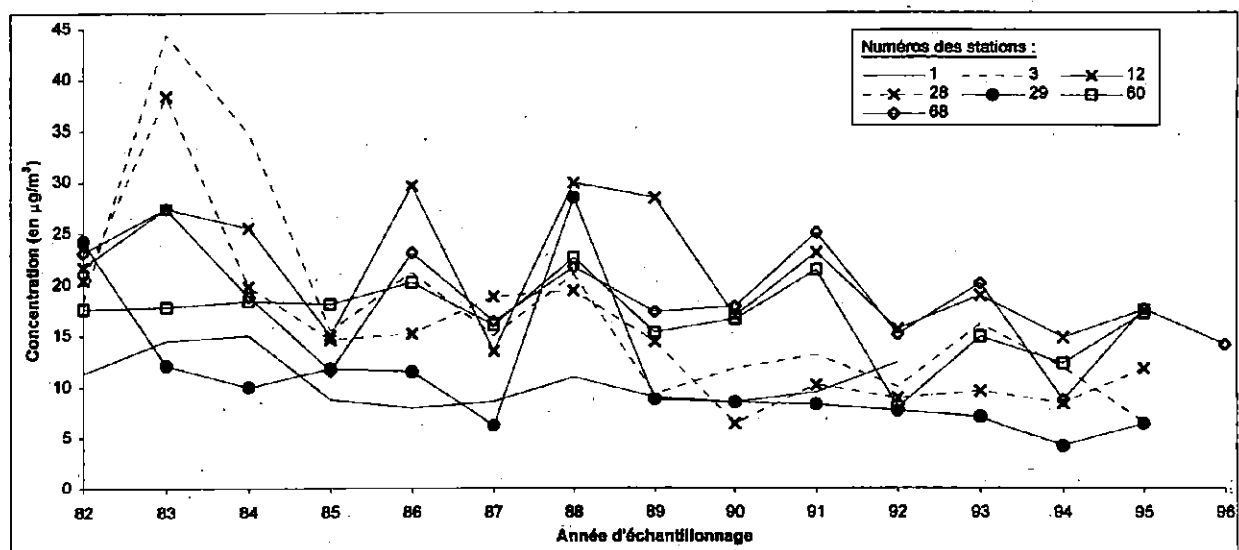
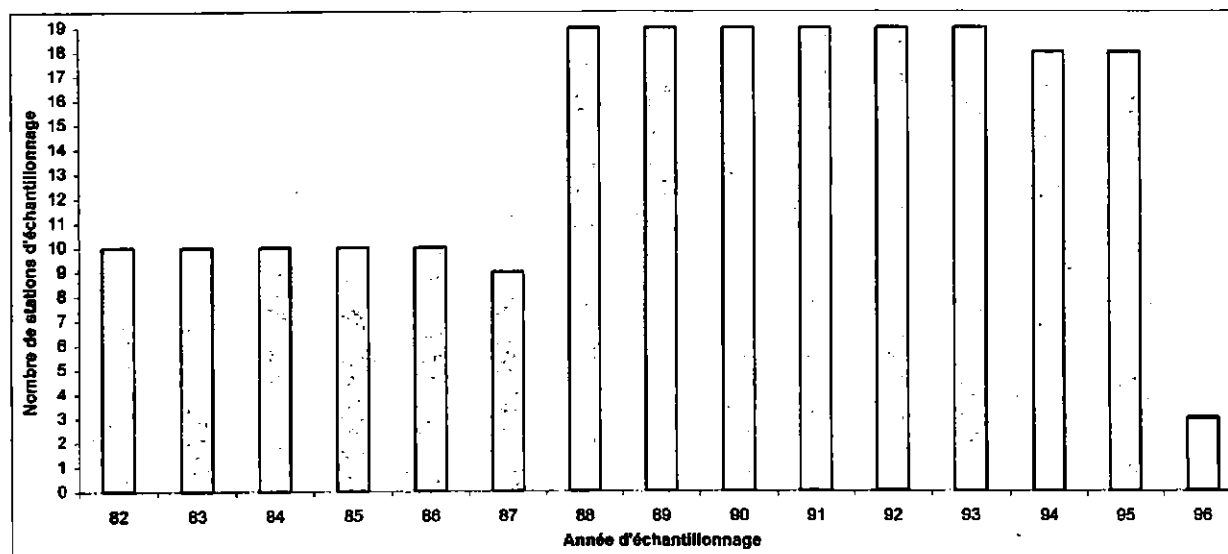


FIGURE 2.43 Étude du nombre de postes échantillonnant les SO_4^{2-} (mesures issues tant des PM_{10} que des TSP)



2.1.6 Herbe à poux

Par Serge Asselin et Claudine Christin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

2.1.6.1 Méthodologie d'échantillonnage

Deux types d'échantillonneurs sont en opération sur le territoire de l'île de Montréal durant la saison de l'herbe à poux : échantillonneur gravimétrique et échantillonneur volumétrique. À notre connaissance, il n'existe pas d'autres types d'échantillonneurs sur le territoire de la grande région de Montréal.

Sur l'île de Montréal, les échantillonneurs gravimétriques (de type Durham) sont opérés par la Communauté urbaine de Montréal (CUM) depuis 1977. Ces échantillonneurs reçoivent le pollen qui tombe par gravité. Le réseau d'échantillonnage de l'air ambiant de la CUM comportait dix capteurs gravimétriques en 1995 (Tison, 1995). Les capteurs sont disposés de façon à couvrir l'ensemble du territoire de la CUM. La CUM présente les résultats obtenus sous deux formes : l'indice pollinique tel que défini en 1937 (Durham, 1937) et le nombre de jours où la quantité de grains récoltés dépasse 7 grains/cm².

L'indice pollinique établi par Durham résulte d'une méthode de calcul pour représenter le risque à la santé associé à l'herbe à poux. Il est défini par saison par l'addition des trois valeurs suivantes: le nombre de jours dépassant 7 grains par cm², la concentration maximale quotidienne et la quantité totale de grains de pollen recueillis. D'après Durham (cité par Campagna, 1950), un endroit ayant un indice pollinique supérieur à 10 n'est pas recommandable pour une personne souffrant de rhume des foins, un indice entre 5 et 10 est considéré comme passable, un indice entre 1 et 5 serait un bon endroit et finalement, un indice plus petit que 1 serait excellent.

Durham a proposé un seuil d'allergie de 7 grains/cm². Ce seuil suggère que lorsque l'on observe plus de 7 grains de pollen par cm² sur les lames d'échantillonneurs gravimétriques, les personnes souffrant d'allergie à l'herbe à poux peuvent en ressentir les symptômes. Cependant, à notre connaissance, il n'y a pas d'étude scientifique qui a démontré ce fait. Il faut donc être extrêmement prudent quant à l'interprétation de ces indicateurs. De plus, certains chercheurs (Gagnon et Comtois, 1992) considèrent que l'épaisseur de la substance adhésive déposée sur la lame contenue dans l'échantillonneur Durham pourrait influencer les résultats.

Le deuxième type d'échantillonneurs utilisé pour mesurer la quantité de pollen d'herbe à poux dans l'air est l'échantillonneur volumétrique de type Hirst-Burkard. Cet appareil aspire un volume d'air dans lequel se trouvent les pollens. Les particules ainsi aspirées sont fixées sur un ruban enduit d'une substance adhésive. La durée de fonctionnement ainsi que le volume d'air aspiré permettent de déterminer la concentration de pollen dans l'air (en grains de pollen / m³ d'air).

En 1995, cinq échantillonneurs volumétriques étaient répartis sur l'île de Montréal et l'Île Jésus (Laval) pour mesurer la concentration de pollen dans l'air. Un de ces échantillonneurs, appartenant à l'Université de Montréal, est en opération depuis 1985. L'échantillonneur de Ville de Laval, situé sur son territoire, est en opération depuis la saison 1994. Finalement, les trois derniers échantillonneurs sont en opération depuis 1995 et appartiennent à la Direction de la santé publique de Montréal-Centre et à la Communauté urbaine de Montréal.

Le choix des sites de l'emplacement de ces trois échantillonneurs a été effectué à partir de sept critères qualitatifs : présence d'électricité, accessibilité au site en tout temps, hauteur de l'édifice (entre 10 et 30 mètres), densité de la circulation faible, absence d'arbres, d'habitations ou d'édifices à étages à proximité susceptibles d'affecter l'échantillonnage, absence de couloir de vents créés par le fleuve et densité de la population élevée à proximité (Bonvalot et Christin, 1994).

2.1.6.2 Analyse des tendances et faits marquants

Les figures 2.44 et 2.45 présentent respectivement l'évolution de la tendance obtenue à l'aide des échantillonneurs gravimétriques. Il s'agit de l'indice pollinique et du nombre de jours dépassant 7 grains de pollen / cm² entre 1977 et 1995. On constate que les deux courbes ont la même trajectoire et qu'une diminution de ces deux indicateurs est observable entre 1977 et 1982. Au cours des 10 dernières années, on remarque une certaine stabilité et, selon les critères établis par Durham, l'indice pollinique est toujours considéré comme «passable» (à l'exception de 1991) et le nombre de jours dépassant 7 grains / cm² s'étend de 4 à 8. La figure 2.46 montre le nombre d'échantillonneurs en opération. On a atteint un maximum d'échantillonneurs entre 1990 et 1993 pour revenir au nombre initial de 10 échantillonneurs depuis 1994.

En 1995, cinq échantillonneurs volumétriques (Hirst-Burkard) étaient en opération. La figure 2.47 présente l'évolution de la concentration moyenne de pollen d'herbe à poux dans l'air pour les cinq échantillonneurs en opération dans la grande région de Montréal au cours de la saison 1995.

Il faut être prudent quant à l'interprétation des résultats car ceux-ci peuvent varier d'une année à l'autre en fonction de différents facteurs comme les conditions météorologiques. L'urbanisation de l'île est également un facteur déterminant: la forêt faisant place à des terrains vacants, lieux favorables à l'implantation de la plante et, par la suite, au bâti qui est défavorable à la plante. Finalement, il faut souligner les efforts que la Communauté urbaine de Montréal et les différents organismes impliqués ont entrepris pour lutter contre l'herbe à poux.

FIGURE 2.44 Indice pollinique moyen de l'herbe à poux

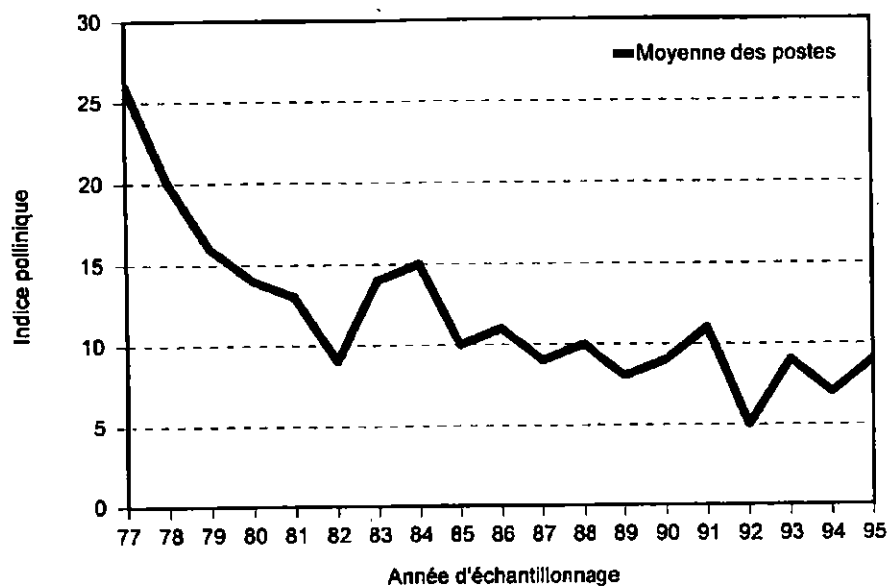


FIGURE 2.45 Nombre de jours moyen dépassant 7 grains /cm²

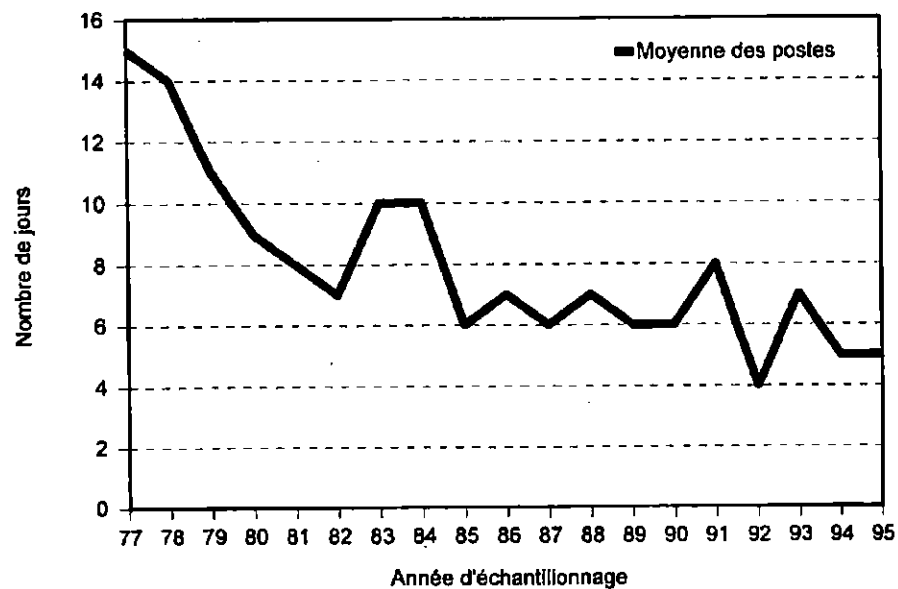


FIGURE 2.46 Nombre de postes mesurant le pollen de l'herbe à poux

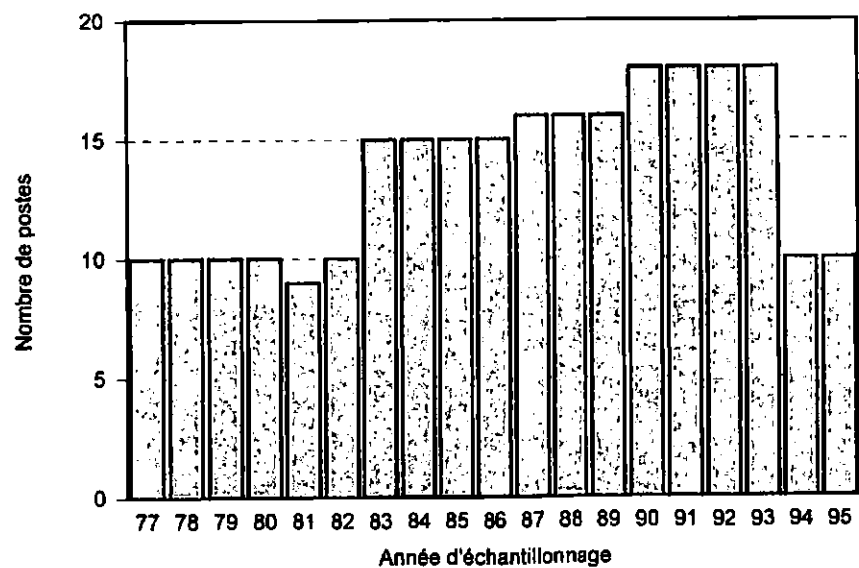
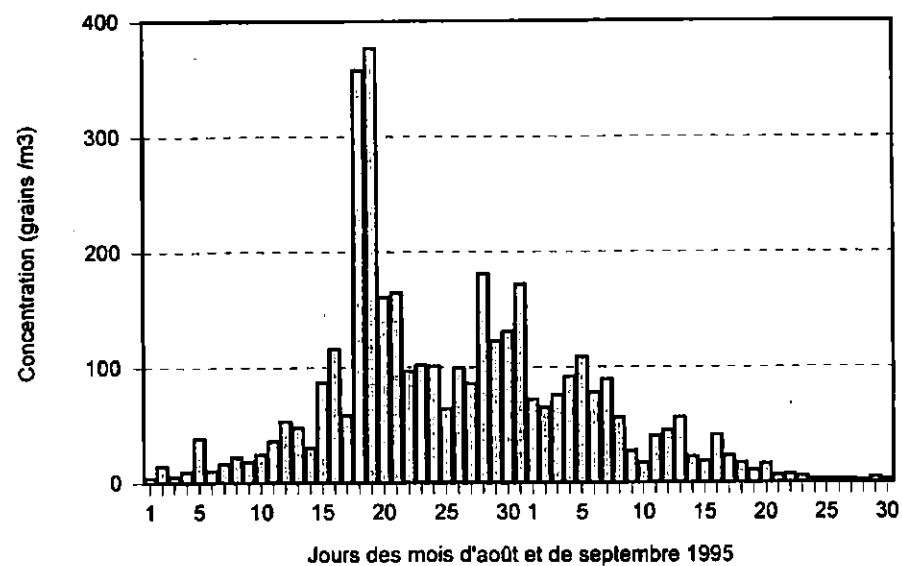


FIGURE 2.47 Concentration moyenne de pollen d'herbe à poux pour la saison 1995 dans la grande région de Montréal (île de Montréal et Laval)



2.2 Polluants atmosphériques responsables de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone

Par André Couture, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec

La communauté internationale s'est donnée des mécanismes pour étudier les changements globaux auxquels notre planète est confrontée. Un de ces mécanismes a été formé conjointement par l'Organisation Mondiale de Météorologie et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement. En anglais, il s'agit de l'IPCC, un acronyme signifiant « Intergovernmental Panel on Climate Change ». En français, ce groupe porte le nom de GIEC: Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'évolution du Climat. Le GIEC fut créé en 1988. Il s'occupe de changements climatiques et indirectement de la couche d'ozone stratosphérique. Cet organisme fait autorité, au niveau planétaire, dans le domaine des changements climatiques. Ce qui suit est fondé sur les conclusions de son rapport de 1994 (IPCC, 1994).

2.2.1 Évolution et tendances futures des gaz à effet de serre (GES)

On peut classer les GES en deux grandes classes: ceux qui se mélangent uniformément dans l'atmosphère de toute la planète et ceux qui n'ont qu'une incidence locale. Les premiers ont une longue durée de vie (une ou plusieurs dizaines d'années jusqu'à une centaine ou des milliers d'années) tandis que les seconds ont une durée de vie courte (des heures à des jours). L'ozone troposphérique est un de ces GES de courte durée. Ses concentrations atmosphériques sont étudiées dans le chapitre précédent. La plupart des GES que produit l'homme sont aussi produits naturellement: le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), la vapeur d'eau, etc. Par contre, d'autres ne sont produits que par l'homme depuis le milieu du siècle (vers 1950): les chlorofluorocarbones (CFC), les hydrochlorofluorocarbones (HCFC), les halons, etc. Une subtilité supplémentaire peut être ajoutée. Les scientifiques sont capables d'établir avec parfois une très haute fiabilité les concentrations de GES depuis plusieurs milliers d'années. On s'est particulièrement intéressé à définir si les concentrations de ces GES ont été modifiées substantiellement depuis la période historique de la révolution industrielle i.e. depuis 1850. La réponse est positive.

L'activité industrielle a substantiellement augmenté la balance des GES qui résident dans l'atmosphère sans qu'ils puissent être totalement « absorbés » par d'autres milieux comme les océans, le sol, la biosphère. Le GIEC compare les concentrations de l'époque préindustrielle aux concentrations actuelles (1992). L'augmentation des concentrations est alarmante et justifie le maintien d'organismes comme le GIEC pour essayer de mieux connaître les tenants et aboutissants des phénomènes qui se manifestent et qui se manifesteront. On trouvera des données caractéristiques dans le tableau 2.8 qui suit.

TABLEAU 2.8 Variation des concentrations de quelques GES et SACOS selon le GIEC

	Gaz à effet de serre ou substances amenuisant la couche d'ozone					
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CFC-12	HCFC-22	CF ₄
Concentrations préindustrielles	280 ppmv	700 ppbv	275 ppbv	0	0	0
Concentrations en 1992	355 ppmv	1714 ppbv	311 ppbv	503 pptv	105 pptv	70 pptv
Taux récent de modifications (p/r 1980)	1,5 ppmv/an 0,4%/an	13 ppbv/an 0,8%/an	0,75 ppbv/an 0,25%/an	18-20 pptv/an 4%/an	7-8 pptv/an 7%/an	1,1-1,3 pptv/an 2%/an
Durée de vie dans l'atmosphère (années)	50-200	12-17	120	102	13,3	50 000

ppmv = parties par million par volume; pptv = parties par trillion par volume et ppbv = parties par milliard par volume.
Source: (IPCC, 1994)

Le GIEC propose différentes scénarisations pour montrer l'évolution des GES d'ici les prochaines décennies et les prochains siècles et ses répercussions sur le climat. Les scénarios les plus optimistes et pessimistes prévoient que la température moyenne de la planète augmentera entre 1,5°C et 4,5°C d'ici cent ans, l'augmentation la plus probable étant de 2,5°C. Cette augmentation vient s'ajouter à l'augmentation de 0,3 à 0,6°C déjà enregistrée depuis le siècle dernier. C'est plus que tout ce qui a été vécu lors des 10,000 dernières années.

2.2.2 Évolution et tendances futures des substances amenuisant la couche d'ozone stratosphérique (SACOS)

La mesure à la baisse de la couche d'ozone stratosphérique a rendu rapidement nécessaire l'évaluation des concentrations des SACOS.

Vu que les SACOS sont aussi des GES remarquables, le GIEC en a aussi fait une étude particulière. Dans le tableau 2.8, on peut constater que les concentrations des SACOS rapportées, le CFC-12, le HCFC-22 et le CF₄ (un perfluorocarbène), sont en croissance. Ces gaz sont des GES mais aussi des SACOS. Ils détruisent, avec une série d'autres gaz apparentés, dont on trouvera une liste non exhaustive à l'annexe II, l'ozone stratosphérique qui protège la surface de la terre des rayonnements ultraviolets néfastes. Récemment, la progression des concentrations de certains CFC est devenue presque nulle vu les dispositions du protocole de Montréal, mais ce n'est pas le cas des hydrochlorofluorocarbènes (HCFC) et d'autres substituts comme les hydrofluorocarbènes (HFC), les perfluorocarbènes (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF₆) (UNEP, 1996). Notons que les concentrations indiquées au tableau 2.8 ne concernent qu'un faible pourcentage des SACOS en présence dans l'atmosphère. Par exemple, le bromure de méthylène est un de ces contaminants dont on se préoccupe de plus en plus.

Globalement, les meilleures estimations prédisent que la progression des concentrations de SACOS diminuera substantiellement d'ici 2050 si le protocole de Montréal et ses amendements subséquents sont respectés et que si nous y voyions tous.

Le processus d'intervention des SACOS dans la stratosphère est complexe et s'effectue en plusieurs scènes qui suivent les saisons. Le résultat final est que dans l'hémisphère sud, l'amenuisement maximum de la couche d'ozone se fait particulièrement sentir au printemps alors que dans l'hémisphère nord, c'est surtout en hiver et au printemps que le même phénomène apparaît. Par exemple, en 1993, on a enregistré une diminution allant de 11 à 17% en dessous de la normale de la concentration de la couche d'ozone stratosphérique au-dessus du Canada (Kerr et al., 1993). Pour Montréal, la diminution fut de 14% en moyenne. On peut voir le détail de la variation de la couche d'ozone stratosphérique au-dessus de la grande région de Montréal au tableau 2.9 ci-dessous. Ces diminutions se sont surtout manifestées dans la basse stratosphère. Pour le début de 1993, on considère que la contamination par l'irruption du volcan Pinatubo est l'hypothèse la plus crédible pour expliquer cette baisse substantielle, vu qu'elle fut étendue à la grandeur du Canada et que la diminution s'est effectuée dans la basse stratosphère à la hauteur où se sont stabilisés les contaminants émis par l'éruption du Pinatubo. Comme nous pouvons nous en rendre compte, les résultats de 1993 et de 1994 se maintiennent majoritairement en dessous de la moyenne.

TABEAU 2.9 Concentrations mensuelles d'ozone stratosphérique au-dessus de la grande région de Montréal

Mois	Concentration normale* moyenne (DU)	% d'écarts à la normale en 1993	% d'écarts à la normale en 1994
Janvier	385	ND	+0,3
Février	405	-12,1	-0,2
Mars	408	-15,4	-3,1
Avril	396	-14,7	-7,0
Mai	375	-9,0	-0,9
Juin	351	-5,7	-2,8
Juillet	333	-6,9	-3,9
Août	318	-4,4	+0,9
Septembre	307	-1,6	+1,2
Octobre	300	-0,2	+0,4
Novembre	309	-3,5	-4,2
Décembre	341	+1,0	-8,7

* La normale est déterminée par rapport à des moyennes antérieures à 1980

DU: « Dobson Unit »

ND: non disponible

Source: Environnement Canada, Direction de l'environnement atmosphérique; données non publiées comme tel

RÉSUMÉ – CHAPITRE 2

Pour la période 1990-1996, on retiendra que pour :

- le dioxyde de soufre (SO₂) : les concentrations moyennes annuelles semblent être relativement stables entre 1990 et 1996, si on excepte la station 3 qui présente un maximum en 1994. En ce qui concerne les autres indicateurs (concentration maximale 24 heures et horaire), c'est toujours la station 3 (située dans le secteur des raffineries à l'est de l'Île de Montréal) qui présente les valeurs d'indicateurs les plus élevées ;
- le monoxyde de carbone (CO) : la tendance des différents indicateurs (concentration moyenne annuelle, concentration maximale 8h, et concentration maximale horaire) pour cette période 1990-1996 semble plutôt stable voire en très légère diminution ;
- le dioxyde d'azote (NO₂) : les concentrations moyennes annuelles et maxima horaires apparaissent être plutôt stables pour l'ensemble des stations, sauf la 28 (Duncan/Décarie) et la 61 (centre-ville, de Maisonneuve) qui montrent une diminution très nette de leurs concentrations moyennes annuelles entre 1992 et 1996. Notons que les concentrations maximales 24 heures sont plus variables durant cette période pour l'ensemble des stations.
- le monoxyde d'azote (NO) : tous les indicateurs - tant les concentrations moyennes annuelles, que concentrations maximales 24 heures ou horaires - semblent plutôt à la baisse sur cette période 1990-1996 ;
- l'ozone (O₃) : les indicateurs de ce polluant secondaire apparaissent être globalement stables, même si on peut noter une légère augmentation de la plupart d'entre eux pour l'ensemble des postes entre 1990-92 et 1996 ;
- les TSP : leurs indicateurs attestent d'une relative stabilité entre 1990 et 1996 ;
- les particules fines (PM₁₀) : difficile de commenter quant à leur tendance sur la période 1990-1996, il n'y avait en effet pas assez de postes les échantillonnant.

Une analyse des tendances à plus long terme (soit sur des périodes nettement supérieures à ces 5 ou 6 dernières années) a permis de mettre en évidence que pour la majorité des polluants gazeux (SO₂, CO et NO), les concentrations diminuent depuis 1977. L'ozone (O₃) et le dioxyde d'azote (NO₂), tous deux liés à la problématique du smog urbain avec les composés organiques volatils (COV), ne répondent pas à cette tendance globale et dépassent à l'occasion les normes de santé recommandées par l'Organisation mondiale de la santé.

En ce qui concerne les polluants solides (ou de nature particulaire), certains indicateurs de TSP (particules totales en suspension) sembleraient également montrer une certaine tendance à la baisse tandis que pour les PM₁₀, malgré des dépassements occasionnels des normes sanitaires recommandées par l'Organisation mondiale de la santé³⁸, le recul est insuffisant pour une analyse de tendance.

Pour le pollen de l'herbe à poux, l'analyse de la tendance, à partir d'échantillonneurs gravimétriques, montre une diminution de l'indice pollinique et du nombre de jours dépassant 7 grains de pollen / cm², pour la période comprise entre 1977 et 1982. Depuis 1985, on note une certaine stabilité de ces deux indicateurs, l'indice pollinique se situant à «passable» et le nombre de jours dépassant 7 grains/cm² variant de 4 à 8.

La mesure de la concentration de pollen d'herbe à poux dans l'air à partir d'échantillonneurs volumétriques est récente, il n'est donc pas possible de faire une analyse de la tendance. A noter cependant que, des concentrations élevées de pollen (> 100 grains/m³ d'air) sont mesurées annuellement durant la période du mois d'août depuis plusieurs années.

Concernant les gaz à effet de serre GES) et les substances amenuisant la couche d'ozone stratosphérique (SACOS), les concentrations atmosphériques des principaux GES et SACOS d'origine anthropique (soit le CO₂, le CH₄, N₂O, CFC et halons) se sont accrues substantiellement depuis la révolution industrielle et l'augmentation se poursuit.

Récemment, les concentrations de certains CFC sont en décroissance vu les dispositions du protocole de Montréal, mais ce n'est pas le cas des HCFC et d'autres substituts comme les HFC (hydrofluorocarbones), les PFC (perfluorocarbones) et les SF₆ (hexafluorure de soufre).

³⁸ Notons que l'OMS n'a pas promulgué de norme pour les PM₁₀ lors de la révision 1996 indiquant qu'il n'y avait pas de seuil sécuritaire

Références bibliographiques

- BONVALOT, Y. ET CHRISTIN, C. 1994. *Localisation des capteurs volumétriques pour le suivi de la contamination pollinique sur l'île de Montréal*. Montréal, Unité de santé au travail et environnementale, Direction de santé publique de Montréal-Centre. 23 p.
- CAMPAGNA, E. 1950. Enquête sur le pollen d'ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia* et *A. trifida*) dans le Québec en 1949 dans *32e rapport de la Société de Québec pour la protection des plantes*. Ste-Anne de la Pocatière, Faculté d'agriculture, Université Laval. 40 p.
- CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1975. *Rapport de qualité de l'air 1970-1975*. Montréal. Service de l'Assainissement de l'Air et de l'Inspection des Aliments. 41 p.
- CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1982. *Rapport annuel de la qualité de l'air. Sommaire des résultats 1981-1982*. Montréal. Service de l'environnement, Assainissement de l'air et de l'eau. 32 p.
- CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1992. *Rapport annuel de qualité de l'air*. Montréal. Sommaire des résultats. Service de l'environnement, Assainissement de l'air et de l'eau. 61 p.
- CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1996. *Rapport annuel de la qualité de l'air*. Montréal. Service de l'environnement, Assainissement de l'air et de l'eau. 56 p.
- DURHAM, O.C. 1937. Evaluation of the ragweed hay fever resort areas of North America. *J. Allergy*, 8 : 175-80.
- GAGNON, L. ET COMTOIS, P. 1992. Peut-on comparer les résultats des différents types de capteurs polliniques ? *Grana*, vol. 31 : 125-30.
- GILBERT, R.O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York, Van Nostrand Reinhold. 320 p.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1994. *Radiative Forcing of Climate Change: The 1994 Report of the Scientific Assessment Working Group of IPCC: Summary for Policy-makers*. Washington DC, WMO-UNEP (World Meteorological Organization - United Nations Environmental Program). 28 p.
- KERR, J.B. ET AL. 1993. Record low Ozone Values Over Canada in Early 1993. *Geophysical Research Letters*, September 15, 1993. 20 (18) : 1979-82. 4 p.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune). 1992. *Qualité de l'air, programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère*. Québec. Sommaire annuel 1992. 70 p.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune). 1997. Communication personnelle téléphonique, Sottile, M.F., Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF).

OMS (Organisation mondiale de la Santé). 1978. *Oxydes d'azote. Critères d'hygiène de l'environnement #4*. Genève. 82 p.

OMS. (Organisation mondiale de la Santé). 1981. *Monoxyde de carbone. Critères d'hygiène de l'environnement #13*. Genève. 139 p.

Gouvernement du Québec. 1996. *Règlement sur la qualité de l'atmosphère. R.R.Q., Q-2, r.20*. Québec, Éditeur officiel du Québec.

TISON, N. 1995. *Campagne 1995 de dépistage et d'éradication de l'herbe à poux*. Montréal, Communauté urbaine de Montréal. 11 p. et annexes.

UNEP (United Nations Environmental Program). 1996. *Summary for Policymakers: The Science of Climate Change, IPCC Working Group I* (1995). [En ligne] Adresse URL : <http://www.unep.ch/ipcc/sumwgl.html>. (Page consultée le 11 juin 1996).

WHO (World Health Organization). 1978. *Photochemical oxidants Environmental Health Criteria #7*. Geneva. 110 p.

WHO (World Health Organization). 1979. *Sulphur oxides and suspended particulate matter. Environmental Health Criteria #8*. Geneva. 107 p.

WHO (World Health Organization). 1987. *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European Series No.23, 426 p.

WHO (World Health Organization). 1997. Communication personnelle écrite, Schwela, D., World Health Organization (WHO), fax «Revised WHO Air Quality Guidelines for Europe 1996».

Chapitre 3 - Les effets néfastes de la pollution atmosphérique d'origine anthropique sur l'environnement de la grande région de Montréal

L'environnement d'un lieu précis est affecté par les sources locales (sources fixes et mobiles) qui émettent des polluants (NO_x, SO₂, etc.). Ces polluants subissent à leur tour des modifications dans l'atmosphère et contribuent à la formation d'autres polluants pouvant être plus dommageables pour l'environnement (ex. l'ozone troposphérique). Les polluants émis par des sources situées à des lieux distants (ex. États-Unis) peuvent être transportés sur de longue distance et en conséquence affecter l'environnement local lorsqu'ils tombent sous forme de précipitations (pluie, neige) ou de brouillards. Enfin, les sources locales émettent des gaz à effet de serre (GES), le CO₂ étant le principal, et des substances amenuisant la couche d'ozone stratosphérique (SACOS) contribuant ainsi à l'augmentation de ces types de polluants au niveau planétaire. La croissance de tels polluants aurait des conséquences majeures sur l'ensemble des régions de globe à des degrés divers (changements climatiques et augmentation des rayons ultraviolets).

Ainsi, les différentes composantes de l'environnement sont et seront vraisemblablement affectées par les émissions de polluants de sources locales ou lointaines mais également par les effets indirects d'une modification des systèmes globaux tels que le climat et la couche d'ozone stratosphérique.

Il est difficile d'établir de manière précise les impacts de la pollution atmosphérique sur l'environnement pour la grande région de Montréal (GRM). Les informations sont souvent disponibles à un niveau plus large, soit provincial, national voire planétaire. Néanmoins, les impacts soulevés à d'autres niveaux géographiques peuvent être transposables à la GRM.

Dans ce chapitre, nous allons tenter d'évaluer les impacts néfastes de la pollution, émise localement et à distance, sur les différentes composantes de l'environnement (ex. agriculture, forêts, ressources hydriques, infrastructures) de la GRM et nous discuterons de l'impact potentiel sur l'environnement de l'accroissement des GES (modifications climatiques) et des SACOS (diminution de la couche d'ozone et augmentation potentielle des rayons UV atteignant la Terre). De même, nous traiterons des coûts économiques qui seraient rattachés à l'altération de l'environnement par la pollution atmosphérique.

Avant de débiter, il est important de mentionner qu'il existe, à l'heure actuelle, peu d'études d'impact à caractère multidimensionnel ; la plupart des études existantes portent généralement sur l'effet d'un seul polluant. Cependant, on assiste de plus en plus à l'émergence de recherches où l'on démontre les impacts des divers polluants.

3.1 Impact sur l'environnement des polluants conventionnels d'origine locale ou éloignée

Par Steven Guilbeault, GRIP UdeM

3.1.1 Impact de l'ozone troposphérique sur l'agriculture

L'ozone est l'un des polluants atmosphériques ayant le plus d'impact sur l'agriculture. Ici, nous discutons des effets de l'ozone troposphérique; l'ozone stratosphérique est discuté à la section 3.3. Aux niveaux observés dans la grande région de Montréal, l'ozone troposphérique aurait les impacts suivants sur les cultures :

1. Il diminue la productivité. Au niveau que l'on note actuellement dans la grande région de Montréal, on estime les pertes de productivité entre 0 et 5% de la productivité totale (Turner et al, 1995) et en Ontario, on a pu constater des pertes allant jusqu'à 12% (Environnement Canada, 1991).
2. Il ralentit le processus de photosynthèse en diminuant les échanges gazeux. Cette diminution varie beaucoup en fonction de la température, de la concentration d'ozone et du type de plante (tableaux 3.1 et 3.2)

TABEAU 3.1 Réaction des plantes à l'ozone troposphérique

Espèces sensibles	Espèces intermédiaires	Espèces tolérantes
Luzerne	Chou	Betterave
Blé	Carotte	Laitue
Orge	Maïs	Fraisier
Haricot	Concombre	Bouleau
Trèfle	Pois	Érable
Oignon	Aulne	
Pomme de terre	Pommétier	
Radis	Bégonia	
Tabac	Chêne	
Frêne		
Peuplier		
Lilas		

Source : Turner et al , 1995 tiré de Maltais, 1992

TABEAU 3.2 Concentration d'ozone requise pour causer des dommages

Durée (heure)	Espèces sensibles (ppm)	Espèces intermédiaires (ppm)	Espèces tolérantes (ppm)
0,5	0,15 - 0,30	0,25 - 0,60	0,50
1,0	0,10 - 0,25	0,20 - 0,40	0,35
2,0	0,07 - 0,25	0,15 - 0,30	0,25
4,0	0,05 - 0,15	0,10 - 0,25	0,20
8,0	0,03 - 0,10	0,08 - 0,20	0,15

Source : Turner et al., 1995 tiré de Maltais, 1992

3. Il ralentit le rythme de croissance en diminuant l'apport de carbone vers les racines; les jeunes végétaux sont d'ailleurs plus sensibles. Ainsi, des concentrations d'ozone de 5 ppb durant plusieurs heures et pendant plusieurs jours provoquent des diminutions de croissance alors que des lésions visibles apparaissent à partir de concentrations d'ozone de 10 ppb durant une heure (Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie, 1992).
4. Il augmente la vulnérabilité aux stress biotiques et abiotiques et accroît la susceptibilité au froid. Des études ont démontré que, même plusieurs mois après avoir cessé d'exposer des tissus à l'ozone, ces tissus démontraient une faible résistance au froid (Turner et al., 1995).

3.1.2 Impact des NO_x, SO₂ et O₃ sur les infrastructures

Les NO_x, SO₂ et O₃ véhiculés par l'air ont des impacts importants sur les bâtiments, les matériaux et les métaux. On remarque d'abord que, depuis les dernières années, le taux de corrosion des métaux a diminué parallèlement aux diminutions de concentration de SO₂ dans l'air ambiant (MEF, 1996).

Au niveau des bâtiments, les faces directement exposées aux vents dominants sont plus affectées par la corrosion que les autres parties (MENVIQ, 1992). Il existe également un lien entre le taux de corrosion des métaux et la qualité de l'air puisque ce taux en milieu non pollué est de 0,6 µm/an comparativement à 1,5 µm/an en milieu urbain (MEF, 1996). Les plastiques, les polymères, les fibres et colorants textiles ainsi que les peintures sont tous affectés, à un degré ou à un autre, par des polluants comme les NO_x, SO₂ et O₃.

Les oeuvres d'art sont également victimes de la pollution atmosphérique, on recommande donc un taux d'ozone entre 0 et 1 ppb pour les musées et les archives (Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie, 1992).

3.1.3 Impact des nitrates et sulfates sur les forêts et les lacs

Les nitrates et les sulfates constituent des polluants néfastes pour l'environnement en raison de leur rôle dans l'acidification des lacs et le dépérissement des forêts. Depuis le milieu des années 70, les forêts québécoises ont subi d'importants problèmes liés aux pluies acides. De 1900 à 1975, le taux de croissance moyen des feuillus était de 1,5 mm/an et chuta jusqu'à 0,8 mm/an autour de 1980. Il se situe maintenant aux environs de 1mm/an (MENVIQ, 1992). Le dépérissement affecte aujourd'hui plus de 89,7% des populations d'érablières au Québec (tableau 3.3).

TABEAU 3.3 Superficie des érablières affectées par le dépérissement au Québec (en hectares)

Région administrative	Classe de dépérissement (% de feuillage manquant)			
	Sain ou peu affecté (< 10%)	Léger (11% à 25%)	Modéré (26% à 50%)	Élevé (> 51%)
Bas-Saint-Laurent	90 136	17 580	3 367	744
Saguenay - Lac Saint-Jean	6 125	3 575	69	-
Québec ¹	130 752	172 197	22 981	2 473
Mauricie - Bois-Francs	49 890	88 893	5 823	745
Estrie	155 738	66 275	5 036	1 628
Montréal ²	272 603	370 112	10 713	841
Outaouais	332 939	254 209	5 495	131
Abitibi - Témiscamingue	30 306	27 538	338	-
Total	1 058 489	1 000 379	53 822	6 562

¹ Inclut actuellement les régions Chaudière-Appalaches et Québec

² Inclut actuellement les régions Laval-Laurentides, Montréal-Lanaudière et Montérégie

Source : MENVIQ, 1992 tiré de Gagnon, 1989

Bien que les émissions de sulfates aient beaucoup diminué depuis les 10 dernières années, les dépôts annuels moyens demeurent très élevés soit de 11 à 25 kg/ha/an. Comme on a vu au chapitre précédent, cette diminution s'harmonise avec une baisse observée des concentrations de SO₂ et de sulfates dans l'est de l'Amérique du Nord; 50% des dépôts de sulfates au Canada proviendraient des États-Unis.

Pour les nitrates, les dépôts, via les précipitations ou brouillards, n'ont pas connu une diminution systématique; les émissions de NOx n'ayant pas vraiment diminué dans l'est de l'Amérique du Nord. Les dépôts annuels varient entre 7 à 25 kg/ha/an.

Malgré la diminution des dépôts humides de sulfates, l'acidité des dépôts n'a pas diminué. Dans la grande région de Montréal, le pH annuel moyen des précipitations est de 4,4, soit 18 fois plus acide qu'une précipitation en équilibre avec l'atmosphère (MEF, 1996).

3.2 Impact sur l'environnement des changements climatiques

3.2.1 Augmentation des GES et changement climatique potentiel

Par Jean Tremblay, Environnement Canada et Marie-Claude Boivin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

L'effet de serre est une action naturelle de l'atmosphère qui permet à la planète d'être viable et de maintenir une température moyenne globale de 15°C. Sans cet effet, la température moyenne serait de -18°C, c'est-à-dire une différence de 33 degrés. Le phénomène de l'effet de serre peut être amplifié par l'ajout de gaz à effet de serre (GES) de source anthropique. Les changements climatiques qui pourraient découler d'une augmentation de l'effet de serre représentent, et de loin, la problématique atmosphérique la plus complexe et la plus urgente du 21^{ème} siècle à l'échelle mondiale. En effet, depuis la révolution industrielle, les concentrations atmosphériques des principaux GES d'origine anthropique, à savoir les CO₂, CH₄, N₂O et CFC se sont substantiellement accrues.

Le Groupe Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC)⁵⁹ des Nations-Unies est chargé d'évaluer les aspects scientifiques, techniques et économiques des changements climatiques. Dans son rapport déposé en 1995, le GIEC observait une augmentation du niveau de la mer de 50 cm depuis le début du siècle et concluait que la terre s'était réchauffée d'environ 0,5°C au cours de ces 100 dernières années; il ajoute que «l'homme a une influence perceptible sur le climat global» (Bergeron et al., 1997). Toutefois, il est encore impossible de dire si les changements de température et de niveau de la mer observés sont directement reliés à l'augmentation des GES où s'ils sont le fruit du cycle naturel terrestre.

Les variations du climat prennent plusieurs formes. Par exemple, en plus de la hausse de températures observées, une tendance à l'augmentation de la fréquence des précipitations extrêmes a été mise en évidence au cours des dernières décennies au Japon, aux États-Unis, dans l'ancienne Union Soviétique et en Chine. On observe, au Canada, un réchauffement de l'hiver et du printemps dans les parties ouest et nord-ouest du pays et un refroidissement au large de la côte du Labrador. À l'échelle nationale, il s'est produit depuis 100 ans un réchauffement statistiquement significatif de 1°C.

Même s'il demeure très difficile d'établir la relation entre l'augmentation des GES et le réchauffement global observé, nous disposons d'outils importants pour nous guider. Les modèles de circulation générale (MCG) sont des outils mondialement acceptés pour étudier les effets possibles d'une tendance à la hausse des GES. Toutefois, ils sont limités par la complexité des conditions environnementales réelles, car il est difficile de représenter mathématiquement

⁵⁹ GIEC: Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat, en anglais IPCC pour Intergovernmental Panel on Climate Change. Le GIEC est un groupe de quelques 1500 scientifiques, d'environ 130 pays, travaillant pour les Nations-Unies sur la question des changements climatiques depuis 1989.

l'ensemble des conditions physiques et dynamiques des paramètres qui gèrent le bilan énergétique de la terre (ex. la nature du sol, les flux de chaleur, de masse, etc.). Ainsi, les résultats obtenus avec de tels modèles doivent être interprétés avec prudence.

Pour la simulation des phénomènes à des échelles régionales ou locales, les MCG disponibles actuellement comportent un degré d'incertitude et leur utilisation fait l'objet de controverses scientifiques. Néanmoins, on s'attend qu'au cours des prochaines années le développement de meilleurs modèles régionaux permettra d'établir plus adéquatement l'ampleur de la réponse climatique, pour une région donnée, à une augmentation importante des gaz à effet de serre au niveau planétaire.

La problématique que représenterait le changement climatique pour le Québec a été traitée dans *L'Étude Pan-Canadienne : impacts et adaptation au climat, tome V* (Bergeron et al., 1997). À partir d'un scénario de « double CO₂ » (augmentation de CO₂ de 100%), les différents MCG utilisés pour le Québec donnent les résultats suivants en ce qui a trait à la température et aux précipitations :

«une tendance générale au réchauffement de +1 à +4° C partout sur le sud du Québec et de +2 à + 6°C dans la partie septentrionale de la province. Ce réchauffement sera plus accentué lors de la saison hivernale et plus important et intense dans le nord du Québec;

le sud du Québec recevrait, sous des conditions de doublement de CO₂ atmosphérique, des quantités de précipitation près ou légèrement au-dessus des normales saisonnières (de 0% à +10%). Les régions plus nordiques du Québec, pour leur part, recevraient entre 10 et 20% plus de précipitations que les valeurs actuellement observées. Les divergences spatiales (selon les régions de la province) et temporelles (selon les saisons) sont cependant plus importantes pour les scénarios de précipitations des MCG que pour le champ de température anticipé sous des conditions de 2xCO₂» (Bergeron et al., 1997).

En regard des événements climatiques extrêmes (sécheresse, inondations, vagues de froid et de chaleur, tempêtes hivernales, crues subites, périodes de sécheresse, tornades, etc.) et des modifications à la trajectoire moyenne des systèmes météorologiques affectant le Québec, aucune indication n'est donnée dans cette étude. Comme on connaît mal la réaction du système climatique face à une augmentation des gaz à effet de serre, il est difficile d'évaluer la fréquence, la durée et l'intensité prévue de tels phénomènes.

Afin de contrôler l'ampleur des changements climatiques qui pourraient être dus aux GES, il faudrait ramener les émissions mondiales actuelles à un tiers de leur valeur. Mais comme la plupart des GES subsistent longtemps dans l'atmosphère (10 à 20 000 ans selon la substance), on ne pourrait s'attendre à une réaction immédiate de l'atmosphère à nos efforts de réduction des gaz à effet de serre. La grande région de Montréal devrait donc s'efforcer de renforcer sa capacité d'adaptation à un certain degré de variations climatiques.

3.2.2 Impacts potentiels sur l'environnement des changements climatiques

Par Steven Guilbeault, GRIP UdeM

3.2.2.1 Les forêts

Les impacts des changements climatiques représentent une menace sérieuse pour les forêts de la région. Une augmentation rapide de la température, telle qu'observée depuis le milieu du 19^{ème} siècle, va forcer une migration rapide des forêts (et autres écosystèmes) vers le nord (IPCC, 1995a; Environnement Canada, 1991). Dans des conditions normales, la plupart des arbres composant la forêt boréale migrent à une vitesse de 4 à 200 km/siècle (Conseil du Programme climatologique canadien, 1996, 1995; C.D.Z. Environnement, 1994) alors que le taux de migration exigé par les hausses de température que l'on connaît sont de l'ordre de 160 à 900 km/siècle (Conseil du Programme climatologique canadien, 1996, 1995; MRN, 1995; C.D.Z. Environnement, 1994). Il y a donc un écart important entre la capacité de migration de nos forêts et la distance à parcourir; plusieurs études estiment que certaines espèces ne pourront simplement pas faire le voyage (IPCC, 1995a; C.D.Z. Environnement, 1994). De plus, il est important de se rappeler que les sols ont un rôle important à jouer quant à la capacité d'adaptation. Ainsi, la forêt boréale peut difficilement supporter des variations de température supérieures à 0,1°C par décennie (C.D.Z. Environnement, 1994). Toutefois, les augmentations auxquelles on assiste sont de l'ordre de 0,3°C (IPCC, 1995b) par décennie, ce qui pose un problème supplémentaire à la migration des forêts.

3.2.2.2 Les ressources hydriques

Vient ensuite la problématique due à l'augmentation du niveau de la mer, ce dernier ayant augmenté d'environ 50 cm depuis le début du siècle et le GIEC prévoit une augmentation d'au moins 50 cm d'ici 2100 (IPCC, 1995b; Conseil du Programme climatologique canadien, 1995). Or, plusieurs régions à travers le monde (Pays-Bas, France et petits pays insulaires) subissent déjà la hausse actuelle et sont aux prises avec de graves problèmes d'inondations. Il est à toute fin pratique impossible que la grande région de Montréal soit affectée par ce problème, puisque cette région se trouve à plusieurs mètres au-dessus du niveau de l'eau. D'autres régions du Québec et du Canada pourraient cependant être très affectées.

Le GIEC prévoit également une augmentation des inondations due aux modifications des systèmes pluviaux, l'augmentation de la température ayant comme conséquence de raccourcir les saisons de précipitations tout en les intensifiant, ce qui aurait ensuite pour effet de saturer les sols et de faire déborder les cours d'eau (IPCC, 1995a; Weijers et Vellinga, 1995). Il est difficile de déterminer si les inondations auxquelles nous assistons fréquemment sur la Rive-Sud de Montréal ou encore celles du Saguenay de juillet 1996 sont liées à ce phénomène puisqu'il existe très peu de données statistiques concernant la grande région de Montréal ainsi que le reste du Québec. Le problème est d'autant plus complexe que plusieurs facteurs sont à considérer dans le cadre de cette analyse, comme par exemple la gestion des bassins des barrages.

Parallèlement au problème des inondations, la montée du niveau de la mer compromet également les réserves d'eau douce de plusieurs régions à travers le monde. Par effet de débordement, l'eau salée vient se mélanger à l'eau douce entraînant sa salinisation. Ce phénomène s'observe tant au niveau des cours d'eau que des nappes phréatiques (IPCC, 1995b).

Nos approvisionnements en énergie pourraient également être grandement affectés par la modification du climat. L'hydroélectricité permet notamment de "stocker" du potentiel hydroélectrique dans les bassins des barrages. Le GIEC prévoit, à cause des températures élevées et de l'évaporation des grands bassins d'eau, qu'il sera de plus en plus difficile de stocker de l'énergie de la sorte. Cela semblerait en effet concorder avec les faibles stocks d'apports hydriques que connaît Hydro-Québec depuis le milieu des années 80 (Hydro-Québec, 1996, 1993). On remarque effectivement que de 1986 à 1995, les apports normaux de précipitations n'ont été atteints que 2 fois (1987 et 1993) alors que pour les autres années, les taux étaient inférieurs aux apports normaux parfois même de 56%. Une fois de plus, il faut faire preuve de prudence puisqu'il est difficile de déterminer s'il s'agit là d'un phénomène cyclique ou effectivement d'une modification climatique importante.

Finalement, pour la région du St-Laurent et des Grands-Lacs, on observe depuis peu une forte diminution du niveau de l'eau qui pourrait être liée aux chaleurs extrêmes que nous avons connues aux cours de la dernière décennie. On observe également une baisse importante des précipitations dans cette région (MRN, 1995). La gestion du St-Laurent et des Grands-Lacs relève également d'un système complexe et il est hasardeux d'attribuer la baisse actuelle du niveau de l'eau aux seuls facteurs climatiques. Toutefois, la sécheresse qui a frappé la grande région de Montréal pendant l'été de 1995 a conduit D. Phillips, climatologue à Environnement Canada, à conclure que le réchauffement global était à la source du problème (Phillips, 1995). Ce dernier évaluait même les coûts liés au fait que les navires devaient alléger leur cargaison entraînant des pertes de 200 000\$ par navire, soit environ 38 millions pour les mois de juillet et août. Il est à noter que cette affirmation ne fait pas l'unanimité et que certains contestent ces conclusions.

3.2.3.3 Activités de loisirs

Les changements climatiques vont éventuellement avoir de sérieuses répercussions sur plusieurs aspects de notre vie, le loisir étant un de ceux-là.

Il semble que l'industrie du golf aura beaucoup à gagner d'une augmentation de la température moyenne (MRN, 1995; Environnement Canada, 1989). En effet, le nombre de jours favorables à la pratique de ce sport pourrait augmenter de 20 à 30 % allant même jusqu'à 50% dans les régions de Québec et Sherbrooke (Environnement Canada, 1989).

L'industrie du ski a cependant beaucoup à perdre à cause des changements climatiques (MRN, 1995; Environnement Canada, 1988), entraînant une diminution possible - pour le Québec - de 50% des jours skiables.

3.3 Impact sur l'environnement de l'amincissement de la couche d'ozone

Par Julie Dion et Jean Tremblay, Environnement Canada

3.3.1 Augmentation des SACOS et destruction de la couche d'ozone stratosphérique

L'ozone stratosphérique (situé entre 15 et 35 km d'altitude) est un constituant essentiel de l'atmosphère. En absorbant les rayons ultraviolets, il protège la biosphère des effets néfastes de ces rayons. En outre, l'ozone influe sur la structure thermique et, de fait, sur la circulation de l'atmosphère.

L'ozone stratosphérique est principalement formé à l'équateur par l'action des rayons ultraviolets sur l'oxygène (Holton, 1992). Cependant, les concentrations d'ozone sont plus fortes aux pôles, et ce, dû au transport de l'ozone de l'équateur jusqu'aux régions polaires, tout au long de l'hiver respectif des deux hémisphères terrestres. Ce transport conduit à des concentrations d'ozone polaires maximales au printemps et minimales en automne. Par le même phénomène, au Canada, l'ozone atteint aussi un maximum au printemps.

L'ozone est détruit en partie par l'absorption d'énergie solaire. Des substances telles que les oxydes d'azote, le chlore, le brome, etc. (substances qui sont d'origine anthropique pour la plupart) sont aussi responsables de sa destruction. Depuis quelques années, l'ozone total diminue de façon marquée et périodique aux pôles et, plus faiblement, partout ailleurs sur la planète. Au Canada, la couche d'ozone s'est appauvrie, en moyenne, de 6% comparé aux données d'avant 1980 (Environnement Canada, 1997a). Cette diminution est due à la lente migration de polluants stables (CFC, halons, etc.) d'origine anthropique vers la stratosphère (les CFC sont responsables de 80% de la destruction totale de l'ozone). Au contact de rayonnement intense, ces matières stables se décomposent en matières actives (chlore, brome, etc.) qui détruisent efficacement l'ozone.

Dans la grande région de Montréal, on retrouve plus de 1 million de réfrigérateurs ménagers. Chaque système de réfrigération renferme une charge moyenne de 0,25 kg de CFC-12, ce qui donne un total de 250 000 kg pour la région (Environnement Canada, 1997b). De plus, la quantité de CFC-11 incorporée à la mousse isolante des réfrigérateurs est de quatre fois ce total. Heureusement, les mesures d'élimination de ces substances commencent à porter fruit. En 1987, plusieurs pays se sont réunis à Montréal pour mettre un terme à l'appauvrissement de la couche d'ozone et ont signé le Protocole de Montréal. Dix ans plus tard, les résultats de cette entente se font sentir. Par exemple, la concentration de certains CFC dans l'atmosphère n'est plus en hausse (Environnement Canada, 1997a). On s'attend donc à ce que, d'ici 2010, la concentration des CFC ait grandement diminué et que, d'ici 2050, la couche d'ozone soit rétablie à des valeurs acceptables... si les efforts sont maintenus.

Dans une atmosphère pure, on retrouve le minimum global d'ozone à l'équateur, où la variation saisonnière de l'ozone est très faible. Qu'en est-il alors des fameux « trous » polaires dans la couche d'ozone? En hiver, les températures antarctiques (en altitude et au sol) sont les plus froides de la planète. Ceci contribue à la formation d'un énorme tourbillon atmosphérique au-dessus du pôle sud. Plus les températures sont froides, plus le tourbillon est intense. Des nuages stratosphériques de glace et d'acide nitrique se forment lorsque la température passe à moins de

-80°C à l'intérieur de ce tourbillon. De manière simplifiée, lorsque le printemps austral revient, les réactions chimiques à la surface de la glace du nuage libèrent des masses de chlore et d'autres substances actives, destructrices d'ozone. De plus, les nuages stratosphériques retiennent les composés qui réagissent habituellement avec le chlore et ses semblables. Ceci laisse libre cours à un excédent nuisible de substances actives. La destruction printanière de l'ozone antarctique peut atteindre plus de 50%. En 1995, l'amincissement de la couche d'ozone au-dessus du pôle austral atteignait un record : 75% de l'ozone détruit sur une surface de 25 millions de kilomètres carrés.

Bien que la région arctique soit soumise aux mêmes polluants, le phénomène du « trou » y est moins marqué. Le tourbillon atmosphérique est moins intense (les températures sont plus élevées), conséquemment la formation de nuages stratosphériques moins importante. On retrouve alors moins souvent ce surplus massif de polluants actifs au printemps. La destruction de la couche d'ozone ne s'élève qu'à quelques pour-cent en général, mais peut atteindre les 40%. Toutefois, cette situation peut s'aggraver à cause du réchauffement de la troposphère, dû aux gaz à effet de serre (GES). Paradoxalement, à cause des GES, la stratosphère a plutôt tendance à se refroidir, ce qui favorise la formation des nuages stratosphériques polaires, qui, comme on l'a vu, ceux-ci favorisent à leur tour la destruction de la couche d'ozone.

3.3.2 Destruction de la couche d'ozone et augmentation potentielle des rayons ultraviolets

En théorie, un amincissement de la couche d'ozone devrait se solder par une augmentation proportionnelle des rayons ultraviolets (UV) atteignant la Terre. À ce jour, on détecte à peine une augmentation significative de certains UV à la surface du globe. Néanmoins, les données d'UV recueillies jusqu'à maintenant semblent tendre en faveur d'une augmentation de l'intensité des rayons ultraviolets à la surface de la Terre (Environnement Canada, 1997a). Plusieurs incertitudes nous empêchent de tirer des conclusions sur la relation observée entre ozone et UV. Premièrement, le réseau de mesures global a des limites techniques (ex. seuils de détection trop hauts); deuxièmement, l'intensité des UV atteignant la Terre est aussi influencée par la couverture nuageuse, l'albédo⁶⁰, les polluants et les composés atmosphériques naturels : éléments qui varient dans le temps et dans l'espace.

Comme nous l'avons vu, l'ozone n'est pas le seul facteur qui influence le rayonnement ultraviolet. En fait, les principaux paramètres d'influence sont la couverture nuageuse (les nuages servant d'écran protecteur) et l'angle zénithal (plus le soleil est haut dans le ciel, plus les UV-B sont intenses à la surface). Par ciel clair, l'angle zénithal explique 80% de la variation des UV-B, alors que l'ozone en explique 15%. Ainsi, le rayonnement UV-B au pôle sud reste inférieur à celui de l'équateur (malgré l'appauvrissement marqué de l'ozone), parce que le soleil s'élève peu au-dessus de l'horizon austral, même en été.

⁶⁰ Le pourcentage de rayonnement réfléchi par une surface par rapport au rayonnement reçu par cette même surface

3.3.3 Impact sur l'environnement de l'augmentation des rayons UV

Par Steven Guilbeault, GRIP UdeM

À l'échelle du globe, la diminution de l'ozone stratosphérique serait également responsable d'une diminution de la diversité biologique (WMO, 1995). Les espèces les plus sensibles sont les herbacés, les feuillus et enfin, les conifères.

La diminution de la couche d'ozone entraîne également des impacts importants sur l'agriculture. Une diminution de 1% de la couche d'ozone pourrait résulter en une augmentation de 1,5% des rayons UV-B pénétrant la couche (IRDEST, 1993; MENVIQ, 1992; Environnement Canada, 1991). L'augmentation des rayons UV-B entraîne à son tour des diminutions importantes de productivité chez les plantes. Donc, pour une augmentation de 1% des rayons UV-B, on remarque une diminution de 1% de la productivité (WMO, 1995; Environnement Canada, 1991).

Directement sous le «trou» d'ozone, le phytoplancton antarctique (plante marine) se retrouve dans les premiers mètres de l'océan. Des tests menés en 1990 ont révélé que, au minimum, de 6 à 12% du phytoplancton avait été endommagé par le rayonnement et dans plusieurs cas, l'ADN est attaqué.

Le problème de l'appauvrissement de la couche d'ozone nous touche tous. Certains impacts de l'accroissement des rayons ultraviolets sur la santé et sur les végétaux sont connus. Par contre, peu d'études font ressortir les effets des UV sur les matériaux. Mais, il est probable que bien des matériaux ne soient pas insensibles aux UV. D'autre part, l'augmentation des rayons ultraviolets au sol pourrait conduire à l'augmentation de la formation d'ozone à la surface de la Terre, ce qui n'est pas souhaitable, puisque l'ozone est un polluant nocif pour la santé lorsque inhalé.

3.4 Impact sur l'environnement de la combinaison de phénomènes

D'après une étude menée par Schindler et al. (1996), on découvre que les effets combinés d'une augmentation de la température et un pH bas (environ 4,5) dans les lacs permettraient aux rayons UV-B de pénétrer plus profondément (22 à 63%) dans ceux-ci, attaquant par le fait même la chaîne alimentaire (phytoplancton).

De plus, l'effet des NO_x, SO₂ et O₃ sur les bâtiments est beaucoup plus dommageable lorsque les températures sont élevées et les concentrations de rayons UV-B supérieures à la moyenne. Par exemple, une concentration de 1 ppb de rayon UV-B combinée à un taux d'humidité de 70% conduirait à une érosion importante des peintures (Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie, 1992).

3.5 Impacts économiques de la pollution atmosphérique sur l'environnement

Par Pierre Roy, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec

Cette section porte sur les coûts économiques de la pollution atmosphérique dans l'environnement de la grande région de Montréal. Ce sont uniquement les coûts des dommages autres que sur la santé qui sont discutés dans cette section.

3.5.1 *Rareté des études*

Disons d'emblée qu'il serait très difficile, sinon impossible, d'évaluer les coûts de la pollution atmosphérique dans la grande région de Montréal avec les informations disponibles actuellement. Deux raisons expliquent en partie pourquoi on ne peut pas mettre en dollars la valeur des dommages pour la grande région de Montréal et pour le Québec.

D'une part, les dernières évaluations économiques des dommages causés par la pollution de l'air, autres que sur la santé, remontent aux années 80, lorsque les effets des précipitations acides ont été examinés en profondeur. Il n'y a pas eu d'autres études depuis et à notre connaissance, il n'y a aucune étude sur la valeur économique des dommages portant spécifiquement sur la grande région de Montréal. Il faudrait donc se reporter aux études des années 80 pour illustrer les coûts économiques de la pollution atmosphérique. Le portrait qui pourrait être obtenu d'après ces études serait un portrait provincial, limité aux effets des contaminants acidifiants.⁶¹

D'autre part, les évaluations économiques des dommages les plus récentes, que ce soit pour fixer les critères d'air ambiant ou pour évaluer la rentabilité des mesures de contrôle, se concentrent sur les effets sur la santé. On considère que les efforts nécessaires pour évaluer les dommages aux ressources, apporteraient des gains marginaux, en termes d'aide à la décision. La valeur économique des dommages à la santé dépasse largement la valeur des autres types de dommages. Les analyses tentent de quantifier les dommages aux ressources en termes physiques, sans pousser jusqu'à l'évaluation monétaire. Les études consistent souvent en un traitement qualitatif de ces dommages.

Il ne faut pas que ceci laisse entendre que les coûts de ces dommages ne sont pas significatifs ou qu'ils sont difficilement mesurables. Au contraire, ils peuvent constituer une part importante des coûts totaux de la pollution de l'air et des méthodologies existent pour chiffrer en dollars ces dommages.

La plus récente étude canadienne qui a évalué ces dommages est l'analyse coûts-bénéfices du plan de gestion de la qualité de l'air pour la vallée du Fraser, en Colombie-Britannique (Bovard-Concord, 1995). Nous présentons sommairement les résultats de cette étude afin de donner une idée de l'ordre de grandeur des coûts :

- matériaux: valeur actualisée des dommages de 18M\$ sur la période 1994-2020⁶²;
- visibilité: valeur annuelle de 40\$ par ménage pour une amélioration de 10 km de la visibilité (l'étude ne contient pas d'évaluation pour l'ensemble des ménages);
- cultures végétales: dommages évalués à 4,4 millions pour l'année 1995;
- dommages attribuables aux changements climatiques: valeur actualisée de 133M\$ pour la réduction des coûts anticipés des changements climatiques (période allant de 1992 à 2020). L'étude de la Colombie-Britannique utilise 20\$/tonne de CO₂ suite à la baisse des émissions de GES. Les bénéfices ne sont pas spécifiques à la Colombie-Britannique puisque le coefficient de 20\$/tonne de CO₂ est tiré d'études utilisant les modèles mondiaux.

⁶¹ Le MEF possède une bibliographie sur les aspects économiques des précipitations acides

⁶² Il faut se référer au document pour connaître les réductions d'émissions qui génèrent ces bénéfices

3.5.2 Pistes proposées pour l'évaluation monétaire des dommages

Les effets sur la végétation et la visibilité, spécifiques à la grande région de Montréal, pourraient être étudiés. Les pistes sont proposées parce que les impacts économiques peuvent être significatifs et que l'on peut employer une méthodologie de transfert des bénéfices au lieu de commencer à zéro en faisant des études coûteuses. Les pistes proposées sont présentées ci-dessous.

Les émissions de NOx et de COV produites dans cette région contribuent de façon importante aux concentrations d'ozone à l'est de l'Île de Montréal, particulièrement en Montérégie et dans Lanaudière. On retrouve beaucoup de productions végétales dans ces deux régions et on pourrait penser à évaluer les pertes attribuables à l'ozone au sol. Les superficies des principales cultures sont connues et il y a des données disponibles sur les coûts de production et les prix de vente. L'étape la plus délicate est celle de l'évaluation de pertes de rendement suite à l'exposition à l'ozone.

Pour les effets sur la visibilité, il faudrait au préalable bien connaître la contribution de la pollution atmosphérique aux problèmes de visibilité dans la grande région de Montréal et d'obtenir une bonne connaissance quantitative des dommages. Il serait ensuite possible d'évaluer les dommages en termes monétaires en utilisant les résultats d'études réalisées ailleurs.

En ce qui concerne les dommages causés par les changements climatiques, il faudrait identifier les ressources susceptibles d'être affectées et, à partir de scénarios sur les effets des changements climatiques, évaluer les coûts anticipés des dommages (coûts de mitigation, d'adaptation, etc.).⁶³

Pour les dommages aux matériaux, nous sommes d'avis que ce n'est pas une piste très productive en regard des informations supplémentaires qu'une évaluation économique pourrait fournir sur cet aspect.

3.5.3 Exemples des coûts économiques de la pollution atmosphérique sur l'environnement

À l'instar des effets sur la santé, la méthodologie d'évaluation monétaire des dommages utilise généralement le cadre dose-réponse. Pour les dommages aux ressources naturelles et aux matériaux, les unités de mesure des dommages pourraient, par exemple, prendre la forme:

- d'une baisse de fréquentation des lacs par les pêcheurs récréatifs suite à une diminution du pH des lacs par les dépôts acides ;
- d'une fréquence d'entretien plus rapide des matériaux dans le cas de la corrosion attribuable aux sulfates ou
- d'une baisse du rendement pour des dommages aux plantes suite à une exposition à des concentrations élevées d'ozone.

⁶³ La Commission mixte internationale a réalisé des travaux sur la régulation des niveaux d'eau dans le bassin des Grands-Lacs et du Fleuve St-Laurent. Ces travaux contiennent des résultats sur les coûts des inondations.

En termes économiques, ces dommages pourraient respectivement être exprimés et évalués de la façon suivante.

Pour les activités récréatives, la valeur de la perte serait évaluée par ce que les économistes appellent la volonté à payer pour une amélioration de la qualité de l'environnement. Dans le cas de la pêche récréative, cela pourrait être la volonté à payer pour une augmentation du succès de pêche (nombre de prises par jour par exemple). De cette volonté à payer, il faut soustraire les dépenses des pêcheurs pour pratiquer leur activité. On obtient ce qui est appelé en jargon économique «le surplus du consommateur». C'est cette valeur qui serait associée à la mesure de baisse de fréquentation.

Ce ne sont pas seulement les pêcheurs qui sont prêts à payer pour réduire les dommages. Ceux qui ne vont pas à la pêche pourraient être prêts à payer pour, par exemple, conserver l'intégrité écologique des lacs. La seule existence de ces ressources a une valeur économique et le fait de les conserver pour un usage éventuel a également une valeur que les économistes désignent par valeur d'option.

Le coût d'entretien des matériaux pourrait être évalué par les coûts supplémentaires d'entretien sur une période de vingt ans par exemple. Si la fréquence est d'un entretien par 3 ans au lieu d'un entretien par 5 ans en l'absence de pollution, le coût économique serait le coût actualisé des entretiens supplémentaires pour une période de 30 ans.

Pour la baisse de rendement des cultures, le coût économique est estimé par la perte de revenus nets par hectare. Si par exemple, le rendement de la culture de la pomme de terre diminue de 1 tonne par hectare, le coût de la pollution est le prix qui pourrait être obtenu pour cette tonne, moins le coût pour la produire.

3.6 Études réalisées ou en cours dans la grande région de Montréal

Par Steven Guilbeault, GRIP UdeM

L'objectif de cette section est de mettre à jour les études, consacrées à la grande région de Montréal, qui portent sur les problématiques de pollution atmosphérique liées à l'environnement. À ce titre, l'étude la plus exhaustive qui a été faite à ce jour est celle de Turner et al.: «Problématique de l'ozone troposphérique au Québec et plus spécifiquement dans la région de Montréal» (Turner et al., 1995). Suite à cette étude, un projet est présentement en élaboration et regroupe plusieurs gouvernements municipaux, provinciaux (ou étatiques) et fédéraux du Canada, des États-Unis et du Mexique ainsi que différents groupes de recherches universitaires. Ce dernier se nomme "The North American Research Strategy for Tropospheric Ozone" (NARSTO). Pour la grande région de Montréal, les acteurs impliqués dans cette étude sont Environnement Canada, le MEF, la CUM et l'Université du Québec à Montréal (même groupe d'étude que celui portant sur les oxydants et qui a d'ailleurs participé à l'étude de Turner et al.). L'objectif de cet exercice est de procéder à des mesures de la qualité de l'air et de paramètres météorologiques liés à l'ozone afin d'augmenter le niveau de fiabilité des modèles de simulation des sources canadiennes.

3.7 Les questions de recherche

Notre compréhension de la problématique des GES s'est grandement améliorée au cours des dernières années. Le GIEC souligne toutefois, dans le cadre de la publication de leur dernier rapport, le peu de connaissances que nous possédons quant à l'effet des aérosols sur le système climatique global; cet élément sera donc étudié plus à fond dans le cadre du prochain rapport que ce groupe devrait faire paraître vers l'an 2000. Il est à noter que notre niveau de connaissance quant à l'effet de ces aérosols sur la couche d'ozone est très avancé.

Dans le cadre de l'étude du NARSTO, les chercheurs tenteront d'établir de manière plus quantitative les contributions des régions sources de précurseurs de l'ozone troposphérique.

Au niveau des pluies acides, on explique encore assez mal comment, malgré une diminution importante des émissions des polluants entraînant cette forme de pollution, le pH des pluies que nous connaissons demeure aussi élevé. On avance une hypothèse, qui reste à vérifier, à l'effet que les dépôts des substances basiques auraient également diminué.

RÉSUMÉ – CHAPITRE 3

Les sources locales (sources fixes et mobiles) émettent des polluants atmosphériques (NO_x , SO_2 , etc.) dont les répercussions peuvent affecter l'environnement immédiat. Ces polluants émis directement à l'atmosphère, subissent à leur tour des transformations chimiques, et contribuent à la formation de polluants pouvant être plus dommageables pour l'environnement (ex. ozone troposphérique). Les polluants émis par des sources situées à des lieux distants (ex. États-Unis) et qui sont transportés sur de longues distances ont des effets néfastes sur l'environnement local (ex. acidification des lacs par les pluies acides, smog urbain, etc.). Enfin, les sources locales émettent des gaz à effet de serre (GES), dont le principal est le CO_2 , et des substances amenuisant la couche d'ozone stratosphérique (SACOS) contribuant ainsi à l'augmentation de ces polluants au niveau planétaire. La croissance de tels polluants au niveau mondial aurait des conséquences sur l'ensemble de la planète (changements climatiques et augmentation des rayons UV-B), touchant toutes les régions du globe, à des degrés divers.

Ainsi, les différentes composantes de l'environnement sont et seront vraisemblablement affectées par les émissions de polluants de sources locales ou lointaines mais également par les effets indirects d'une modification des systèmes globaux tels que le climat et la couche d'ozone stratosphérique.

Il est difficile d'établir de manière précise les impacts de la pollution atmosphérique sur l'environnement de la grande région de Montréal (GRM). Les informations sont souvent disponibles à un niveau plus large, soit provincial, national voire mondial. Néanmoins, les impacts sur l'environnement soulevés à d'autres niveaux géographiques peuvent être transposables à la situation de la GRM.

Impact de polluants, autres que GES et SACOS, d'origine locale ou lointaine

Certains polluants locaux ou d'origine lointaine (transport à grande distance) ont des répercussions sur l'agriculture, les forêts et les infrastructures.

L'*ozone troposphérique* (O_3) est l'un des polluants atmosphériques ayant le plus d'impact sur l'agriculture. Aux niveaux observés dans la grande région de Montréal, l' O_3 occasionnerait une perte de productivité (entre 0 et 5%), un ralentissement du processus de photosynthèse et du rythme de croissance des plantes, une plus grande vulnérabilité aux stress biotiques et abiotiques et un accroissement de la susceptibilité au froid.

Les NO_x , SO_2 et O_3 au sol, en particulier, véhiculés par l'air ont des impacts importants sur les bâtiments, les matériaux et les métaux. Le taux de corrosion, en milieu non pollué, serait de $0,6 \mu\text{m}/\text{an}$ alors qu'en milieu pollué, il se situerait à $1,5 \mu\text{m}/\text{an}$. On remarque cependant que, depuis les dernières années, le taux de corrosion des métaux a diminué parallèlement aux diminutions de concentrations de SO_2 dans l'air ambiant.

Les *nitrates* et les *sulfates* constituent également des polluants néfastes pour l'environnement en raison de leur rôle dans l'acidification des lacs et le dépérissement des forêts. Depuis le milieu des années 70, les forêts québécoises ont subi d'importants problèmes liés aux pluies acides. Le taux de croissance moyen des feuillus qui était estimé à 1,5 mm/an pendant la période 1900-1975 est passé à 0,8 mm/an en 1980. Il se situerait maintenant aux environs de 1mm/an. Le dépérissement affecte aujourd'hui plus de 89,7% des populations d'érablières au Québec.

Il y a eu cependant une diminution des dépôts de sulfates humides mais non de l'acidité des dépôts. Dans la grande région de Montréal, le pH annuel moyen des précipitations est de 4,4, soit 18 fois plus acide qu'une précipitation en équilibre avec l'atmosphère.

Impact de l'augmentation des gaz à effet de serre (GES)

Il n'existe plus aucune doute pour la communauté scientifique que, depuis l'ère industrielle, les principaux gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 , N_2O et CFC) augmentent. On observe également depuis les 100 dernières années, une augmentation de la température d'environ $0,5^\circ\text{C}$ sur la Terre. Selon le Groupe Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) des Nations-Unies chargé d'évaluer les aspects scientifiques, techniques et économiques des changements climatiques, « l'homme a une influence perceptible sur le climat global ».

Néanmoins, la relation entre l'augmentation des concentrations de GES et le réchauffement du climat n'est pas bien établie. Les modèles de circulation générale (MCG), outils mondialement acceptés pour anticiper et prévoir les effets possibles d'une tendance à la hausse des GES, sont limités par la complexité à simuler les conditions environnementales réelles, actuelles et futures. De plus, les MCG disponibles actuellement sont développés pour les phénomènes intervenant à l'échelle planétaire. À une échelle régionale ou locale, l'utilisation de tels modèles comporte un degré d'incertitude plus élevé et fait l'objet de controverses scientifiques.

La problématique que représenterait le changement climatique pour le Québec a été traitée dans *L'Étude Pan-Canadienne sur les impacts et l'adaptation à la variabilité et au changement du climat* (Bergeron et al., 1997). À partir des divers scénarios climatiques tirés des MCG et applicables au Québec, un doublement de CO_2 représenterait pour le sud du Québec, une tendance générale au réchauffement de $+1$ à $+4^\circ\text{C}$ (réchauffement d'ailleurs plus accentué lors de la saison hivernale) et une augmentation des quantités de précipitations près ou légèrement au-dessus des normales saisonnières (de 0% à +10%). En regard des événements climatiques extrêmes (ex. inondations, vagues de froid et de chaleur, tempêtes hivernales, tornades, sécheresse, etc.), il est difficile d'en évaluer la fréquence, la durée et l'intensité.

Les impacts potentiels des changements climatiques pourraient représenter une menace sérieuse pour les forêts, le niveau de l'eau, les approvisionnements en énergie et les activités de loisir.

Impact de l'augmentation des substances amenuisant la couche d'ozone (SACOS)

La couche d'ozone s'est appauvrie en moyenne de 6% comparé aux données d'avant 1980. Cette diminution est due à la lente migration de polluants stables (CFC, halons, etc.) vers la

stratosphère (les CFC sont responsables de 80% de la destruction totale de l'ozone). Chaque système de réfrigération renferme une charge moyenne de 0,25 kg de CFC-12. Ainsi, pour la GRM, où on retrouve plus de 1 million de réfrigérateurs ménagers, on estime à 250 000 kg la quantité de CFC-12 générée par la région. De plus, la quantité de CFC-11 incorporée à la mousse isolante des réfrigérateurs est de quatre fois ce total. Heureusement, les mesures d'élimination de ces substances commencent à porter fruit. Depuis 1987, année de la signature du Protocole de Montréal, on constate que certains CFC dans l'atmosphère ne sont plus en hausse.

On s'inquiète de l'amincissement de la couche d'ozone parce que l'ozone de la stratosphère nous protège des rayons ultraviolets. Une diminution de celle-ci entraînerait une croissance des rayons ultraviolets (UV) atteignant la terre et une exposition plus grande aux rayons UV aurait des conséquences sur les êtres vivants, les végétaux et possiblement les matériaux. Une diminution de 1% de la couche d'ozone pourrait résulter en une augmentation de 1,5% des rayons UV-B pénétrant la couche. Une augmentation de 1% des rayons UV-B entraînerait une diminution de 1% de la productivité chez les plantes. A l'échelle du globe, la diminution de l'ozone stratosphérique aurait des impacts importants sur l'agriculture et serait responsable d'une diminution de la diversité biologique. D'autre part, l'augmentation des rayons ultraviolets au sol pourrait conduire à l'augmentation de la formation d'ozone à la surface de la Terre.

Cependant, on ne connaît pas bien la relation entre la diminution de la couche d'ozone et l'augmentation des rayons UV. En théorie, un amincissement de la couche d'ozone devrait se solder par une augmentation proportionnelle des rayons ultraviolets (UV) atteignant la terre. A ce jour, on détecte à peine une augmentation significative de certains UV à la surface du globe mais la tendance semble être en faveur d'une intensification des UV à la surface de la Terre.

L'ozone n'est pas le seul facteur qui influence le rayonnement ultraviolet. En fait, les principaux paramètres d'influence sont la couverture nuageuse et l'angle zénithal (plus le soleil est haut dans le ciel, plus les UV-B sont intenses à la surface). Par ciel clair, l'angle zénithal explique 80% de la variation des UV-B alors que l'ozone en explique 15%.

Références bibliographiques

- ALCAMO, J. ET KREILEMAN, E. 1996. *The Global Climate System: Near Term Action for Long term Protection*. Amsterdam, National Institute of Public Health and the Environment. 17 p.
- BERGERON, L., VIGEANT, G. ET LACROIX, J. 1997. *Chapitre québécois de l'étude pan-canadienne sur les impacts et l'adaptation à la variabilité au changement du climat. Tome V, Résumé synthèse*. Ottawa, Environnement Canada. 19 p.
- BOVAR-CONCORD. 1995. *Economic Analysis of Air Quality Improvement in the Lower Fraser Valley*. Burnaby, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. 100 p.
- C.D.Z. ENVIRONNEMENT INC. 1994. *Les changements climatiques de nature anthropique*. Québec, Direction de l'expertise scientifique, MEF. 55 p.
- CHESTNUT, L. G. 1995. *Environmental and Health Benefits of Cleaner Vehicles and Fuels; Draft Supplemental Report 3: Selected Economic Evidence of Monetary Valuation of Human Health Effects*. Conseil canadien des ministres de l'environnement. 100 p.
- CHESTNUT, L.G. 1995. *Human Health Benefits from Sulphate Reductions Under Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments*. U.S. Environmental Protection Agency. 100 p.
- CONSEIL DU PROGRAMME CLIMATOLOGIQUE CANADIEN. 1995. *Répercussions pour le Canada des rapports d'évaluation du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat - Tour d'Horizon*. Downsview (Ontario), Conseil du Programme climatologique canadien et le Conseil du Programme canadien des changements à l'échelle du globe de la Société royale du Canada. 8 p.
- CONSEIL DU PROGRAMME CLIMATOLOGIQUE CANADIEN. 1996. *Répercussions pour le Canada des rapports d'évaluation publiés récemment par le GIEC*. Downsview (Ontario), Conseil du Programme climatologique canadien et le Conseil du Programme canadien des changements à l'échelle du globe de la Société royale du Canada. 26 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1988. *Répercussions d'un changement climatique sur l'industrie du ski alpin au Québec. Sommaire du changement climatique*. Ottawa, Environnement Canada. (SCC 88-03). 12 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1989. *Répercussions d'un changement climatique sur les besoins en eau des municipalités et sur l'industrie du golf au Québec. Sommaire du changement climatique*. Ottawa. Environnement Canada. (SCC 88-03). 12 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1991. *The State of Canada's Environment*. Altona, DW Friesen & Sons. 400 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. *L'abc de l'amincissement de la couche d'ozone*. Collection écocivisme. Ottawa, Environnement Canada. (En1-21/2-1993F). 84 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1994. *Programme canadien de protection de la couche d'ozone (Sommaire)* Ottawa, Environnement Canada. (En40-442/1994). 22 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1994. *Rapport sommaire 1993: inventaire national des rejets polluants*. Ottawa, Environnement Canada. 125 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1995. Perspectives climatiques. *Revue mensuelle du climat et des eaux au Canada*, 17 : 3-4.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1995. *De la science à l'action: Le Centre Saint-Laurent*. Ottawa, Environnement Canada. 24 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1997a. *Ozone Science : A Canadian Perspective on the Changing Ozone Layer*. Ottawa. Government of Canada, 119 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1997b. *L'ABC de l'amincissement de la couche d'ozone*, [En ligne]. Adresse URL : <http://www.ns.doe.ca/french/udo/depl.html> (Page consultée le 23 septembre 1997)

GLICK, P. 1996. *Global Warming: The high cost of inaction*. Washington D.C., Sierra Club.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1995. *Notre santé en dépend! Vers la prévention de la pollution. Rapport du comité permanent de l'environnement et du développement durable*. Ottawa, Chambre des Communes. 391 p.

GRENON, S. ET RINGUETTE, R. 1995. *Cycle de vie des chlorofluorocarbures (CFC): Arbre de distribution des CFC au Québec. Rapport interne - Environnement Canada - Région du Québec*. Montréal, Direction de la protection de l'environnement. 8 p.

HAITES, E. ET AL. 1994. *Monetization of Air Emissions: The Case of Hydro-Québec*. Barakat & Chamberlin. 100 p.

HOLTON, J.R. 1992. *An Introduction to Dynamic Meteorology*. Toronto. Academic Press. 511 p.

HYDRO-QUÉBEC. 1993. *Grande-Baleine Complex. Feasibility Study; Part 1 Project Rationale, Book 2 Detailed Analysis, Vol.1 Planning*. Montréal, Hydro-Québec. 71 p.

HYDRO-QUÉBEC. 1996. *L'équilibre énergétique, l'efficacité énergétique et l'hydraulicité*. Montréal, Hydro-Québec. 71 p.

INSTITUT D'HYGIÈNE ET D'ÉPIDÉMIOLOGIE. 1992. *Étude de la pollution photochimique en Belgique; Période 1979-1990*. Bruxelles, Ministère de la Santé Publique et de l'Environnement. 60 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1995a. *Second Assessment Report; Summary for Policymakers*. Washington D.C., World Meteorological Organization - United Nations Environmental Program, World Meteorological Organization - United Nations Environmental Program. 100 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1995b. *Technical Summary forming part of the contribution of Working Group I*. Washington DC, World Meteorological Organization - United Nations Environmental Program. 50 p.

IRDEST (Institut de Recherche et de Développement en Environnement - Secteur Transport). 1993. *Étude sur les impacts environnementaux de l'automobile*. 100 p.

LEGGET, J. (ed). 1990. *Global Warming; The Greenpeace Report*. Oxford, Oxford University Press. 350 p.

MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec). 1996. *Les précipitations acides au Québec: état de la situation (1996)*. Québec, Ministère de l'Environnement et la Faune. 49 p.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec). 1992. *État de l'environnement au Québec*. Québec, Guérin. 400 p.

MRN (Ministère des Ressources Naturelles). 1995. *Mise en œuvre de la Convention-Cadre des Nations-Unies sur les changements climatiques; Plan d'action du Québec*. Charlesbourg, ministère des Ressources Naturelles. 22 p.

MRN (Ministère des Ressources Naturelles). 1995. *Pour un Québec efficace. Rapport de la Table de consultation du débat public sur l'énergie*. Charlesbourg, ministère des Ressources Naturelles. 150 p.

PHILLIPS, D. 1995. *L'été de 1995: Un été dont on se souviendra*. Ottawa, Environnement Canada. 14 p.

POISSANT, L. ET KOPRIVNJAK, J.F. 1996. Concentration de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale. *Vecteur Environnement*, 29 : 29-39.

PRADES, J.A, TESSIER, R. ET VAILLANCOURT, J.G. 1994. *Aspects sociaux des précipitations acides au Québec. La Collection Environnement. Volume 16*. Montréal, Université de Montréal. 279 p.

RESSOURCES NATURELLES CANADA. 1995. *L'État des forêts au Canada 1994*. Hull, Service canadien des forêts. 111 p.

SCHINDLER, D.W. ET AL. 1996. Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. *Nature*, 379 : 705-7.

STATISTIQUE CANADA. 1991. *Activité humaine et l'environnement; 1991*. Ottawa, ministère de l'Industrie, des Sciences et de la Technologie. 247 p.

TREMBLAY, J. ET DANN, T. 1995. *Les composés organiques volatils dans l'air ambiant au Québec (1989-1993)*. Montréal, Environnement Canada. 448 p.

TREMBLAY, J., SERVIRANCKX, R. ET RENAUD, G. 1993. *La météorologie et la qualité de l'air: Un guide de formation*. Montréal, Service de l'environnement, Environnement Canada - Région du Québec. DSS 93-03. 402 p.

TRENBERTH, K.E., HOUGHTON, J.T. ET MEIRA FILHO, L.G. 1996. *The Climate System: An Overview*. IPCC Working group I, Chapter 1. (document sous presse).

TURNER, S. ET AL. 1995. *Problématique de l'ozone troposphérique au Québec et plus spécifiquement dans la région de Montréal*. Montréal, Environnement Canada. 101 p.

WEIJERS, E.P. ET VELLINGA, P. 1995. *Climate Change in River Flooding; Changes in rainfall processes and flooding regimes due to an enhanced Greenhouse effect*. Amsterdam, Institute for Environmental Studies. 6 p.

WHO (World Health Organization). 1994. *Ultraviolet Radiation - Environmental Health Criteria 160*. Genève, United Nations Environment Programme. 30 p.

WMO (World Meteorological Organization) ET AL. 1995. *Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1994; Executive Summary*. Genève, World Meteorological Organization. 36 p.

Chapitre 4- La santé publique et la pollution atmosphérique

Introduction

Nous vous présentons dans ce chapitre un état des connaissances actuelles, suite à une revue de la littérature scientifique, sur les effets à la santé humaine des polluants suivants: l'ozone, les particules totales en suspension, les composés organiques volatils, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et la fumée de bois. Nous traitons aussi des phénomènes d'asthme et d'allergie, en particulier la rhinite allergique associée au pollen de l'herbe à poux, de même que des effets potentiels sur la santé de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone.

Nous aimerions dans un premier temps faire certaines mises en garde. La limitation à quelques polluants atmosphériques s'est effectuée sur la base de leurs niveaux dans l'air ambiant mesurés aux stations d'échantillonnage fixes (plutôt que sur des mesures d'exposition personnelle). L'exposition populationnelle établie à partir de telles mesures est, nous en sommes conscients, imparfaite voire souvent inadéquate. Un facteur de confusion important qui intervient dans l'analyse de la relation entre la pollution atmosphérique et la santé est la pollution intérieure. Les gens, et particulièrement ceux habitant des régions ayant des hivers rigoureux, passent généralement beaucoup plus de temps à l'intérieur qu'à l'extérieur. Lorsque l'on veut évaluer leur exposition à un contaminant donné, il est donc important de tenir compte à la fois des concentrations retrouvées à l'intérieur et à l'extérieur, ainsi que du temps passé dans chacun des milieux. Par exemple, dans le cas de l'ozone, certains résultats suggèrent que les doses individuelles mesurées par les échantillonneurs personnels ne représentent qu'une fraction des valeurs provenant des stations fixes (Delfino et al., 1996; Liu et al. 1997). À l'inverse, pour d'autres produits, comme certains composés organiques volatils, les concentrations dans l'air intérieur sont souvent beaucoup plus élevées que dans l'air extérieur. Nous avons donc rapporté, lorsque disponibles, les résultats des études qui ont mesuré les contaminants dans divers milieux intérieurs (résidences, restaurants, etc.) ou qui ont employé des mesures personnelles, et nous en avons tenu compte dans nos discussions.

L'autre point, que nous voudrions souligner, est le fait que les niveaux de contaminants retrouvés dans l'air sont en général relativement faibles. Ainsi, la mesure des effets sur la santé que ces différents contaminants peuvent entraîner est difficile et quelquefois incertaine. Deux cas particuliers, qui font l'objet de controverses dans les milieux scientifiques, méritent d'être soulignés. Le premier cas concerne les études épidémiologiques qui montrent des associations faibles entre la présence d'un contaminant dans l'air et certains effets sur la santé. Le second cas se présente lorsque l'on veut extrapoler à l'humain, exposé à de très faibles concentrations, les résultats d'études qui montrent que des animaux de laboratoire soumis à des doses extrêmement élevées d'un produit donné présentent une augmentation significative de cancers. Les incertitudes liées à ces deux problématiques seront discutées aux sections 4.2 et 4.3 respectivement.

En dernier lieu, les principaux enjeux de santé publique pour la région sont discutés, suite à l'analyse sommaire des impacts potentiels sur la santé des polluants atmosphériques retenus.

Pour faciliter la conversion des unités, mg/m^3 -ppm, nous présentons à l'annexe IV les facteurs de conversion pour chacun des polluants étudiés.

4.1 Ozone

Par Jocelyn Lavigne, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

De nombreux oxydants se retrouvent dans l'air ambiant. Parmi ceux-ci, l'ozone (O_3) et le dioxyde d'azote (NO_2) sont ceux que l'on retrouve en plus grande concentration. Des normes pour ces produits existent d'ailleurs depuis de nombreuses années.

L'ozone qui nous intéresse ici est celui que l'on retrouve dans l'air ambiant, près de la surface du sol. Il est formé à partir de processus photochimiques extrêmement complexes initiés par les radiations solaires, impliquant à la fois les NO_x et de nombreuses classes de composés organiques volatils (COV) (Logan, 1985).

Des études menées chez des animaux de laboratoire ainsi que certaines expériences in vitro ont démontré que l'ozone, à cause de son pouvoir oxydant très puissant, réagit avec une grande variété de composants cellulaires, dont les lipides polyinsaturés, les agents antioxydants, les groupes thiols, amines et les protéines (US EPA, 1986). Ces réactions ne devraient cependant se produire qu'au niveau du mucus ou des surfactants protégeant le poumon, à cause justement de la grande réactivité de ce produit (Pryor et al., 1992). Des produits résultant de réactions secondaires, comme des peroxydes ou des radicaux libres, peuvent aussi être responsables de certains des effets de l'ozone (Leikauf et al., 1993). On croit actuellement que ces produits peuvent pénétrer plus profondément le tissu pulmonaire et ainsi participer à l'effet toxique de l'ozone.

Ces réactions seraient responsables de l'apparition de l'inflammation au niveau du tissu pulmonaire, de la diminution des mécanismes de défense contre les infections, des modifications de la fonction pulmonaire, de la structure et du métabolisme du tissu pulmonaire suite à des expositions aiguës ainsi que des modifications au niveau de la structure dont certaines sont réversibles (US EPA, 1996c). La plupart de ces effets ont aussi été démontrés chez l'humain.

Ces études chez l'animal sont intéressantes car elles peuvent être conduites dans des conditions d'exposition qui ne peuvent être réalisées chez l'humain. Cependant, l'extrapolation quantitative à l'humain des résultats obtenus chez l'animal, souvent exposé à des concentrations beaucoup plus élevées que celles auxquelles sont soumis les humains dans la vie réelle, ne fait pas consensus parmi tous les experts. Un plus large consensus existe cependant pour dire que les effets mesurés chez plusieurs espèces animales pourraient se produire chez l'humain si les conditions étaient les mêmes (niveaux d'exposition, durée d'exposition, etc.) (US EPA, 1995).

Nous allons nous intéresser principalement aux résultats des études chez l'humain, qui sont très nombreuses pour ce produit. Celles-ci concernent les effets sur la fonction et les symptômes pulmonaires, sur l'hospitalisation et la mortalité suite à une exposition aiguë, ainsi que les effets qui peuvent être engendrés par une exposition chronique. Ce n'est que lorsque les résultats obtenus chez des humains ne sont pas suffisants que nous intégrerons les résultats des études chez l'animal. L'US EPA (US EPA, 1996a; 1996b; 1996c) a publié tout récemment une revue exhaustive des résultats de recherche sur l'ozone, incluant les effets sur la santé. Nous y référons d'ailleurs à plusieurs reprises dans le chapitre.

4.1.1 Effets sur la fonction pulmonaire et les symptômes respiratoires

L'ozone peut produire une diminution de la fonction pulmonaire. Les indices le plus souvent utilisés pour mesurer ces changements sont les mesures de volume et de débit en fonction du temps pendant une expiration forcée en 1 seconde (VEMS ou volume expiratoire maximal par seconde), la capacité vitale forcée (CVF), le débit médian maximal (DMM₂₅₋₇₅) (Lippman, 1988). Leurs définitions apparaissent au tableau 4.1.

TABEAU 4.1 Définition des différentes mesures utilisées pour évaluer la fonction pulmonaire

Termes	Définitions
VEMS	Volume expiratoire maximal par seconde; ce qui correspond à la quantité d'air que le sujet expire durant la première seconde de l'expiration forcée et rapide, exprimé litre (ou millilitre) (FEV ₁ ; forced expiratory volume)
CVF	Capacité vitale forcée; ce qui correspond au volume total d'air expiré lors d'une expiration forcée suite à une inspiration complète (FVC; forced vital capacity)
DMM ₂₅₋₇₅	Débit maximal médian entre le 75 ^{ième} et le 25 ^{ième} centile (FEF ₂₅₋₇₅ ; forced expiratory flow between 75 and 25% of the vital capacity)

Un des problèmes rencontrés est l'interprétation des changements dans les mesures de la fonction pulmonaire chez un individu, car la seule présence d'une variation statistiquement significative ne signifie pas nécessairement que nous soyons en présence d'un effet néfaste. Face à ce constat, l'US EPA (1995) a publié une échelle, en concordance avec les lignes directrices de l'American Thoracic Society (ATS, 1985), afin de définir ce qui constitue un effet néfaste, à la fois pour un individu sain ainsi que pour un individu dont la santé est compromise. Les tableaux 1 et 2, présentés à l'annexe III, reprennent cette échelle.

Un grand nombre d'études ont été faites avec des volontaires en laboratoire, ce qui permet de mieux contrôler les différents facteurs qui peuvent influencer les doses d'ozone auxquelles peuvent être soumis les participants, comme la concentration, le temps d'exposition et les taux de ventilation. La plupart des études rapportées ci-dessous ont mesuré le volume expiratoire maximal seconde (VEMS) pour évaluer la fonction pulmonaire. Jusqu'à la fin des années 80, ces études impliquaient en général des expositions de moins de deux heures. Les concentrations d'ozone utilisées variaient de 0,1 à 1 ppm. La concentration la plus faible, ayant un effet sur la fonction pulmonaire de sujets au repos, est de 0,5 ppm (Folinsbee et al., 1978; Horvath et al., 1979). Lorsque que l'on demandait aux sujets de faire une série d'exercices de façon à augmenter leur taux de ventilation et par le fait même, la quantité d'ozone qu'ils respiraient, la concentration d'O₃ affectant la fonction pulmonaire était diminuée. Ces effets apparaissaient alors à des concentrations $\geq 0,12$ ppm (Adams et al., 1981; Lauritzen et Adams, 1985).

Depuis 1988, d'autres études dont les durées d'exposition étaient beaucoup plus longues (entre 6-8 heures) ont été rapportées. Les sujets pouvaient être au repos, mais le plus souvent devaient faire de l'exercice. Les concentrations d'ozone auxquelles les effets sur la fonction pulmonaire apparaissaient étaient encore plus faibles, soit $\geq 0,08$ ppm (Folinsbee et al., 1988; Hazucha et al., 1992; Horstman et al., 1995). Ces études ont démontré que plus la quantité d'exercices demandés est grande, plus les effets de l'ozone sur la fonction pulmonaire se produisent à des concentrations faibles. Elles ont aussi démontré une grande variabilité dans la réponse des individus. À des concentrations d'ozone identiques, certains individus semblent ne pas répondre, alors que d'autres voient leur fonction pulmonaire très diminuée (McDonnell et al., 1983; Horvath et al., 1991). La durée d'exposition a aussi un effet important, comme l'a démontré Horstman et al. (1995). Ces auteurs ont noté des effets significatifs sur la fonction pulmonaire chez des sujets faisant de l'exercice, après une exposition de 3 heures à la concentration de 0,12 ppm, de 4,6 heures à la concentration de 0,10 ppm et de 5,6 heures à la concentration de 0,08 ppm.

Des études, impliquant des expositions journalières répétées à l'ozone, provoquent une adaptation des sujets exposés. La diminution de la fonction pulmonaire la plus importante est mesurée le premier jour d'exposition. Elle est moins importante le second jour, pour ensuite revenir à sa valeur initiale le troisième jour et les jours suivants (Folinsbee et al., 1994; Kulle et al., 1982).

L'exposition à l'ozone amène aussi l'apparition de symptômes respiratoires comme la toux, l'irritation de la gorge, l'apparition de douleur à la poitrine lors d'inspiration profonde, la nausée, tant chez les individus en santé que chez ceux ayant des problèmes pulmonaires préexistants. Comme pour les effets sur la fonction pulmonaire, la sévérité et la durée des symptômes augmentent à mesure que s'élèvent la concentration d'ozone, la quantité d'exercices demandés aux sujets et/ou la durée d'exposition. Par exemple, McKittrick et Adams (1995) rapportent la présence de symptômes lors d'exposition d'une durée de 1 heure à des concentrations d'ozone de 0,30 ppm ou de 2 heures à 0,16 ppm, alors que McDonnell et al. (1991) signalent la présence significative de toux, d'essoufflement et de douleur lors d'inspiration profonde pour une exposition de 6,6 heures à des concentrations d'ozone de 0,08 ppm chez des gens qui font de l'exercice.

Comme pour la fonction pulmonaire, les symptômes respiratoires diminuent lorsque les sujets sont exposés à l'ozone plusieurs jours d'affilée. Le retour à la normale semble déjà se faire le second jour. Folinsbee et al. (1994) ont étudié l'effet d'une exposition répétée (6,6 heures/jour pendant 5 jours) à une concentration d'ozone de 0,12 ppm. Une augmentation significative des symptômes de douleur et de toux a pu être mesurée le premier jour seulement. Les symptômes diminuent le second jour, pour disparaître par la suite.

D'autres études, à l'aide de laboratoires mobiles, ont été faites chez des enfants et des adolescents qui participaient à des camps d'été (Spector et al. 1991; Spector et Lippmann, 1991), et chez des adultes qui faisaient de l'exercice (Brunekreef et al., 1994). Les sujets respiraient alors l'air ambiant, donc un mélange de contaminants. Les concentrations de plusieurs de ces contaminants (dont l'ozone) étaient mesurées. Les conditions étaient les mêmes que celles auxquelles est soumise la population. Il faut se souvenir que dans un tel cas, il n'est pas possible de contrôler les conditions expérimentales (concentrations d'ozone et autres contaminants, niveaux d'exercices et donc taux de ventilation, etc.). L'exposition peut durer de plusieurs heures à plusieurs jours. Dans ce dernier cas, il est possible qu'une tolérance à l'ozone puisse se développer, comme cela a été démontré lors d'études en laboratoire (US EPA, 1986). Pour ces raisons, l'interprétation des résultats est plus difficile que dans le cas des études en laboratoire, même si la majorité de ces études montre un effet sur la fonction pulmonaire.

Quelques études ont été faites avec des personnes souffrant d'asthme afin d'évaluer si elles étaient plus sensibles aux effets de l'ozone sur la fonction pulmonaire ou sur l'apparition de symptômes. Aucun changement n'est apparu chez des adolescents normaux ou asthmatiques exposés au repos à des concentrations d'ozone de 0,12 ppm (Koenig et al., 1985), ou à des concentrations de 0,12 et 0,18 ppm lors d'exercices (Koenig et al., 1987; 1988). Une exposition de 0,4 ppm d'ozone pendant 2 heures chez des sujets faisant de l'exercice a entraîné une diminution du VEMS chez des sujets normaux et asthmatiques. La diminution était statistiquement plus importante chez les asthmatiques (Kreit et al., 1989). Linn et al. (1994) ont montré qu'une exposition prolongée (6,6 heures) à une concentration de 0,12 ppm entraînait une diminution significative du VEMS autant chez les sujets normaux qu'asthmatiques. Cette diminution était légèrement plus élevée chez les asthmatiques, sans toutefois être significativement différente des sujets normaux.

Cependant, chez des gens dont la fonction pulmonaire est diminuée, comme cela peut se voir chez certains asthmatiques, ou plus généralement, chez des gens souffrant de maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC), une diminution de même valeur absolue aura un effet plus important (Nyberg et Pershagen, 1996). Une diminution de 500 ml chez un sujet jeune et en santé avec un VEMS de 4 000 ml résulte en une diminution de 12% du VEMS. Chez une personne de 50 ans, dont le VEMS n'est que de 50% de la valeur attendue, soit environ 1 670 ml, une diminution de 500 ml entraînerait une diminution de 30% du VEMS (US EPA, 1996c). C'est d'ailleurs une des raisons pour laquelle l'US EPA utilise des critères différents pour classer les

effets chez des gens normaux et chez des gens dont le système pulmonaire est diminué (voir annexe III, tableaux 1 et 2).

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) présente, sous forme de tableau, les effets attendus pour différentes concentrations maximales calculées pour 1 heure pour les effets respiratoires et les diminutions du VEMS. Nous reprenons ici ce tableau (Tableau 4.2). La concentration d'ozone acceptable, si on utilise les critères de l'US EPA reproduits à l'annexe III (Tableau 1), se situerait entre 0,10 et 0,15 ppm, si l'on tient compte des personnes les plus sensibles, qui présenteraient une diminution du VEMS entre 10 et 30% à ces concentrations.

TABLEAU 4.2 Effets respiratoires et diminution du VEMS en fonction de la concentration horaire maximale d'ozone

Concentration d'ozone (ppm)	Diminution moyenne du VEMS pour des personnes actives exposées à l'air ambiant		Symptômes respiratoires
	Population totale	Les 10% les plus sensibles	
0,05	0%	0%	Aucun
0,10	5%	10%	Sensation légère de resserrement de la poitrine et toux
0,15	15%	30%	Augmentation des symptômes
0,20	25%	50%	Augmentation encore plus grande des symptômes

Adapté de WHO (1992)

4.1.2 Réactivité accrue des voies aériennes

La réactivité accrue des voies aériennes est évaluée en mesurant le VEMS d'un individu, après absorption d'un médicament déclenchant une bronchoconstriction tel l'histamine ou la métacholine. Lorsque la réactivité est accrue, la dose nécessaire pour produire une diminution de la VEMS de 20% (dose de provocation₂₀; DP₂₀) est diminuée. Des variations importantes existent, autant chez les sujets en santé que les sujets asthmatiques, dans leurs réponses à un tel test. Mais d'une façon générale, les personnes souffrant d'asthme sont plus sensibles. Cette différence peut aller jusqu'à 1 000 fois lorsque l'on compare les personnes asthmatiques les plus sensibles à des personnes en santé les moins sensibles (US EPA, 1996c).

Une réactivité accrue des voies aériennes a été démontrée après 1 heure d'exposition à des concentrations de 0,2 ppm d'ozone chez des cyclistes entraînés (Gong et al., 1986). Des

concentrations de 0,08 à 0,12 ppm seulement étaient suffisantes pour déclencher une telle réaction si l'exposition se prolongeait pendant 6,6 heures (Folinsbee et al., 1988; Horstman et al., 1990). Comme pour la fonction pulmonaire, il existe une diminution des effets suite à des expositions journalières répétées, comme l'ont démontré Dimeo et al. (1981). Après 3 jours d'exposition, à raison de 3 heures/jour, la réactivité des voies aériennes revenait à des niveaux normaux.

Cette augmentation de la réactivité, suite à une exposition à l'ozone, pourrait être une indication que les voies aériennes ont une prédisposition à la bronchoconstriction non seulement à l'histamine, mais aussi à d'autres produits, comme les pollens, la poussière, le froid, etc. Cependant, on ne possède pas d'étude qui le démontre (US EPA, 1996c).

4.1.3 Inflammation et atteinte des cellules pulmonaires

On considère que l'inflammation est une réponse de l'organisme suite à une atteinte d'un tissu. Chez l'humain, les techniques utilisées pour mesurer ce phénomène sont la bronchoscopie, les lavages bronchoalvéolaires ou les lavages nasaux. On mesure généralement dans le liquide de lavage la présence de cellules du système immunologique (particulièrement les neutrophiles), certaines molécules reliées à l'inflammation (cytokines, métabolites de l'acide arachidonique) ou la présence de protéines qui apparaissent lorsque les cellules épithéliales sont atteintes (lactate déhydrogénase, albumine, etc.). Ces techniques sont beaucoup plus invasives que celles utilisées pour mesurer la fonction pulmonaire, et de ce fait, sont moins utilisées (US EPA, 1996c).

Des volontaires ont été exposés à 0,4 ou 0,6 ppm d'ozone pendant 2 heures. On leur demandait pendant cette période de faire de l'exercice. Les liquides de lavages bronchoalvéolaires, obtenus 3 heures plus tard, contenaient près de 8 fois plus de neutrophiles que ceux de volontaires respirant de l'air filtré pendant la même période (Seltzer et al., 1986). Ces résultats ont été confirmés par Koren et al. (1989) et de plus ils rapportent des augmentations d'albumine et d'immunoglobuline G; ce qui indique la possibilité que les cellules pulmonaires présentent une perméabilité accrue.

Des volontaires, faisant des exercices légers, ont été exposés à des concentrations d'ozone de 0,08 et 0,12 ppm pendant 6,6 heures. Dix-huit heures plus tard, des lavages bronchoalvéolaires démontraient la présence de neutrophiles et de cytokines (Devlin et al., 1991). Les différences entre leurs concentrations moyennes pour les groupes (avant et après exposition à l'ozone) étaient faibles, mais les différences entre les réponses des différents individus pouvaient être très élevées; certains d'entre eux ne répondant pour ainsi dire pas, alors que d'autres présentaient une réponse très forte.

Actuellement, nous pouvons donc dire qu'une exposition de quelques heures entraîne chez l'humain des phénomènes d'inflammation et des atteintes des cellules au niveau du système respiratoire. On ne sait pas cependant si des expositions répétées, pendant de longues périodes de temps, peuvent entraîner l'apparition d'effets chroniques.

4.1.4 Atténuation des mécanismes de défense

Certaines études animales ont montré que suite à des expositions aiguës à des concentrations d'ozone $\geq 0,5$ ppm, les cellules mucociliaires, responsables du transport des particules ayant pénétré le système pulmonaire vers le pharynx pour y être excrétées, pouvaient présenter des atteintes importantes et que la vitesse du transport était diminuée. Cet effet ne se produisait cependant pas lorsque les expositions étaient répétées (Schlesinger et Driscoll, 1987). Des expositions aiguës ($\geq 0,1$ ppm; 2 heures) inhibaient le pouvoir de phagocytose des macrophages pulmonaires chez le lapin. Encore ici, cet effet disparaissait lorsque les expositions étaient répétées pendant plusieurs jours. Le pouvoir de phagocytose revenait à des niveaux similaires à ceux des animaux du groupe témoin (Driscoll et al., 1987; Gilmour et al., 1991). Des expositions aiguës à des concentrations aussi faibles que 0,08 ppm d'ozone pouvaient entraîner des diminutions de la capacité des mécanismes de défense contre les infections bactériennes (US EPA, 1986).

Certaines études ont été faites pour confirmer ces résultats chez l'humain. Des volontaires, faisant des exercices légers, ont été exposés à des concentrations d'ozone de 0,08 et 0,12 ppm pendant 6,6 heures. Dix-huit heures plus tard, des macrophages pulmonaires, obtenus par lavages bronchoalvéolaires, montraient une diminution de leur pouvoir de phagocytose (Devlin et al., 1991). Des résultats similaires ont été obtenus lorsque des macrophages humains ont été exposés *in vitro* à des concentrations de 0,1 à 1 ppm d'ozone (Becker et al. 1991).

Ces résultats suggèrent que l'exposition à l'ozone peut diminuer le pouvoir des macrophages, et possiblement la clairance mucociliaire des particules ou des agents infectieux inhalés, ce qui résulterait en une diminution de la capacité de défense contre les infections. D'autres études seraient cependant nécessaires pour confirmer ces résultats chez l'humain.

4.1.5 Études épidémiologiques portant sur les admissions à l'hôpital et sur la mortalité

Les études de mortalité ne suggèrent pas d'association entre l'exposition à l'ozone et la mortalité quotidienne, comme le souligne Schwartz (1997). Ce dernier présente les risques relatifs (RR) de mortalité pour une augmentation de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,050 ppm) d'ozone, calculés à partir des résultats de 5 études, faites à 4 endroits différents des États-Unis et une ville du Brésil (tableau 4.3). Comme on peut le constater, les risques relatifs (RR) sont extrêmement faibles ou inexistants et les intervalles de confiance comprennent tous une valeur inférieure à 1.

TABEAU 4.3 Risques relatifs de mortalité pour une augmentation de 100 µg/m³ d'ozone

Localisation	Risque relatif (IC à 95%)
Détroit	1,01 (0,99-1,02)
Tennessee	0,97 (0,81-1,15)
Los Angeles	1,00 (0,98-1,02)
Sao Paulo	1,01 (0,94-1,09)
St-Louis	1,01 (0,94-1,09)
Moyenne	0,008 (0,999-1,017)

Source : Schwartz (1997)

Des études se sont attardées à évaluer l'association entre les concentrations d'ozone mesurées dans l'air ambiant et le nombre de cas d'hospitalisations pour des problèmes respiratoires. Schwartz (1994a) a montré qu'il existait une association entre les hospitalisations chez les personnes âgées et les concentrations d'ozone mesurées sur 24 heures. Cette association n'apparaissait cependant qu'à des concentrations supérieures à 0,25 ppm. Au-delà de cette valeur, l'auteur a calculé un RR pour chaque augmentation de 5 ppb de 1,06 (95% IC=1,013-1,040) pour les admissions hospitalières pour cause de pneumonies; et de 1,026 (95%=1,007-1,049) pour les cas de maladies pulmonaires obstructives chroniques (MPOC). Ces résultats n'ont pu être confirmés dans une étude similaire qu'il a faite en Alabama (Schwartz, 1994b). Les RR mesurés étaient respectivement de 1,14 pour les cas de pneumonies (95% IC=0,94-1,38) et de 1,17 pour les MPOC (IC=0,86-1,60), pour une augmentation de 50 ppb pour des concentrations moyennes de 24 heures (et non pas 5 ppb comme auparavant), ce qui est une augmentation très élevée. Les cas d'hospitalisations étaient de plus décalés de 1 journée (pneumonies) ou de 2 jours (MPOC) par rapport à l'exposition aux concentrations mesurées.

Thurston et al. (1992) ont étudié la relation entre les admissions à l'hôpital et la pollution de l'air dans trois régions du New-York métropolitain pour les années 1988 et 1989. Les concentrations journalières maximales pour 1 heure variaient de 0,148 à 0,206 ppm en 1988, et de 0,111 à 0,128 ppm en 1989. Une association significative est apparue entre le nombre d'hospitalisations pour problèmes respiratoires et pour asthme et les concentrations d'ozone mesurées de 1 à 3 jours plus tôt. Une association semblable est aussi apparue avec les concentrations de H⁺ et de SO₄⁻². Ces résultats ne permettent pas de savoir ce qui se passe avec des concentrations plus faibles.

Aucune augmentation dans les cas d'hospitalisations pour cause d'insuffisance cardiaque n'a pu être décelée parmi les personnes âgées résidant dans 7 grandes villes américaines (Morris et al., 1995).

Comme nous avons pu le voir jusqu'à maintenant, les études ont été faites dans des villes où les concentrations d'ozone étaient particulièrement élevées. D'autres études ont été faites au Canada, où les concentrations d'ozone dans l'air ambiant sont en général beaucoup plus faibles que celles mesurées aux États-Unis, pour évaluer si des effets apparaissent.

À Montréal, Delfino et al. (1994a) ont étudié la relation entre les concentrations maximales journalières d'ozone pour 1 heure et 8 heures (ainsi que les PM_{10} et le SO_4^{2-}) et les admissions hospitalières pour problèmes respiratoires. Une association significative entre les concentrations maximales d'ozone pour 8 heures et les admissions pour problèmes respiratoires a pu être détectée pour les mois de juillet et août pour la période allant de 1984 à 1988. Cette association disparaissait cependant lorsque l'on tenait compte de la température. Les auteurs expliquent ces résultats principalement à cause des faibles concentrations d'ozone mesurées à Montréal (concentration journalière moyenne maximale pour les mois de juillet et août 1984-1988 de 0,041 ppm).

Une étude canadienne (Burnett et al., 1997) a aussi été réalisée pour évaluer si l'effet de faibles concentrations d'ozone dans l'air ambiant pouvait aussi entraîner des augmentations du nombre d'hospitalisations. Cette étude a été réalisée dans 16 villes canadiennes. Les moyennes annuelles des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) pour chacune des 16 villes canadiennes ainsi que les valeurs au 95^{ème} centile pour les années 1981-91 varient de 0,026 ppm (Vancouver) à 0,038 (Windsor), alors que la moyenne pour l'ensemble des données des 16 villes est de 0,031. Montréal se situe sous la moyenne, avec une concentration de 0,029 ppm. Après avoir contrôlé les effets du dioxyde de soufre, du dioxyde d'azote, du monoxyde de carbone, de l'indice de souillure et de la température, les auteurs rapportent des variations importantes dans les RR retrouvés pour chacune des villes. Le RR pour l'ensemble des villes est de 1,042. Pour Montréal et Vancouver cependant, les RR sont égaux à 1,000 et 1,003 respectivement lorsque l'on tient compte de l'effet de la température, éliminant ainsi l'association entre l'ozone et les hospitalisations pour problèmes respiratoires.

Plusieurs études ont voulu évaluer l'effet que pouvait avoir l'ozone sur les asthmatiques. Les résultats obtenus ne concordent pas. Certains auteurs rapportent des augmentations des visites à l'urgence lorsque la concentration moyenne de l'ozone, entre 10 heures et 15 heures, dépasse 0,06 ppm (Weisel et al., 1995), alors que d'autres rapportent de telles augmentations les jours suivant un dépassement de la concentration maximale pour une heure de 0,12 ppm (White et al., 1994) ou de 0,10 ppm (Romieu et al., 1995). D'autres auteurs n'ont pas détecté d'augmentations, mais les concentrations mesurées étaient plus faibles que celles rapportées (Bates et al., 1990; Schwartz et al., 1993; Castellsague et al., 1995). En effet, l'étude du graphique des concentrations horaires maximales mesurées à Vancouver, que l'on retrouve dans l'article de Bates et al. (1990), nous montrent que seulement 3 mesures d'échantillonnage dépassent 0,065 ppm, et ce sur une période de 4 ans (1984-1986). Les faibles concentrations dans l'air ambiant pourraient expliquer en partie cette absence d'association.

Les études précédentes sont des études de type écologique. Une de leurs principales limites est l'absence d'informations précises de l'exposition de la population. On utilise actuellement les résultats de mesures obtenues à l'aide de postes fixes. Ce type de mesures ne nous permet pas de connaître l'exposition réelle des différents individus, que ce soit l'exposition de ceux qui présentent des symptômes ou de ceux qui n'en présentent pas (Krupnick et al., 1990) et de ce fait, il n'est donc pas possible d'obtenir des courbes dose-réponse exactes (Gamble et Lewis, 1996). Delfino et al. (1996) ont tenté d'éclaircir ce point. Ces auteurs ont utilisé à la fois des mesures de

l'air ambiant ainsi que des mesures personnelles afin d'évaluer si une association pouvait exister entre l'une ou l'autre de ces mesures et l'apparition de symptômes chez un groupe de personnes souffrant d'asthme. L'étude a duré environ 1 mois. Ils n'ont pas détecté d'association entre les niveaux d'ozone mesurés dans l'air ambiant et les symptômes même si les niveaux mesurés étaient élevés (moyenne des mesures horaires maximales journalières pour une période d'environ 1 mois de 0,068 ppm et valeur au 90^{ème} centile de 0,120 ppm). Une association apparaissait cependant entre les concentrations mesurées à l'aide de mesures personnelles et les symptômes, alors même que les concentrations obtenues à l'aide de mesures personnelles n'équivalaient qu'à environ 25% des niveaux mesurés dans l'air ambiant, ce qui représente une très faible exposition. Il est donc difficile d'expliquer les résultats de ce type d'études épidémiologiques car, comme nous l'avons rapporté précédemment, les études cliniques ont démontré que les asthmatiques ne sont pas plus sensibles à l'ozone que les sujets normaux et que les effets de l'ozone n'apparaissent qu'à des concentrations beaucoup plus élevées que celles qui ont été mesurées à l'aide de mesures personnelles.

Cette absence de concordance entre ces deux types de mesures a d'ailleurs été confirmée par Liu et al. (1997). Ces auteurs ont aussi démontré que les concentrations d'ozone obtenues à l'aide de mesures d'exposition personnelle étaient environ 4 fois moins élevées que les concentrations dans l'air ambiant mesurées à l'aide de postes fixes et qu'il existait des différences entre les différents sujets. Ceci s'explique par le fait que la plupart des gens passent la majorité de leur temps à l'intérieur (résidences, travail, etc.) où les concentrations d'ozone sont beaucoup plus faibles que les concentrations mesurées à l'extérieur. De plus, les gens peuvent, lors des journées de pollution importante, prendre des mesures pour en atténuer les effets, comme par exemple, demeurer à l'intérieur, ne pas faire d'exercice ou travailler à l'extérieur, ou utiliser plus fréquemment les appareils d'air conditionné (Krupnick et al., 1990). Ceci a d'ailleurs amené le comité d'experts pour le Programme canadien d'avertissement de smog à considérer que «la mauvaise qualité des données relatives à l'exposition des individus constituait un facteur limitant dans le cas des études portant sur les admissions à l'hôpital et sur la mortalité» (Stieb et al., 1995).

D'autres facteurs rendent l'interprétation de ce type d'études difficile comme la présence de facteurs confondants (ex. tabagisme, exposition occupationnelle, interaction avec d'autres polluants) dont on ne tient en général pas compte et qui pourrait expliquer, du moins en partie, certains des résultats obtenus.

Les risques relatifs (RR) mesurés dans les études mentionnées précédemment sont aussi très faibles, en général légèrement supérieurs à 1. De nombreux épidémiologistes (Taubes, 1995; Winder, 1987; Rothman, 1982) considèrent qu'il est difficile de se prononcer lorsque des études rapportent des RR aussi faibles.

Pour ces raisons, on peut dire que l'association entre la concentration d'ozone dans l'air ambiant et l'hospitalisation pour problèmes respiratoires n'est pas encore clairement démontrée, particulièrement en présence de concentrations peu élevées, comme c'est le cas dans la grande région de Montréal.

4.1.6 Détérioration chronique du système respiratoire

Il est très difficile d'évaluer actuellement l'effet d'une exposition chronique de l'ozone (et même de la pollution de l'air en général) chez l'humain. La principale raison est encore ici la difficulté d'évaluer précisément l'exposition aux différents contaminants retrouvés dans l'air ambiant ainsi que les expositions confondantes, comme celles rencontrées dans l'air intérieur et de distinguer l'effet de ces divers contaminants (US EPA, 1996c). Lippman (1988) soulève une autre difficulté, soit la présence d'effets transitoires produits suite à des épisodes de pollution précédant la période des tests de fonction pulmonaire et qui peuvent modifier la réponse des personnes impliquées dans les études sur les effets chroniques.

4.1.7 Effets de l'ozone en présence d'autres contaminants

Jusqu'à maintenant, aucune augmentation significative des effets respiratoires a été démontrée lors d'exposition simultanée d'O₃ avec du SO₂, du NO₂, du H₂SO₄, du HNO₃, des particules ou d'un mélange de ces polluants. Il faut dire que seulement un nombre limité de combinaisons de polluants a été utilisé lors des études cliniques, et qu'en plus, le nombre de sujets était très petit. Il demeure donc de nombreux inconnus sur les effets possibles de l'ozone en présence d'un mélange complexe de polluants dans l'air ambiant (US EPA, 1996a; Bylin, 1996).

4.1.8 Cancérogénicité et génotoxicité

Des études de Borek et al. (1986, 1989), ont démontré que l'ozone pouvait induire des transformations cellulaires chez des cellules de mammifères en culture, phénomène que l'on considère actuellement comme un indicateur potentiel de cancérogénicité (Landolph, 1994).

D'autres études, cette fois-ci chez l'animal, sont aussi rapportées dans la littérature. Une étude de Hassett et al. (1985) n'a pas démontré une augmentation du nombre de tumeurs chez des souris traitées pendant 6 mois. Diverses faiblesses méthodologiques (durée limitée, type de souris utilisées, etc.) nous empêchent de tirer des conclusions. En 1991, Witchi a revu l'ensemble des études disponibles sur l'effet cancérogène de l'ozone (Witchi, 1991). Il en a conclu que les résultats étaient équivoques. Une étude a finalement été faite par l'U.S. National Toxicology Program (1994). Des groupes de rats et de souris mâles et femelles ont été exposés par inhalation (6 heures/jour, 5 jours/sem.) pendant des périodes de 104 à 130 semaines à des concentrations de 0,12, 0,5 et 1 ppm. Les conclusions auxquelles sont parvenus les auteurs sont à l'effet que les rats mâles ou femelles ne présentent pas d'augmentation de tumeurs pulmonaires. Une légère augmentation, considérée comme équivoque, des adénomes et des carcinomes a cependant été notée chez les souris mâles aux concentrations de 0,5 et 1 ppm, ainsi qu'une augmentation de l'incidence des adénomes chez les souris femelles à haute concentration (1 ppm)(US EPA, 1996c). Le potentiel cancérogène est donc considéré incertain.

De nombreuses études in vitro ont démontré que l'ozone possédait un potentiel génotoxique. Celles-ci ont été faites directement sur des molécules d'ADN (Hamelin, 1985), sur des cellules humaines et animales en culture (Kosumbo et Agarwal, 1990; Rasmussen, 1986). Des études sur les bactéries n'ont cependant pas été toutes concluantes. L'ozone n'était pas mutagénique pour certaines lignées de Salmonelles lors d'exposition de 35 minutes à des concentrations de 0,24-0,35 ppm (Dillon et al., 1992), ou à des concentrations de 0,1-3,5 ppm pendant 6 heures (Victorin et Stahlberg, 1988). Le potentiel génotoxique de l'ozone semble donc faible.

4.1.9 Normes

La plupart des normes actuelles pour l'ozone sont basées sur des études cliniques, où de jeunes volontaires en bonne santé, faisant de l'exercice, sont soumis à diverses concentrations d'ozone pendant 1 heure. Le Canada et la Communauté urbaine de Montréal (CUM) ont ajouté des normes pour 24 heures et 1 an et l'OMS et la CEE des normes pour 8 heures (tableau 4.4).

TABEAU 4.4 Normes en vigueur pour l'ozone dans divers pays (en ppm)

Pays	Norme			
	1 heure	8 heures	24 heures	1 an
Canada	0,082 ⁽¹⁾	-----	0,025	0,015
Québec	0,082 ⁽¹⁾	-----	-----	-----
CUM	0,082 ⁽¹⁾	-----	0,025	0,015
États-Unis	0,12 ⁽¹⁾	-----	-----	-----
Hollande	0,12 ⁽¹⁾	-----	-----	-----
OMS	0,076-0,10 ⁽²⁾	0,050-0,060	-----	-----
CEE	0,090 ⁽³⁾	0,055	-----	-----
Suède	0,060 ⁽⁴⁾	-----	-----	-----

(1) Niveau ne pouvant être dépassé plus de 1 jour/année

(2) Niveau ne pouvant être dépassé plus de 5 jours/année

(3) Cote d'alerte de la Communauté économique européenne (Momas et al., 1994)

(4) Niveau ne peut être dépassé plus de 12 h/année (actuellement ce niveau est dépassé plus de 130 h/année: Sundell et Zuber, 1996)

Depuis la fin des années 80, plusieurs études où la durée d'exposition se situait en général entre 6 et 8 heures ont été publiées. Ces études démontraient que si le temps d'exposition augmentait, les effets de l'ozone apparaissaient à des concentrations encore plus basses, comme nous l'avons vu précédemment. L'US EPA s'est basé principalement sur ce type d'études pour proposer de nouvelles normes en 1995 (US EPA, 1995). Les principales alternatives étudiées pour le moment, en plus de la norme actuelle, seraient basées sur des mesures de 8 heures, variant entre 0,08-0,010 ppm (avec un maximum de 1 dépassement /année basé sur la moyenne de 3 ans) ou entre 0,06-0,08 ppm (avec un maximum de 5 dépassements/année). Mentionnons que le gouvernement canadien révisé actuellement les normes sur l'ozone.

4.1.10 Mesures de l'exposition

L'ozone est, avec le NO_2 , le seul oxydant photochimique qui est mesuré d'une façon routinière dans de nombreux pays. Dans de nombreux cas, des milliers de mesures sont prises annuellement. Les concentrations d'ozone mesurées varient énormément à l'intérieur d'une même journée et de saison en saison. En général, les concentrations d'ozone sont plus élevées durant l'été que durant l'hiver, à cause de l'ensoleillement plus important durant cette saison et donc, de la plus grande activité photochimique. Pour la même raison, ces variations apparaissent dans une même journée, les concentrations étant plus élevées le jour que la nuit. L'ozone est en général mesuré à toutes les heures. Les résultats peuvent être présentés sous diverses formes, dépendant des auteurs (maximum journalier de 1 heure, maximum journalier de 8 heures, moyenne sur une ou plusieurs années, moyenne pour les mois de l'été, etc.), ce qui rend les comparaisons difficiles. Nous allons rapporter ici quelques exemples de concentrations mesurées dans diverses villes pour nous permettre de mettre en perspective les concentrations retrouvées à Montréal.

Nous rapportons au tableau 4.5 les moyennes des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) ainsi que les concentrations maximales (pour 1 heure) mesurées dans certaines villes américaines ainsi que dans la ville de Toronto.

TABEAU 4.5 Moyennes des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) pour diverses villes ainsi que les valeurs maximales (pour 1 heure)

Ville	Année	Concentration d'ozone (ppm)	
		Moyenne	Maximum
Albany ⁽¹⁾	1988	0,064	0,148
	1989	0,055	0,112
Buffalo ⁽¹⁾	1988	0,075	0,164
	1989	0,065	0,128
White Plains ⁽¹⁾	1988	0,084	0,179
	1989	0,060	0,123
New York City ⁽¹⁾	1988	0,069	0,206
	1989	0,053	0,111
Toronto ⁽²⁾	1986	0,049	0,086
	1987	0,063	0,111
	1988	0,069	0,159
Azusa, Californie ⁽³⁾	1978-1979	0,098	0,430

(1) Thurston et al., 1992 (valeurs pour les mois de juin à août)

(2) Thurston et al., 1994 (valeurs pour les mois de juillet à août)

(3) Ostro et al., 1993

Une étude canadienne rapporte les moyennes des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) ainsi que les valeurs au 95^{ème} centile pour les années 1981-91 et ce, pour 16 villes canadiennes de plus de 100 000 habitants (Burnett et al., 1997). Nous reprenons ces données au tableau 4.6.

TABEAU 4.6 Moyennes des mesures journalières d'ozone les plus élevées (pour 1 heure) pour 16 villes canadiennes ainsi que les valeurs au 95^{ème} centile, pour les années 1981-91

Ville	Concentration d'ozone en ppm	
	Moyenne	95 ^{ème} centile
Vancouver	0,026	0,047
Ottawa	0,026	0,050
Halifax	0,027	0,048
Québec	0,028	0,050
Victoria	0,028	0,045
Saskatoon	0,029	0,047
Montréal	0,029	0,059
Edmonton	0,031	0,053
Winnipeg	0,031	0,054
Toronto	0,031	0,066
Calgary	0,033	0,054
Regina	0,034	0,059
Hamilton	0,034	0,073
St-John	0,037	0,065
London	0,038	0,077
Windsor	0,038	0,084
Moyenne	0,031	0,060

Source : Burnett et al , 1997

Comme on peut le constater, les concentrations d'ozone sont relativement faibles dans les villes canadiennes. On peut d'ailleurs comparer les valeurs au 95^{ème} centile avec celles obtenues dans certaines villes américaines pour la période d'avril à octobre durant les années 1989-1991 qui varient de 0,14-0,15 à Glendora, CA; de 0,14 à 0,16 à San Bernardino, CA; de 0,110 à 0,123 à New York (US EPA, 1996c).

Pour la région de Montréal, comme nous avons pu le voir au chapitre 2, les concentrations d'ozone sont relativement stables de 1977 à 1996 (voir 2.1.5.1.5). Pour l'année 1996, la CUM rapportait que la teneur d'ozone annuelle la plus élevée était mesurée dans l'ouest de la ville à Dorval (moyenne annuelle de 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et que pour l'ensemble des postes, on dénotait une augmentation de 3% des concentrations par rapport à l'année précédente (CUM, 1996). Pour la même année, le nombre de dépassements de la norme horaire a cependant été très faible avec 22 dépassements. De ces 22 dépassements, 14 ont eu lieu dans la seule journée du 12 mars. La valeur horaire maximale a aussi été mesurée cette même journée au poste de Dorval (221 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La CUM rapporte de plus que la fréquence moyenne de dépassement de la norme horaire d'ozone pour l'ensemble des 9 postes de mesure n'a été que de 0,03%, soit l'équivalent de 2,6 heures seulement. Cependant, la fréquence de dépassement de la norme mobile de 24 heures est en hausse dans la majorité des postes, avec une fréquence moyenne de 15,5%.

4.1.11 Conclusion

L'ozone est un irritant puissant des voies respiratoires. Il peut entraîner, lorsque sa concentration est suffisamment élevée, divers effets sur la santé principalement au niveau du système respiratoire.

Des études cliniques ont démontré qu'une exposition de 0,5 ppm pendant 2 heures chez des gens au repos, ou de 0,08 ppm pendant 6,6 heures chez des gens qui font de l'exercice, est suffisante pour entraîner une diminution de la fonction respiratoire. Cette diminution de la fonction pulmonaire s'accompagne le plus souvent de divers symptômes comme la toux, des douleurs à la poitrine et des difficultés à respirer. Ces effets sont fonction à la fois de la concentration d'ozone, de la durée d'exposition et aussi du taux de ventilation. La sensibilité à l'ozone peut être très différente d'un sujet à l'autre, mais les effets sont facilement reproductibles chez un même sujet.

Un phénomène d'adaptation apparaît lorsque l'exposition se produit plusieurs jours d'affilée. La fonction pulmonaire de même que les symptômes respiratoires reviennent à des niveaux normaux après le deuxième jour d'exposition, tout comme la réactivité des voies respiratoires et certains marqueurs de l'inflammation.

Des réactions inflammatoires ont aussi été démontrées lors d'expositions de 6,6 heures à des concentrations de 0,08 ppm lors d'exercices modérés. On ne connaît pas cependant la signification à plus long terme.

Les études cliniques ont également montré que les asthmatiques ne semblent pas plus sensibles à l'effet de l'ozone sur la fonction pulmonaire ou sur les symptômes pulmonaires que les personnes en santé. Mais il ne faut pas oublier que les asthmatiques, les gens avec des maladies pulmonaires obstructives chroniques et les personnes âgées peuvent à la base, avoir une fonction pulmonaire diminuée. Toute diminution subséquente de celle-ci présente pour ces gens une importance clinique plus importante que pour des gens dont la fonction pulmonaire est normale. Des études récentes ont cependant montré que les asthmatiques montraient une réactivité accrue des voies respiratoires.

Diverses études épidémiologiques ont tenté d'évaluer l'effet de l'ozone sur la santé. La plupart de ces études sont de type écologique et elles n'utilisent donc pas de mesures personnelles pour évaluer l'exposition des individus étudiés. On sait que leur exposition dépend non seulement des concentrations d'ozone rencontrées à l'extérieur, mais aussi des concentrations mesurées à l'intérieur. La majorité du temps est passée à l'intérieur. Les activités extérieures se passent souvent l'été, pendant le jour, soit au moment où les concentrations d'ozone sont les plus élevées. À cause de la plus grande quantité d'air inspiré, les enfants qui jouent à l'extérieur, les travailleurs manuels ou les sportifs, sont les plus à risque.

La capacité de l'ozone d'induire des effets génotoxiques et cancérogènes a été étudiée avec plusieurs systèmes différents. À haute concentration, il a été démontré que l'ozone est génotoxique dans certains systèmes in vitro, mais il est peu probable que le même effet puisse se produire chez l'animal ou l'humain. Quant à son pouvoir cancérogène, les données actuelles suggèrent que l'ozone n'est pas cancérogène, ou au pire très faiblement cancérogène.

Les données de Montréal nous indiquent que les concentrations retrouvées dans l'air ambiant sont relativement faibles par rapport aux concentrations d'un grand nombre de villes américaines. Les dépassements des normes canadiennes pour 1 heure (0,082 ppm) sont peu fréquents. Les études cliniques montrent qu'à ces concentrations, l'apparition d'effets sur la santé devrait être relativement faible.

4.2 Particules

Par Mark Goldberg, Institut Armand Frappier

4.2.1 Introduction

L'effet de la pollution de l'air sur la santé a été le sujet de bien des débats depuis quelques années. Les principaux épisodes de pollution atmosphérique, comme par exemple l'incident du brouillard londonien en 1952, ont démontré que des niveaux élevés de particules peuvent provoquer de sérieux effets adverses sur la santé, incluant la mort. Des données récentes suggèrent que l'exposition à court terme à des particules inhalables (PM_{10} : diamètre aérodynamique $< 10 \mu m$) à des niveaux inférieurs aux normes américaines en vigueur ($150 \mu m/m^3$ pour 24h) est associée à des taux de mortalité et d'hospitalisation accrus un ou deux jours après l'exposition (Ostro, 1993; Dockery et Pope, 1994; Schwartz, 1994c).

À cause de la difficulté d'étudier les effets à court terme des particules sur la mortalité et la morbidité, la majorité de ces études est basée sur des analyses de séries temporelles parallèles dans lesquelles, on effectue une corrélation entre une série temporelle basée sur des mesures de polluants environnementaux (exprimée par exemple en termes d'exposition moyenne aux particules par journée étudiée) et l'effet santé (exprimé par exemple en nombre de décès toutes causes confondues pour chaque jour de la vie). Les résultats de ces études sont controversés, pas simplement à cause de leurs implications scientifiques, mais également à cause de l'implication économique que cela pourrait engendrer si les normes ou critères de qualité portant sur l'air ambiant devaient être abaissés. D'un point de vue scientifique, les inquiétudes portent sur les résultats pouvant varier dépendant des méthodes statistiques précises utilisées, bien que tous les chercheurs ne partagent pas ce point de vue (comme par exemple Thomas, 1994), de même que sur l'effet des erreurs de mesures, ainsi que sur le manque de contrôle adéquat en ce qui concerne les variables de confusion potentielles (comme par exemple la température moyenne minimale). En outre, des questions probablement plus importantes telles que les taux de mortalité et d'hospitalisation attribués à des causes spécifiques, les aspects temporels de la relation entre l'exposition et la maladie, et les sous-groupes de la population n'ont pas été correctement étudiés. Dans l'hypothèse où seules les personnes ayant une santé précaire sont affectées par les niveaux

actuels relativement faibles de particules, il est important de pouvoir identifier les sous-groupes qui courent un plus grand risque que la moyenne de mourir prématurément, de développer ou d'avoir une aggravation de certaines maladies bien spécifiques (comme par exemple l'asthme) à cause des effets à court terme des particules. C'est une question importante, aussi bien d'un point de vue scientifique que d'un point de vue de santé publique, particulièrement en vue d'établir des normes et développer les stratégies d'information du public lors d'épisodes de pollution de l'air. En réponse à la demande d'application du Health Effects Institut (Boston), mes collègues et moi proposons une nouvelle méthode pour identifier les sous-groupes à risque de mortalité. Cette étude se déroule à Montréal et sera complétée au cours de 1998.

L'objectif de cette section, qui a été adaptée d'une revue publiée par l'auteur (Goldberg, 1996), est de fournir un bref survol de la littérature concernant les associations entre la mortalité journalière et les taux journaliers d'hospitalisation.

4.2.2 Mortalité journalière

Les aspects méthodologiques pouvant limiter la généralisation des résultats sont considérés ci-dessous. Le tableau 4.7 fournit un bref résumé des études publiées jusqu'en 1995 sur la pollution par les particules et la mortalité journalière. De prime abord, on est frappé par la constance étonnante des résultats (Ostro, 1993; Dockery et Pope, 1994; Schwartz, 1994c). Cette constance est mise en évidence par la méta-analyse faite par Schwartz (1994c) portant sur neuf études américaines (Schwartz et Dockery, 1992a, b; Schwartz, 1991; Pope et al., 1992; Dockery et al., 1992; Kinney et Özkaynak, 1991; Fairley, 1990; Schwartz, 1993) et une étude anglaise réalisée à Londres (Schwartz et Marcus, 1990), qui montre que les risques toutes causes de décès combinées, varient d'environ 1,04 à 1,09 pour chaque augmentation de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ du total des particules en suspension; le risque relatif sommaire étant de 1,06 (intervalle de confiance à 95% (IC): 1,04-1,06). Le risque de maladies respiratoires et cardio-vasculaires est généralement plus important que pour toutes les causes de décès combinées, même si la différence ne soit pas saisissante (Tableau 4.7). Depuis que cette revue de littérature a été complétée, de nouvelles études de séries temporelles parallèles, américaines et européennes, ont démontré des résultats similaires.

De plus, les données d'Athènes (Katsouyanni et al., 1990), de Cincinnati (Schwartz, 1994e) et de Philadelphie (Schwartz et Dockery, 1992a) suggèrent que le risque soit légèrement plus élevé pour des personnes âgées (par exemple, à Philadelphie, le risque relatif était de 1,10 pour les personnes de 65 ans et plus, et de 1,03 pour les moins de 65 ans). Les données indiquant que la température peut agir de façon synergique avec la pollution de l'air sont limitées (Katsouyanni et al., 1993). De plus, pour les personnes considérées mortes à leur arrivée à l'urgence des hôpitaux et celles considérées mortes en dehors de centres hospitaliers, des risques significativement plus élevés ont été observés à Philadelphie (Schwartz, 1994d).

TABEAU 4.7 Comparaison des résultats d'études sélectionnées en regard de la mortalité journalière, pour cause spécifique et toutes causes, et la pollution atmosphérique par les particules

Villes (dates)	Références	Particules mesurées	Moyenne	Effet considéré	Unité d'augmentation du RR	% d'augmentation ou RR	IC (95%) ou valeur de p
New York (1963-72)	Schimmel et Murawski, 1976	SS	2,5	Toutes causes Maladies respiratoires Maladies cardiaques	COH moyen	2,2 1,5 3,26	p<0,05 NS p<0,05
Cincinnati (1977-82)	Schwartz, 1994 ^c	TSP	76	Toutes causes Pneumonie Maladies cardio-vasculaires	100 µg/m ³	1,06 1,16 1,08	1,03-1,10 0,95-1,42 NS 1,03-1,14
Philadelphie (1973-80)	Schwartz et Dockery, 1992a (voir Schwartz, 1994d)	TSP	77	Toutes causes Toutes causes, âge≥65 Toutes causes, âge<65 MPOC Pneumonie Maladies cardio-vasculaires Tous les cancers	100 µg/m ³	1,07 1,10 1,03 1,19 1,11 1,10 1,04	1,00-1,10 1,06-1,13 0,99-1,07 NS 1,00-1,42 0,96-1,27 NS 1,06-1,14 0,99-1,09 NS
Birmingham (1985-88)	Schwartz, 1993	PM ₁₀	48	Toutes causes Maladies pulmonaires chroniques Maladies cardio-vasculaires	100 µg/m ³	1,11 1,16 1,17	1,02-1,20 0,77-1,75 NS 1,04-1,31
Utah Valley (1985-89)	Pope et al., 1992	PM ₁₀	47	Toutes causes Maladies respiratoires Maladies cardio-vasculaires Toutes autres causes	100 µg/m ³	1,16 1,43 1,20 1,05	1,09-1,23 1,07-1,92 1,04-1,38 0,90-1,23 NS

TABLEAU 4.7 (suite) Comparaison des résultats d'études sélectionnées en regard de la mortalité journalière, pour cause spécifique et toutes causes, et la pollution atmosphérique par les particules

Villes (dates)	Références	Particules mesurées	Moyenne	Effet considéré	Unité d'augmentation du RR	% d'augmentation ou RR	IC (95%) ou valeur de p
Cracow (1977-89) ¹	Krzyanowski et Wojtyniak, 1991	PM ₂₀	10-400	Toutes causes Maladies respiratoires Maladies du système circulatoire	100 µg/m ³	-0,11 0,16 -0,12	NS NS
Athènes (1984-88)	Touloumi et al., 1994	BS	83	Toutes causes	Augmentation de 10% BS	0,75	0,51-0,99
Beijing (1989) ²	Xu et al., 1994	TSP	375	Été Toutes causes MPOC Maladies cardio-pulmonaires Maladies cardio-vasculaires Cancer Autres causes	2 fois 2 fois 2 fois 2 fois 2 fois 2 fois	1,1 1,7 1,0 1,1 1,1 0,9	1,0-1,5 1,0-3,4 0,7-1,4 NS 0,9-1,2 NS 0,8-1,3 NS 0,7-1,2 NS

Abréviations :

RR Risque relatif

NS Non significatif

BS «British smoke»

COH «Coefficient of haze» ou indice de souillure

SS «Smoke shade» équivalent à COH

TSP «Total suspended particulates» ou particules totales en suspension

PM_x «Particulate matter» ou particule ayant un diamètre aérodynamique inférieur à x (où x peut prendre les valeurs = 2,5 µm, 10 µm ou 20 µm).

MPOC Maladie pulmonaire obstructive chronique

IC Intervalles de confiance

¹ En morts/jour par unité d'augmentation de particules

² Les estimés du risque relatif et des intervalles de confiance sont approximatifs ayant été déduits d'un graphique apparaissant dans le papier original.

En plus de ces analyses de séries temporelles, deux études de cohortes importantes, dans lesquelles des milliers de sujets ont été suivis de manière prospective, ont été publiées (Tableau 4.8) (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995). Ces études comparent les taux de mortalité de villes américaines ayant des niveaux moyens de particules différents. Après avoir ajusté pour les facteurs de risque incluant l'âge, la race, le sexe, le tabagisme et l'emploi, des associations significatives entre les villes les plus exposées et les villes les moins exposées, ont été observées pour toutes causes de décès combinées et pour les décès dus à des maladies cardio-pulmonaires (risques relatifs d'environ 1,2 à 1,3). Comme des niveaux précis de particules étaient assignés à chacune des villes, il n'est pas possible de distinguer les effets à court terme des effets à long terme de la pollution de l'air. Une possible limitation de ces études est que les différences de niveaux de particules entre les villes peuvent être imputables à l'activité industrielle dans chaque ville. Ainsi, il peut exister une confusion résiduelle d'exposition due à l'emploi. De la même manière, les données concernant l'histoire résidentielle n'étaient pas disponibles ; il n'est donc pas clair que les niveaux assignés soient représentatifs de l'exposition des sujets.

TABEAU 4.8 Résultats de deux études de cohortes prospectives sur la pollution de l'air: L'«American Cancer Society Prospective Cohort Study» et la «Six Cities Study»

(A) American Cancer Society Prospective Cohort Study				
Effet considéré	Sulfates		Particules fines	
	Risque relatif	IC (95%)	Risque relatif	IC (95%)
Tous les décès	1,15	1,09-1,22	1,17	1,09-1,26
Cancer du poumon	1,36	1,11-1,68	1,03	0,80-1,33 (NS)
Maladie cardio-pulmonaire	1,26	1,16-1,37	1,31	1,17-1,46
Toutes les autres causes	1,01	0,92-1,11	1,07	1,07-1,24
(B) «Six Cities Study»				
Effet considéré	Ville la plus polluée versus la moins polluée			
	Risque relatif		IC (95%)	
Tous les décès	1,26		1,08-1,47	
Cancer du poumon	1,37		0,81-2,31 (NS)	
Maladie cardio-pulmonaire	1,37		1,11-1,68	
Toutes les autres causes	1,01		0,79-1,30 (NS)	

NS: non significatif

4.2.3 Morbidité journalière

La morbidité journalière est généralement mesurée grâce aux analyses de séries temporelles parallèles portant sur les taux de congés hospitaliers. Un congé hospitalier est généralement

déterminé par le diagnostic associé au séjour le plus long à l'hôpital. Les maladies cardiovasculaires et respiratoires sont en général le point de référence. Ces études ont les mêmes restrictions et les mêmes forces que les études portant sur la mortalité, à l'exception près que les résultats ne peuvent être généralisés pour des maladies moins graves qui n'exigent pas d'hospitalisation. Des analyses concomitantes des visites en salles d'urgence ou chez le médecin seraient un ajout nécessaire pour comprendre la nature des associations observées.

Le tableau 4.9 présente une synthèse des résultats tirés de différents auteurs. Des associations ont été observées entre les niveaux de particules et les congés pour n'importe quelle maladie respiratoire (RR de 1,05 à 1,12 par augmentation de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10}) et pour maladie pulmonaire respiratoire (RR de 1,05 à 1,09 par augmentation de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10}).

4.2.4 Études antérieures réalisées à Montréal

Une seule étude a été publiée sur les effets de la pollution de l'air à Montréal (Delfino, 1993; Delfino et al., 1994, 1994a). Les auteurs ont étudié les admissions hospitalières de mai à octobre, au cours de la période de 1984 à 1988 sur un territoire couvrant l'île de Montréal ainsi que les communautés avoisinantes. Les admissions hospitalières dues aux maladies respiratoires étaient d'environ 9% plus élevées les jours de pollution "élevée" que les jours de "faible" pollution. Aucune association avec les PM_{10} n'a été observée pour les admissions respiratoires ou non respiratoires dues aux expositions le jour même de l'admission. Des associations ont été observées lors d'admissions pour asthme avec des augmentations des concentrations de PM_{10} trois jours avant l'admission (une augmentation de 2,5% des taux d'admissions due à une augmentation moyenne des PM_{10} de 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - IC à 95%: 0,7-4,8%) et lors d'admissions pour des problèmes respiratoires (autres que l'asthme) avec des augmentations en polluants dans les quatre jours précédant l'admission (augmentation du taux d'admissions de 9,6% suite à une augmentation de la moyenne en SO_4^{2-} de 8,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - IC à 95%: 0,5-18,7%). Ces résultats sont difficiles à interpréter, particulièrement à cause du fait qu'aucune augmentation n'a été observée juste avant l'admission. De plus, une taille d'échantillons relativement petite, une mauvaise classification possible de l'exposition lors de l'imputation de données manquantes d'exposition et l'utilisation d'un territoire étendu sur lequel les mesures d'exposition n'étaient pas disponibles en périphérie (à l'extérieur de l'île) ont probablement contribué à rendre les estimations incertaines.

TABEAU 4.9 Résultats des études sur la relation entre les niveaux de particules et des notes de sortie de l'hôpital

Ville	Références	Moyenne	Effet considéré	Unité d'augmentation du RR	Risque relatif	IC (95%) ou valeur de p
Buffalo	Thurston et al., 1992	NS	Respiratoire	50 µg/m ³	1,12	1,03-1,22
New Haven	Schwartz, 1995	41	Respiratoire	50 µg/m ³	1,06	1,00-1,13
New York	Thurston et al., 1992	NS	Respiratoire	50 µg/m ³	1,05	1,01-1,10
Spokane	Schwartz, 1995	46	Respiratoire	50 µg/m ³	1,09	1,04-1,13
Spokane	Schwartz, 1995	46	MPOC	50 µg/m ³	1,17	1,08-1,27
Spokane	Schwartz, 1995	46	Pneumonie	50 µg/m ³	1,05	0,99-1,13 NS
Tacoma	Schwartz, 1995	37	Respiratoire	50 µg/m ³	1,10	1,03-1,17
Barcelone (été)	Sunyer et al., 1993	73	MPOC	50 µg/m ³ (BS)	1,11	1,06-1,16
Barcelone (hiver)	Sunyer et al., 1993	73	MPOC	50 µg/m ³ (BS)	1,08	0,98-1,19
Birmingham	Schwartz, 1994b	45	MPOC	50 µg/m ³	1,12	1,04-1,22
Birmingham	Schwartz, 1994b	45	Pneumonie	50 µg/m ³	1,09	1,03-1,15
Détroit	Schwartz, 1994a	48	MPOC	50 µg/m ³	1,20	1,05-1,17
Détroit	Schwartz, 1994a	48	Pneumonie	50 µg/m ³	1,06	1,02-1,10
Détroit	Schwartz et Morris, 1995	48	Maladie cardiaque	32 µg/m ³	1,018	1,005-1,032
			inchémique			
			Insuffisance cardiaque	32 µg/m ³	1,032	1,012-1,052
			Dysrythmie	32 µg/m ³	1,019	0,996-1,044

TABEAU 4.9 (SUITE) Résultats des études sur la relation entre les niveaux de particules et des notes de sortie de l'hôpital

Ville	Références	Moyenne	Effet considéré	Unité d'augmentation du RR	Risque relatif	IC (95%) ou valeur de p
Minneapolis	Schwartz, 1994f	36	MPOC	50 µg/m ³	1,25	1,10-1,44
Minneapolis	Schwartz, 1994f		Pneumonie	50 µg/m ³	1,08	1,01-1,15
Ontario	Burnett et al., 1994	5,3	Respiratoire	50 µg/m ³ (sulfates)	1,06	1,04-1,08
Ontario	Burnett et al., 1995		MPOC	50 µg/m ³	1,07	1,04-1,10
Ontario	Burnett et al., 1995		Pneumonie	50 µg/m ³	1,05	1,02-1,07
Montréal	Delfino et al., 1994	30	Asthme	12 µg/m ³	2,5	0,7-4,8
Augmentation en pourcentage des admissions hospitalières au-dessus du nombre moyen						
Visites aux salles d'urgence						
Seattle	Schwartz et al., 1993	30	Asthme	10 µg/m ³	1,037	1,012-1,064
Beijing	Xu et al., 1995	387 (TSP)	Patients des cliniques externes	100 µg/m ³	21,1	NS
Augmentation en nombre des admissions hospitalières au-dessus du nombre moyen						

PM₁₀ «Particulate matter» ou particule ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm
MPOC Maladie pulmonaire obstructive chronique
BS «British smoke»
NS Non significatif
TSP «Total suspended particulates» ou particules totales en suspension

4.2.5 Problèmes méthodologiques

Puisqu'il existe peu d'études négatives qui ont été publiées (par exemple pour la mortalité: Kevany et al., 1975; Hatzakis et al., 1986; Krzyznowski et Wojtyniak, 1991; Saldiva et al., 1994), les associations observées ne sont probablement pas dues au hasard, sauf s'il existe un « biais de publication » majeur.

Néanmoins, avant de tirer des conclusions sur une association réelle, il est nécessaire de s'assurer de l'absence de biais importants. Le problème concernant les principales études effectuées à ce jour est l'utilisation répandue du même genre d'étude écologique: une série temporelle représentant la mortalité dans une région géographique circonscrite est liée à une série temporelle représentant des polluants environnementaux, mesurés à des stations fixes d'échantillonnage. Par la suite, une analyse de régression des séries temporelles est effectuée. D'un point de vue épidémiologique, ce type d'étude n'est pas le meilleur qui soit car on ne dispose pas d'informations individuelles tant sur l'exposition que sur les autres facteurs de risque. Le protocole d'étude idéal serait de définir une cohorte de sujets, d'obtenir périodiquement des caractéristiques personnelles de dosimétrie sur tous les sujets de l'étude ou sur un échantillon suivi pour une période de 10 ou 20 ans, afin de distinguer la pollution ambiante de la pollution due au travail. De plus, parce que l'intérêt porte sur les effets immédiats de la pollution de l'air, il serait important d'obtenir une histoire médicale détaillée jusqu'au décès du sujet. Grâce à cette information, combinée à un nombre suffisant de sujets, il serait possible d'étudier des associations, en fonction des expositions à court terme et à long terme, et d'identifier les sous-groupes à risque. Bien sûr, ce type d'étude est impossible à réaliser, donc le meilleur moyen d'étudier les effets à court terme de la pollution de l'air sur la mortalité est d'utiliser l'analyse de séries temporelles.

En ce qui concerne la morbidité, d'autres types d'études peuvent fournir des données très instructives sur la relation entre la pollution de l'air et la santé. Ces études se font sous forme de sondage dans lequel il y a un suivi longitudinal des sujets ou bien les études portent sur les visites aux urgences. Néanmoins, l'examen de ces études dépasse les limites de cette section. Ainsi, la discussion que nous allons fournir ci-dessous s'applique aux enquêtes faites sur les congés hospitaliers et les données sur la mortalité.

Les arguments en faveur d'une association sont dus à la constance des résultats provenant d'études menées à différents endroits, ayant des niveaux de particules et des conditions météorologiques différents, à une augmentation monotonique des courbes dose-réponse, et du fait que seuls les facteurs (peu nombreux au demeurant) ayant une covariation temporelle avec la pollution et la mortalité pourraient éventuellement agir comme variables de confusion (Schwartz, 1994c; Dockery et Pope, 1994). En général, les chercheurs prennent en considération les effets du temps et des variations saisonnières, même si les ajustements ne peuvent être effectués de manière explicite pour un plus grand nombre de facteurs insaisissables, comme les épidémies grippales. De plus, d'autres polluants sont généralement pris en compte dans les analyses, et la plupart des études montrent, par exemple, un effet des particules après ajustement des concentrations en dioxyde de soufre.

D'un autre côté, les principales raisons évoquées pour remettre en cause l'association sont : un manque d'explication du mécanisme biologique, l'inconstance des résultats possibles dépendant du type de modèle statistique utilisé, les faibles risques relatifs observés, ainsi que des distorsions potentielles du risque à cause de variables de confusion non mesurées, d'ajustements statistiques incomplets et d'erreurs dans l'estimation des niveaux d'exposition.

Même si la vraisemblance biologique est le critère généralement utilisé pour évaluer la causalité, il est rare que la compréhension biologique précède l'observation de l'association. Lorsque les données biologiques et toxicologiques sont insuffisantes, comme dans le cas présent, je ne pense pas que la vraisemblance biologique soit un critère suffisant pour établir la causalité. Bien sûr, toute progression pouvant identifier les mécanismes grâce au développement de modèles toxicologiques serait une aide immense. Il existe en particulier de nouvelles études toxicologiques en cours, dans lesquelles on fait intervenir la pollution de l'air de l'extérieur, en imitant le mélange des polluants de l'air ambiant, et en concentrant ensuite les particules à des niveaux différents prédéfinis. En conservant le mélange des autres polluants constants et en ne variant que la concentration des particules selon les groupes, on peut effectuer des expériences contrôlées randomisées qui fournissent une information précieuse sur la toxicologie du processus.

En regard des effets mineurs observés, les épidémiologistes considèrent habituellement avec scepticisme des associations ayant un risque relatif de moins de deux. Leur argument est à l'effet qu'un facteur de confusion pourrait avoir un effet similaire, en termes de magnitude, sur la prétendue association pour expliquer tous les excès de risque (Schlesselman, 1978). Évidemment, les faibles risques relatifs observés dans les études qui ont trait aux particules dans l'air et à la mortalité journalière préoccupent les chercheurs.

Le fait qu'il existe très peu de facteurs de risque connus covariant dans le temps diminue le risque de confusion à cause de variables qui n'auraient pas été mesurées. Néanmoins, il n'est pas clair que le nettoyage statistique et les méthodes d'ajustement enlèvent convenablement les fausses influences de la météorologie et des variations saisonnières, particulièrement en relation avec les épidémies dues aux maladies infectieuses. De plus, il n'est pas évident de savoir quelles mesures récapitulatives devraient être utilisées pour capturer l'effet des variables covariées. Ces problèmes, difficiles à résoudre, se rencontrent continuellement dans l'analyse de n'importe quel ensemble de données. Il est possible par contre d'effectuer des analyses de sensibilité en enlevant les périodes d'épidémie et en utilisant un éventail important de méthodes et de modèles statistiques pour accroître la robustesse de l'analyse. A l'heure actuelle, le Dr Jonathan Samet et le Dr Scott Zeger de l'université Johns Hopkins, enquêtent sur ces questions en réanalysant la plupart des données américaines. Les résultats préliminaires de ces études indiquent que des modèles statistiques acceptables produisent des résultats similaires, et qu'au niveau du risque, il est peu probable que la météorologie peut modifier de manière importante le risque dû aux particules. Également, les résultats de notre étude montréalaise ne montrent pas que les facteurs météorologiques influencent l'association entre le COH (« coefficient of haze » ou indice de souillure) et la mortalité.

Les différences dans les erreurs de mesures pour des polluants différents peuvent également avoir une incidence sur l'inférence. L'utilisation de stations fixes d'échantillonnage devrait fournir une représentation des particules tout à fait acceptable. En effet, la répartition des particules se fait en général de manière à peu près égale dans des régions géographiques importantes, à n'importe quel moment. De plus, les particules particulièrement fines ($\leq 2,5 \mu\text{m}$) peuvent pénétrer à l'intérieur des immeubles, alors que d'autres polluants réactifs, tels que l'ozone n'ont pas ce genre de caractéristique. Il est possible d'inférer de fausses associations avec les particules seulement si les autres polluants, ou une combinaison d'espèces, sont responsables d'effets adverses sur la santé et s'ils sont hétérogènes spatialement, mais que leurs niveaux moyens sont corrélés avec les particules. Analyser l'endroit du décès peut être utile pour déterminer si les polluants les plus réactifs sont associés à la mortalité.

Il est courant de penser qu'avec une erreur de classification non différentielle de l'exposition, il ne puisse se produire de fausses associations car de telles erreurs conduiraient à une atténuation du risque. Si l'erreur de classification de l'exposition est différentielle, les estimations de l'effet peuvent être biaisées en s'éloignant de l'hypothèse nulle, bien que je ne puisse penser à aucun mécanisme plausible pouvant causer une telle erreur de classification différentielle. Par contre, comme Greenland et Robins (1994) l'ont récemment fait remarquer, dans les études écologiques, une description incomplète de la représentation statistique d'un facteur de confusion, quand les risques individuels ne sont pas linéaires, peut conduire à des inférences incorrectes. Je ne connais aucune preuve formelle pour appuyer les arguments de Greenland et Robins en ce qui concerne les analyses de séries temporelles. Cela vaudrait peut-être la peine qu'un statisticien se penche sur ce problème d'un peu plus près. Si ceci est vrai, les résumés simples de relations complexes entre des facteurs écologiques importants ne contrôlent probablement pas suffisamment les facteurs de confusion. Par exemple, se baser seulement sur les valeurs moyennes des variables météorologiques, ou utiliser le nettoyage pour réduire la confusion des effets saisonniers pourraient conduire à de fausses conclusions.

4.2.6 Conclusion

D'après moi, bien qu'elles soient étonnamment constantes, les données portant sur les effets adverses des particules sont encore insuffisantes pour déterminer s'il y a association causale. Des recherches ultérieures aideront éventuellement à éclaircir ce point. Mais cela peut prendre des années, voire des décades. Le point important est de déterminer quels sous-groupes, s'il en existe, courent des risques. Par exemple, on va peut-être découvrir que seules les personnes ayant une maladie pulmonaire obstructive sont à risque. Ceci pourrait conduire à des modèles toxicologiques pour identifier les mécanismes causals et on serait ainsi en mesure de calculer la proportion de gens pouvant être affectés. De plus, il existe un intérêt considérable de savoir si les effets à court terme de la pollution de l'air se manifestent simplement en avançant de quelques jours la date d'un décès. L'identification de sous-groupes, si elle est de plus accompagnée d'estimation du temps de survie, pourrait être utilisée pour estimer l'impact d'un point de vue de santé publique. D'une part, si on remarque que les effets sont faibles, les associations observées deviennent donc tout bonnement un sujet de curiosité scientifique. D'autre part, ne pas identifier

les sous-groupes pouvant impliquer un large éventail d'effets, ou trouver qu'il y a des pertes importantes au niveau de la survie, aurait un impact bien plus important sur la santé publique et exigerait un examen plus approfondi des standards de qualité de l'air ambiant.

Du point de vue de la santé publique, agir aujourd'hui pour réduire la pollution des particules atmosphériques, qui proviennent principalement de la combustion, est un choix de société qui doit être considéré selon des perspectives différentes, incluant la diminution des embouteillages, l'amélioration des transports publics rapides, le contrôle des gaz d'échappement des véhicules et les rejets des sources fixes, la disponibilité de l'approvisionnement en énergie et l'amélioration de la qualité de vie. En effet, il serait imprudent d'attendre des recherches futures sur la pollution de l'air pour déterminer si les effets sont causals et dans quelle mesure ils affectent les individus. Par contre, agir en réduisant les sources de combustion peut améliorer un grand nombre de problèmes sociaux et réduire en même temps la pollution de l'air.

4.3 Composés organiques volatils

Par Jocelyn Lavigne et section 4.3.2 par Monique Beausoleil, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Cent soixante-six (166) composés organiques volatils (COV) sont actuellement mesurés dans l'air ambiant de la grande région de Montréal. Pour la grande majorité de ces produits, les concentrations retrouvées sont très faibles, soit moins de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. À de telles concentrations, seuls quelques-uns de ces COV pourraient entraîner des risques à la santé. Il ne nous était pas possible, par manque de temps, de vérifier chacun de ces produits dans les diverses banques de données existantes et encore moins d'entreprendre une revue de la littérature de chacun de ceux-ci. L'évaluation de ces 166 COV serait laborieuse et ne constitue pas d'ailleurs l'objet du présent document. Nous avons donc choisi les 6 COV parmi les 166 mesurés actuellement qui nous semblaient présenter les effets sanitaires potentiels les plus importants. Le présent texte n'a pas non plus pour but de faire une évaluation quantitative de risque complète de ces 6 COV, mais plutôt de donner un aperçu de l'excès de risque potentiel que peut engendrer leur présence dans l'air.

4.3.1 Étapes de sélection

Pour prioriser ces 6 COV, nous avons procédé en deux étapes. La première étape a été de vérifier si des renseignements existaient dans la banque de données de l'Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) de la U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) pour chacun des produits mesurés à Montréal. Cette banque de données décrit les effets sur la santé humaine de nombreux produits chimiques (plus de 180), pouvant être présents dans l'air ambiant et comportant des effets sanitaires tangibles basés sur des études scientifiques d'exposition chez des humains et autres mammifères» (US EPA, 1994). D'autres banques de données auraient pu aussi être utilisées. Cette dernière a été choisie pour des raisons pratiques et pour la fiabilité des données que l'on y retrouve. Afin de monter sa propre banque de données, l'OAQPS a puisé des renseignements à plusieurs sources d'information dont la principale est l'Integrated Risk Information System (IRIS) de l'US EPA. Les autres sources d'information secondaires utilisées par l'OAQPS sont :

- les Health Assessment Documents de l'US EPA;
- les Drinking Water Criteria Documents de l'US EPA;
- les Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST) de l'US EPA;
- les Toxicological Profiles de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR);
- le Hazardous Substances Data Bank (HSDB) de l'US EPA qui contient des sommaires de la littérature vérifiée par des pairs («peer-reviewed») et
- le Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) de l'US EPA) qui contient une liste des effets toxiques de plusieurs produits.

Pour chacun des produits, l'OAQPS résume les renseignements obtenus sous forme de sommaire des effets toxiques. Après vérification, il nous est apparu que la banque de données de l'OAQPS

contenait des renseignements toxicologiques pour 31 des 166 COV mesurés à Montréal (tableau 4.14).

Une deuxième étape de sélection a alors été entreprise pour ces 31 COV. Nous avons utilisé un certain nombre de critères de toxicité (que nous discuterons plus loin) afin de choisir parmi ces 31 produits ceux qui nous paraissaient présenter les risques les plus élevés pour la santé. Comme nous l'avons mentionné précédemment, nous nous sommes limités aux 6 COV qui nous paraissaient les plus importants d'un point de vue toxicologique en fonction à la fois des critères de toxicité choisis (que nous présentons ci-dessous) et naturellement, de leurs concentrations mesurées dans l'air de la grande région de Montréal (tableau 4.14).

4.3.1.1 Critères retenus pour les effets non cancérogènes

Le premier indicateur de toxicité retenu est la concentration de référence (RfC). La RfC est utilisée pour des produits qui induisent une toxicité résultant en des effets autres que le cancer. On considère que pour ce type de toxicité, il existe une valeur seuil en dessous de laquelle l'effet toxique n'apparaîtra pas à cause de la présence de différents mécanismes de protection, de compensation et d'adaptation. La capacité de ces mécanismes doit être dépassée pour que l'effet toxique apparaisse. Ceci implique donc qu'un individu peut tolérer une exposition variant de 0 jusqu'à une dose donnée, sans qu'aucun effet toxique n'apparaisse. La RfC représente une estimation de l'exposition journalière à un produit donné, à laquelle la population peut être exposée par inhalation pendant toute une vie sans produire d'effets délétères.

Pour calculer une RfC, le premier choix est l'utilisation de données toxicologiques humaines, mais ce type de données n'est disponible que pour un nombre très restreint de produits chimiques. Le second choix est l'utilisation de données toxicologiques animales, que l'on possède pour un nombre plus grand de produits. Pour calculer une RfC à partir de données animales, on se base alors en général sur les NOAEL («No-Observed-Adversed-Effect-Level») ou des LOAEL («Lowest-Observed-Adverse-Effect-Level») qui sont définis comme suit. Le LOAEL représente la dose la plus faible, dans une étude ou dans un groupe d'études, qui produit une augmentation (statistiquement ou biologiquement) significative de la fréquence ou de la sévérité d'effets néfastes chez un groupe d'animaux exposés par rapport à un groupe non exposé alors que le NOAEL est la dose la plus faible qui ne produit pas une telle augmentation (Beck et al., 1989).

On applique alors des facteurs d'incertitude (FI), qui reflètent la qualité des données que l'on utilise. Les FI tiennent compte de l'incertitude entourant la variabilité de l'effet ou de la susceptibilité chez les humains (facteur de 10), de la nécessité d'extrapoler à l'humain des résultats obtenus chez l'animal (facteur de 10), d'utiliser le LOAEL plutôt que le NOAEL (facteur de 10), et d'extrapoler des résultats obtenus lors d'une exposition sous-chronique dont la durée est de quelques semaines à quelques mois, à ceux que l'on penserait obtenir lors d'une exposition chronique où l'animal est exposé pendant une longue période de temps, en général pendant toute la durée de vie de l'animal de laboratoire (Beck et al., 1989; US EPA, 1995f). À cela s'ajoute un facteur de modification qui est un facteur additionnel d'incertitude variant de >0 à 10 (FM: «modifying factor») basé sur le jugement des professionnels lorsque l'on croit que les FI n'ont pas tenu compte de toutes les

incertitudes possibles, comme par exemple lorsque le nombre d'études ou le nombre d'espèces étudiées est petit. Les RfC ne s'appliquent pas dans le cas des effets comme le cancer, où l'on croit qu'il n'existe pas de seuil. Comme tous ces facteurs d'incertitude se multiplient, ceci implique par exemple, qu'un facteur total de 10 000 fois pourrait s'appliquer lorsque l'on travaille à partir d'un LOAEL obtenu chez l'animal lors d'études sous-chroniques, ce qui est cependant rarement le cas. Par exemple, un facteur d'incertitude de 100 pourrait être suffisant si l'on emploie un NOAEL provenant d'une étude chronique scientifiquement valide chez l'animal pour développer une RfC. On doit cependant demeurer conscient, lorsque l'on utilise ce type d'indicateur (RfC), des incertitudes qu'il comporte, particulièrement lorsqu'il a été extrapolé à partir des études chez l'animal.

4.3.1.2 Critères retenus pour les effets cancérogènes

Pour les produits considérés cancérogènes, nous avons ressorti les indicateurs suivants, développés et employés par l'US EPA, lorsque disponibles: l'excès de risque unitaire pour l'inhalation («inhalation risk unit»), la classification des produits (classe A, B1, B2, C, D), la classification selon la cancérogénicité relative des produits en trois classes (élevée, moyenne, faible), ainsi que la classification des produits selon le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC). Nous décrivons brièvement chacun de ces indicateurs ci-dessous.

L'excès de risque unitaire pour l'inhalation («inhalation unit risk») a été défini par l'US EPA (US EPA, 1996d). Cette valeur représente la probabilité d'excès de risque de cancer qui se produit dans une population hypothétique dans laquelle tous les individus sont exposés pendant toute leur vie (70 ans) à une concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'un produit donné dans l'air qu'ils respirent. Par exemple, pour le benzène, dont nous discuterons en détail plus loin, la valeur de l'excès de risque unitaire est de $8,3 \times 10^{-6}$; ce qui correspond théoriquement à un excès de cancer de 8,3 cancers dans une population d'un million d'individus exposés à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benzène pendant toute leur vie.

L'excès de risque unitaire est obtenu à l'aide de modèles mathématiques d'extrapolation hautes doses - faibles doses, en général appliqués à des données obtenues chez l'animal exposé à des concentrations souvent des milliers de fois plus élevées que celles auxquelles les humains sont exposés. Ces modèles assument qu'il n'existe pas de valeur seuil sous laquelle le risque est nul. Il faut être conscient que ce type d'estimations comporte, encore ici, de nombreuses incertitudes et renferme également des choix plus ou moins conservateurs. L'US EPA considère généralement dans de tels cas, que l'excès de risque réel ne devrait pas dépasser la valeur de l'excès de risque unitaire, et qu'en réalité, il peut être beaucoup plus faible, sinon inexistant (US EPA, 1995f).

Quel est le niveau de l'excès de risque de cancer que l'on peut considérer comme négligeable et que l'on peut donc ignorer? Ce niveau varie selon les auteurs ou les organismes. L'US EPA présente en général les concentrations dans l'air correspondant à des excès de risque de 10^{-4} , 10^{-5} et 10^{-6} . Szakocal et Weller (1994), dans une étude sur les contaminants présents dans l'air de la ville de Windsor en Ontario, considèrent négligeable un excès de risque de 10^{-5} , la vie durant. Trépanier et al. (1996) suggèrent pour leur part un excès de risque de 10^{-4} comme valeur « acceptable ». Ces auteurs expliquent que cette valeur est inférieure aux niveaux de risques acceptés pour des activités

sur lesquelles on peut avoir un contrôle personnel, comme l'utilisation de l'automobile, qui entraîne un risque à vie de décès d'environ 2×10^{-4} , ou des activités sans contrôle personnel, comme être piétons où le risque à vie de décès est d'environ 2×10^{-3} . Ils remarquent aussi que le niveau de risque suggéré est nettement inférieur aux risques de décès acceptés par certains individus par choix personnel comme le tabagisme, où le risque est évalué à environ $2,5 \times 10^{-1}$.

L'Organisation mondiale de la santé, pour sa part, considère que ces données devraient servir à comparer le pouvoir cancérogène des produits entre eux et ainsi aider à les prioriser en termes de mesures de contrôle, plutôt qu'à estimer l'excès de risque de cancer chez l'humain à cause du trop grand niveau d'incertitudes inhérentes à cette démarche (WHO, 1987). C'est d'ailleurs en ce sens que doivent être comprises les données concernant les estimations d'excès de risque, que nous présentons pour chacun des COV retenus.

Les tableaux 4.10 et 4.11 nous donnent la classification employée par l'US EPA et le CIRC (Centre international de recherche sur le cancer) respectivement. Pour obtenir cette classification, ces deux organismes se basent sur les résultats d'études cliniques, épidémiologiques et d'études chez les animaux.

TABEAU 4.10 Classification des produits cancérogènes selon l'US EPA

A: Cancérogène pour l'humain
B: Cancérogène probable pour l'humain
B1: Évidences limitées selon les études épidémiologiques
B2: Évidences inadéquates ou inexistantes chez l'humain, mais suffisantes selon les données animales
C: Cancérogène possible pour l'humain
D: Ne peut être classé comme cancérogène humain
E: Évidences que ce produit n'est pas cancérogène chez l'humain

Source : Cohrssen et Covello, 1989

TABEAU 4.11 Classification des produits cancérogènes selon le CIRC

Groupe 1. Cancérogène chez l'humain
Groupe 2A. Probablement cancérogène chez l'humain
2B. Possiblement cancérogène chez l'humain
Groupe 3. Ne peut être classifié quant à sa cancérogénicité chez l'humain
Groupe 4. Probablement non cancérogène chez l'humain

Source : IARC, 1982b

Nous avons aussi utilisé le système de classification de la cancérogénicité relative mis sur pied par l'Office of Air Quality Planning and Standards de l'US EPA (US EPA, 1994). Ce système comprend trois classes (élevée, moyenne ou faible) qui résultent à la fois d'un classement qualitatif,

soit la classification des produits de l'US EPA selon la classe (classe A, B1 ou B2, C, D ou E), et d'un classement de type quantitatif basé sur la réciproque de l'ED10 ($1/ED10$). L'ED10 est l'estimation de la dose associée à une augmentation de l'incidence de cancers de 10% plus élevée chez le groupe d'animaux exposés comparativement au groupe témoin. On retrouve ce classement au tableau suivant.

TABLEAU 4.12 Classement de la cancérogénicité relative en fonction de la ED10 et de la classification des produits selon l'US EPA

Classement	$1/ED10 (>100)$	$1/ED10 (1-100)$	$1/ED10 (<1)$
A	Élevée	Élevée	Moyenne
B1 ou B2	Élevée	Moyenne	Faible
C	Moyenne	Faible	Faible
D	(pas de classement)	(pas de classement)	(pas de classement)
E	(pas de classement)	(pas de classement)	(pas de classement)

Source US EPA, 1994

4.3.1.3 Concentrations des COV dans l'air ambiant de la grande région de Montréal

Naturellement, pour évaluer si les produits retenus peuvent être considérés comme dangereux pour la santé, il faut que l'exposition soit suffisamment élevée. Les concentrations des COV retenus pour notre étude ont été mesurées dans l'air ambiant de la grande région Montréal de 1989 à 1994 à des stations d'échantillonnage fixes. Le nombre des stations varie de 2 à 4 selon les COV analysés. Ces stations sont situées à Brossard et Montréal (stations 03, 12, 61). L'emplacement de ces stations apparaît au tableau 4.13. Lors de la sélection, nous avons utilisé la concentration moyenne journalière la plus élevée mesurée à l'une des stations pour chacun des 31 COV retenus à la première étape de priorisation.

TABLEAU 4.13 Localisation des stations de mesures dans la grande région de Montréal

Station	Localisation
Brossard	Parc Océanie, Brossard
Mtl 03	1050a, Saint-Jean-Baptiste, Montréal
Mtl 12	1125, Ontario Est, Montréal
Mtl 61	1001, Boulevard de Maisonneuve, Montréal

La prise d'air de l'échantillonneur d'air de la station Mtl 12 est située à environ 13 m du sol, alors que pour les autres stations, la prise d'air se retrouve normalement à environ 4 m du sol (Tremblay et Dann, 1995).

4.3.1.4 Choix final des 6 COV

Parmi les 31 COV retenus à la première étape de sélection (tableau 4.14), l'US EPA avait calculé une RfC pour 10 produits. Cet organisme révisait les RfC de 13 autres COV et ainsi les RfC de ces produits ne sont donc pas disponibles. Aucune RfC n'avait été estimée pour les 8 derniers COV. L'acroléine est le seul COV retenu, à cause de la valeur de sa RfC ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) qui est inférieure à la concentration mesurée dans l'air. Ceci indique qu'il est possible que des effets sur la santé autres que cancérogènes pourraient se produire. Pour les 9 autres produits possédant une RfC, la valeur des RfC (de 4 à $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est toujours supérieure à leurs concentrations mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal; ceci indiquant un risque probablement inexistant pour la population.

Vingt et un des 31 COV sont classés cancérogènes par le CIRC (classes 1, 2A ou 2B et 3) et l'US EPA (classes A, B1 ou B2 et C). Cinq de ceux-ci présentaient un excès de risque de cancer variant de $1,1 \times 10^{-5}$ à $9,5 \times 10^{-5}$, calculé à partir de leur excès de risque unitaire fourni par l'US EPA et de leur concentration moyenne journalière la plus élevée mesurée à l'une ou l'autre des stations fixes d'échantillonnage. Ces COV sont le benzène, le 1,3-butadiène, le dibromure d'éthylène, le tétrachlorure de carbone et le formaldéhyde. Ces COV sont classés 1, 2A ou 2B par le CIRC ou A, B1 ou B2 par l'US EPA. Aucun de ces 5 COV ne se retrouve donc dans les classes plus faibles, soit C (US EPA) ou 3 (CIRC).

Pour 12 autres de ces 21 COV, le risque d'excès de cancer était plus faible. Il variait de $5,8 \times 10^{-6}$ à $5,5 \times 10^{-8}$. Sept de ces 12 COV étaient classés C (US EPA) ou 3 (CIRC). L'US EPA considère de plus que la cancérogénicité relative (basée sur l'ED10) de ces 12 produits est faible. Il ne nous a pas été possible, pour les 4 derniers de ces 21 COV, d'évaluer quantitativement un excès de risque de cancer, l'US EPA n'ayant pas calculé d'excès de risque unitaire pour ceux-ci. Les quatre sont cependant tous classés C (US EPA) ou 3 (CIRC).

4.3.1.5 Plan de discussion pour les 6 COV retenus

Pour chacun de ces 6 COV, nous présenterons un résumé des concentrations mesurées à chacune des stations d'échantillonnage (concentrations moyennes journalières, concentrations journalières aux 95^{ième} et 98^{ième} centiles, concentrations journalières maximales et le nombre de mesures supérieures et inférieures à la limite de détection), un résumé de leur utilisation, de leur provenance dans l'air, ainsi qu'une brève description de leurs effets toxicologiques les plus pertinents liés principalement à l'inhalation. Pour ce faire, nous nous baserons principalement sur des revues extensives déjà publiées dans la littérature provenant principalement de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), de l'Organisation mondiale de la santé (OMS ou WHO: World Health Organisation) et de l'US EPA. Nous présenterons aussi les concentrations rapportées dans la littérature scientifique de ces COV dans l'air extérieur et dans divers milieux intérieurs ainsi que les concentrations mesurées à l'aide de mesures personnelles.

TABEAU 4.14 Indicateurs utilisés pour la priorisation des COV

COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS	CAS	CIRC	EPA	I/ED10 (mg/kg.jr) ⁻¹	RANG	Excès risque unitaire d'inhalation ^(a) (µg/m³) ⁻¹	RfC µg/m³	Concentration journalière dans la grande région de Montréal (µg/m³)						Excès de risque – vie entière
								(Sup/inf) ^(b)	Moyenne	95 ^{ème} centile	98 ^{ème} centile	Max.	Poste ^(c)	
Benzène	71-43-2	I	A	0,27	M	8,3 x 10 ⁻⁶	ER	307/0	8,59	24,91	28,24	126,34	03	7,1 x 10 ⁻⁵
Chlorure de vinyle	75-01-4	I	A	1,6	E	5,4 x 10 ⁻⁵ (ER)	NE	12/292	0,05	0,06	0,15	0,33	03	2,7 x 10 ⁻⁶
Formaldéhyde	50-00-0	2A	B1	3,0	M	1,3 x 10 ⁻⁵	NE	170/0	4,02	9,09	11,37	21,18	12	5,2 x 10 ⁻⁵
1,3-butadiène	106-99-0	2B	B2	8,4	M	2,8 x 10 ⁻⁴	NE	156/0	0,99	1,88	2,23	2,41	61	2,7 x 10 ⁻⁴
1,2-dichloroéthane	107-06-2	2B	B2	0,39	F	2,6 x 10 ⁻⁵	NE	155/148	0,18	0,27	0,53	8,71	03	4,7 x 10 ⁻⁶
Dibromure d'éthylène	106-93-4	2A	B2	2,1	M	2,2 x 10 ⁻⁴	0,2	2/154	0,06	0,05	0,05	1,73	61	1,3 x 10 ⁻⁵
Chloroforme	67-66-3	2B	B2	0,76	F	2,3 x 10 ⁻⁵	ER	76/3	0,25	0,52	0,59	0,86	61	5,8 x 10 ⁻⁶
Tétrachlorure de carbone	56-23-5	2B	B2	0,34	F	1,5 x 10 ⁻⁵	NE	303/1	0,81	1,22	1,56	1,98	03	1,2 x 10 ⁻⁵
Acétaldéhyde	75-07-0	2B	B2	0,033	F	2,2 x 10 ⁻⁶	9,0	170/0	2,51	5,32	8,20	11,18	12	5,5 x 10 ⁻⁶
Bromoform	75-25-2		B2	0,029	F	1,1 x 10 ⁻⁶	ER	2/299	0,05	0,05	0,05	0,17	03	5,5 x 10 ⁻⁸
Dichlorométhane	75-09-2	2B	B2	0,013	F	4,7 x 10 ⁻⁷	ER	290/0	1,63	4,12	6,02	13,89	12	7,2 x 10 ⁻⁷
1,4-dichlorobenzène	106-46-7		B2	0,13	F	NE	800	289/9	3,23	17,24	28,92	39,23	12	---
1,2-dichloropropane	78-87-5	3	B2	0,36	F	NE	4	26/278	0,07	0,18	0,32	0,79	03	---
Trichloroéthylène	79-01-6	2A	B2/C	0,035	F	NE	ER	226/78	0,38	1,18	1,57	19,98	03	---
Tétrachloroéthylène	127-18-4	2A	B2/C	0,012	F	NE	NE	156/0	1,00	2,34	2,66	5,58	61	---
1,1-dichloroéthylène	75-35-4	3	C	1,2	F	5,0 x 10 ⁻⁵	ER	21/279	0,06	0,15	0,19	0,43	03	3 x 10 ⁻⁶
Acroléine	107-02-8	3	C	NE	NE	NE	0,02	106/64	0,42	1,41	2,10	2,47	12	---
1,1,2-trichloroéthane	79-00-5	3	C	0,21	F	1,6 x 10 ⁻⁵	ER	2/77	0,07	0,05	0,66	0,66	B	1,1 x 10 ⁻⁶
1,1,2,2-tétrachloroéthane	79-34-5	3	C	1,7	F	5,8 x 10 ⁻⁵	NE	48/237	0,08	0,21	0,31	0,80	03	4,6 x 10 ⁻⁶
Chlorométhane	74-87-3	3	C	0,052	F	NE	ER	169/13	1,06	1,6	2,25	8,65	12	---
1,1-dichloroéthane	75-34-3		C	NE	F	NE	ER	4/300	0,07	0,05	0,05	3,49	03	---
Bromométhane	74-83-9	3	D	NA	---	NA	5	37/145	0,23	0,18	0,79	24,67	12	---
Hexane	110-54-3		D	NA	---	NA	200	307/0	6,70	21,22	26,36	36,49	03	---
Toluène	108-88-3		D	NA	---	NA	400	156/0	13,17	25,03	30,50	30,94	61	---
1,2,4-trichlorobenzène	120-82-1		D	NA	---	NA	ER	18/138	0,07	0,20	0,22	0,96	61	---
Chlorobenzène	108-90-7		D	NA	---	NA	ER	70/234	0,08	0,20	0,25	0,47	03	---
Éthylbenzène	100-41-4		D		---	NA	1000	156/0	2,87	5,39	6,28	12,23	61	---
1,1,1-trichloroéthane	71-55-6		D	NA	---	NA	ER	236/9	3,13	6,07	8,15	98,69	12	---
Iso-propylbenzène	98-82-8	3	NC	NA	---	NA	9	192/115	0,52	2,70	4,67	19,05	03	---
2,2,4-triméthylpentane	540-84-1		NC	NA	---	NA	NE	295/12	1,14	3,44	4,68	10,31	03	---
Propionaldéhyde	123-86-6		NC	---	---	---	ER	169/1	0,74	1,45	1,80	4,01	12	---

ER : en révision

NE : non évalué

NC : non classifié quant à son potentiel cancérigène

NA : non applicable

(a) : « Inhalation unit risk »

(b) : nombre d'échantillons supérieurs / inférieurs à la limite de détection

(c) : correspond au poste ayant enregistré les concentrations moyennes journalières les plus élevées (pour chaque polluant indiqué)

Nous avons mentionné précédemment que deux indicateurs en particulier, soit la RfC, et probablement dans une plus large mesure encore l'excès de risque unitaire, comportent des incertitudes importantes. Ces indicateurs (ainsi que certains autres que nous n'avons pas utilisés ici) sont utilisés lors de l'évaluation quantitative du risque. Il faut être conscient qu'ils ne constituent pas et ne doivent pas être utilisés comme des normes. Les résultats des évaluations quantitatives de risque sont utilisés lors de la mise en place de normes par des agences gouvernementales, mais en tenant compte de l'ensemble des données toxicologiques ainsi que «des informations de type politique, social, économique et d'ingénierie dans son processus de décision» (Beck et al., 1989). C'est pourquoi, nous allons aussi présenter, lorsque disponibles, des normes ou recommandations mises en place par d'autres organismes.

4.3.1.6 Critères d'exposition recommandés

Des critères d'exposition recommandés seront aussi présentés. Les niveaux admissibles dans l'air ambiant (AALG: ambient air level goal), seront aussi mentionnés lorsque disponibles (Calabrese et Kenyon, 1991). Pour développer un AALG, ces auteurs se basent sur le même type de critères toxicologiques que nous avons présentés précédemment (RfC, excès de risque unitaire pour l'inhalation, etc.) et naturellement choisissent le plus sévère d'entre eux, soit le critère qui entraîne le niveau admissible dans l'air le plus faible. Mais de plus, ces chercheurs tiennent compte du fait que les produits peuvent pénétrer par d'autres voies que la voie pulmonaire.

L'Organisation mondiale de la santé est un organisme reconnu qui émet des recommandations sur les concentrations acceptables dans l'air, le sol et l'eau de différents produits. Ces recommandations sont faites par un groupe d'experts internationaux après une revue extensive de la littérature. Nous en ferons part lorsque disponibles.

Des plages d'exposition acceptables à long terme ont été développées par Santé Canada (SBSC, 1987) pour certains produits retrouvés dans l'air intérieur, suite à un rapport du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail publié en 1987 et révisé en 1989. Elles sont définies comme des plages de concentrations auxquelles une personne peut-être exposée continuellement tout au long de sa vie sans risque pour la santé. Nous rapporterons les plages d'exposition qui ont été développées pour deux des COV que nous avons retenus, soit le formaldéhyde et l'acroléine.

Nous présenterons aussi les concentrations recommandées par l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) ainsi que les normes en vigueur au Québec pour les milieux de travail. Ces dernières tiennent compte non seulement des effets sur la santé mais également des considérations techniques, économiques ou analytiques, nécessaires à leur atteinte. Il faut aussi remarquer que dans ce dernier cas, ces valeurs sont applicables pour des semaines de travail de 40 heures à raison de 8 heures par jour, 5 jours par semaine, et non pas pour une exposition continue (24 heures par jour, 7 jours par semaine) comme c'est le cas pour des expositions environnementales.

4.3.1.7 Autres sources d'exposition

Une mise en perspective de l'exposition humaine est ici nécessaire. À partir des années 70, de nombreuses études ont été entreprises concernant l'air extérieur. Certaines normes ont été développées et de nombreuses mesures apportées afin de diminuer les concentrations de certains contaminants. Depuis le début des années 80, d'autres types d'études ont été entreprises en utilisant cette fois des mesures personnelles afin d'évaluer plus exactement l'exposition à laquelle les gens sont réellement soumis. Entre autres, une série d'études portant sur divers produits chimiques, ont été entreprises par l'US EPA sous le titre de «Total Exposure Assessment Methodology» (TEAM Studies) où l'on utilisait à la fois des mesures personnelles, des mesures de l'air intérieur et de l'air extérieur. Une de ces études portait sur les COV (Wallace, 1987). Cet auteur rapporte que les concentrations moyennes de 11 COV étaient plus élevées dans l'air intérieur que dans l'air extérieur par des facteurs variant de 1,6 à 4,0. Ce facteur pouvait atteindre la valeur de 70 lorsque cet auteur comparait les valeurs maximales observées plutôt que les concentrations moyennes. Les mesures personnelles, qui se font à l'aide d'appareils portatifs sur une période de 24 heures, montrent là aussi des niveaux plus élevés que dans l'air extérieur. Des résultats similaires ont été observés en Hollande pour 45 COV mesurés dans 300 résidences privées et dans l'air extérieur (Lebret et al., 1986), ainsi que dans d'autres types d'édifices et de véhicules de transport (Holcomb et Scabrook, 1995). Pour les produits retenus, nous donnerons donc les concentrations retrouvées dans divers milieux (résidences privées, bureaux, restaurants), d'après ces études, afin de disposer de points de comparaison.

Les résultats discutés précédemment ont une très grande importance à cause du nombre d'heures considérable que les gens passent à l'intérieur. Ce nombre d'heures peut varier d'une personne à l'autre, d'un groupe de personnes à l'autre (travailleurs, retraités, écoliers), d'un groupe d'âge à l'autre, d'une saison à l'autre, mais il est en général beaucoup plus important que le nombre d'heures passées à l'extérieur. Pendant l'hiver, par exemple, les très jeunes enfants et les personnes âgées peuvent passer de longs moments sans sortir. Nous avons utilisé les données de l'Organisation mondiale de la santé sur les temps moyens passés dans différents milieux, car nous n'avons pas trouvé ce type de données pour le Québec. Cet organisme considère que 10% du temps est passé à l'extérieur, 65% et plus à l'intérieur et 25% au travail (WHO, 1987). Ces valeurs sont similaires à celles rapportées par Holcomb et Seabrook (1995) pour les États-Unis; un américain moyen ne passerait que 10% du temps à l'extérieur. Pour le présent document, afin d'obtenir une estimation du risque relié à la présence de COV dans l'air ambiant, nous n'avons considéré que deux situations. La première situation présente un estimé du risque lorsque les gens respirent l'air extérieur 10% du temps (2,4 heures/jour); ce qui, à notre avis, représente un scénario réaliste. Compte tenu que l'objet du présent document concerne principalement l'air extérieur, nous présentons aussi les valeurs pour une exposition continue de 24 heures/jour, soit 100% du temps à l'extérieur (24 heures/jour).

4.3.2 Benzène

À la température ambiante, le benzène est un liquide incolore. Toutefois, son faible point d'ébullition et sa pression de vapeur élevée entraînent une évaporation rapide de ce solvant dans l'air. La majeure partie du benzène relâché dans l'environnement se retrouve dans l'air (99,96%), le reste se répartissant dans l'eau, les aliments et le sol (Hattemer-Frey et al., 1990).

La production du benzène se fait presque exclusivement à partir du pétrole. En industrie, le benzène est surtout utilisé comme intermédiaire dans la fabrication de différentes résines (ATSDR, 1989). Il constitue une composante de l'essence sans plomb à cause de ses caractéristiques antidétonantes (Marcus, 1990). La fumée de cigarette représente une source d'exposition importante au benzène (Wallace et al., 1987a). Wallace et al. (1989) ont également rapporté de faibles émissions de benzène à partir de produits d'usage courant tels la colle à tapis, les tapis, les détergents liquides et la cire.

4.3.2.1 Effets sur la santé du benzène

Le système nerveux est l'organe-cible d'une exposition aiguë à de fortes concentrations de benzène. Toutefois, les systèmes hématopoïétique et immunitaire sont les plus sensibles lors d'expositions chroniques. Ce sont les cellules-précurseurs de la lignée myéloïde⁶² qui sont d'abord atteintes et qui affectent par la suite la quantité d'éléments sanguins périphériques (érythrocytes, granulocytes et plaquettes). L'hypoplasie⁶³ de la moelle osseuse, la pancytopenie⁶⁴ et, dans les cas les plus graves, l'anémie aplasique⁶⁵ ont été rapportées chez des travailleurs exposés au benzène. Une interaction avec les cellules-précurseurs de la lignée lymphoïde⁶⁶ résulte en une diminution de la surveillance immunologique (diminution des lymphocytes), phénomène responsable des infections observées chez des travailleurs fortement exposés au benzène (Szokolcal et Weller, 1994). Tous ces effets ont cependant été observés chez des individus exposés à des concentrations de benzène beaucoup plus importantes (de l'ordre de 75 à 3 000 mg/m³ selon une revue de ATSDR, 1989) que celles mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal.

On a observé des associations entre les cas de leucémie, particulièrement la leucémie myéloïde aiguë⁶⁷ et l'exposition au benzène de populations de travailleurs dans de nombreuses études de cas et plusieurs études épidémiologiques.

⁶² Lignée myéloïde : lignée de différenciation cellulaire qui donne naissance aux érythrocytes, aux granulocytes (polynucléaires, neutrophiles, éosinophiles et basophiles), aux monocytes et aux plaquettes

⁶³ Hypoplasie : développement insuffisant d'un tissu ou d'un organe

⁶⁴ Pancytopenie : déficience de tous les éléments cellulaires du sang

⁶⁵ Anémie aplasique : maladie caractérisée par une diminution des érythrocytes due à une réduction des cellules hématopoïétiques de la moelle osseuse. Elle est souvent accompagnée par une diminution des granulocytes et des plaquettes.

⁶⁶ Lignée lymphoïde : lignée de différenciation cellulaire qui donne naissance aux lymphocytes et aux plasmocytes

⁶⁷ Leucémie myéloïde aiguë : cancer hématopoïétique caractérisé par la prolifération et le développement désordonné des cellules-précurseurs de la lignée myéloïde.

Parmi les études épidémiologiques majeures, on note les analyses menées chez les travailleurs de trois usines de pellicule de caoutchouc en Ohio dont le procédé de fabrication, connu sous le nom de « Pliofilm », nécessitait l'utilisation d'une grande quantité de benzène (Infante et al., 1977; Rinsky et al., 1981; Rinsky et al., 1987). L'analyse de Rinsky et al. (1981) a permis d'observer 5 décès dus à la leucémie dans la cohorte de 748 travailleurs exposés à des concentrations de benzène variant de 32 à 320 mg/m³ (concentration moyenne sur 8 heures) au cours des années 1941-1969. Il s'agit d'une augmentation statistiquement significative de l'incidence des décès dus à la leucémie comparativement aux taux nationaux (ratio standardisé de mortalité = 560).

Une autre étude a porté sur une cohorte de 594 travailleurs de la compagnie Dow exposés à des niveaux de benzène variant de 0,3 à 113 mg/m³ (concentration moyenne sur 8 heures) de 1940 à 1973 (Ott et al., 1978). Trois décès dus à la leucémie ont été observés dans cette cohorte, mais cette augmentation par rapport aux taux nationaux n'était pas statistiquement significative. Bond et al. (1986) ont effectué un suivi de la cohorte de 956 employés de Dow. Ils ont également observé un excès non significatif de décès dus à la leucémie par rapport aux taux nationaux (4 contre 2,1).

Wong et al. (1983, cités dans US EPA, 1996d) ont réalisé une étude chez 4 602 travailleurs exposés au benzène et 3 074 travailleurs non exposés à ce composé organique volatil (COV) dans 7 usines américaines de produits chimiques durant les années 1946 à 1976. Ils ont observé un excès non significatif de décès dus à la leucémie par rapport aux taux nationaux.

A partir de ces études, le benzène a été classé dans le groupe A par l'US EPA (US EPA, 1996d) et dans le groupe 1 par le CIRC (IARC, 1982a) (voir tableaux 4.10 et 4.11).

Il existe peu d'informations sur la toxicité du benzène sur le développement du fœtus chez l'humain. Aucune augmentation de l'incidence des malformations génétiques n'a été associée à l'exposition au benzène (Gouvernement du Canada, 1993). Il a cependant été démontré comme étant foetotoxique/embryotoxique chez l'animal (souris, rats, lapins) (ATSDR, 1989).

4.3.2.2 Critères d'exposition recommandés

En ce qui concerne les effets chroniques et non cancérogènes du benzène, le California Department of Health Services a proposé un niveau d'exposition acceptable (AEL)⁶⁸ de 70 µg/m³ (California air pollution control officers association, 1992 cité dans Szkolcal et Weller, 1994). L'US EPA révisé présentement la RfC⁶⁹ (US EPA, 1996d). Elle n'est donc pas disponible actuellement. Calabrese et Kenyon (1991) ont revu les études toxicologiques du benzène et suggèrent un AALG⁷⁰ de 160 µg/m³ afin de prévenir les effets du benzène sur le développement du fœtus.

⁶⁸ AEL : « Acceptable Exposure Level »

⁶⁹ RfC : Concentration de référence à des produits, dont les effets sont autres que le cancer, auquel les personnes peuvent être exposées pour une durée déterminée, sans subir d'effets toxiques

⁷⁰ AALG : « Ambient air level goal » ou niveau admissible dans l'air ambiant

D'autres organismes ont estimé le risque cancérogène du benzène. Ainsi, l'US EPA a établi en 1985 que le risque de cancer était de $8,3 \times 10^{-6}$, soit un excès de 8,3 cancers dans une population d'un million d'individus exposés continuellement à une concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benzène durant toute leur vie (US EPA, 1996d). Cette estimation est basée sur trois études épidémiologiques (Rinsky et al, 1981; Ott et al, 1978; Wong et al, 1983) et un modèle d'extrapolation «one-hit»⁷¹.

Les plus récentes évaluations de l'Organisation mondiale de la santé (IARC, 1982a; WHO, 1987) ont conduit à un estimé de risque pour toute la vie de 4×10^{-6} pour une exposition continue à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benzène. Cette estimation est également basée sur des études épidémiologiques (Rinsky et al, 1981; Ott et al, 1978; Bond et al, 1986) et un modèle d'extrapolation linéaire⁷².

4.3.2.3 Évaluation du risque attribuable au benzène via l'air ambiant dans la grande région de Montréal

Le tableau 4.15 présente les concentrations de benzène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994. À titre de comparaison, soulignons que les concentrations moyennes de benzène mesurées dans la majorité des 40 postes ruraux et urbains au Canada de 1987 à 1993 variaient de 2 à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le poste 03 de Montréal était celui dont la concentration moyenne de benzène était la plus élevée au Canada (Dann, 1994).

Les concentrations moyennes de benzène mesurées à Montréal de 1989 à 1994 demeurent bien en deçà des critères recommandés par divers organismes afin de prévenir des effets chroniques non cancérogènes du benzène (AEL: $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$; AALG: $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mis à part la valeur extrême de $126,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurée au poste 03, situé dans un secteur fortement industrialisé (raffineries, etc.), toutes les concentrations maximales mesurées sont inférieures à ces critères. Quant à la valeur du 98^{ème} centile, elle demeure inférieure à ces critères pour l'ensemble des postes.

TABEAU 4.15 Concentrations de benzène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière de Benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		Moyenne arithmétique	95 ^{ème} centile	98 ^{ème} centile	Maximale
Brossard	79/0	1,7	3,8	9,6	14,2
Mtl 03	307/0	8,6	24,9	28,2	126,3
Mtl 12	300/0	4,2	7,9	10,0	12,7
Mtl 61	156/0	5,7	10,2	11,5	12,7

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

⁷¹ Modèle d'extrapolation «one hit» : modèle mécanistique qui repose sur la prémisse qu'une réponse toxique peut être induite après qu'une seule cellule d'un organisme ait été exposée à une seule unité effective de dose

⁷² Modèle d'extrapolation linéaire : modèle fondé sur la prémisse d'une relation linéaire, à faibles doses, entre le risque et la dose, et sur la prémisse de l'absence d'un seuil d'effet.

Quant à l'excès de risque cancérogène attribuable aux concentrations moyennes de benzène dans l'air ambiant de la grande région de Montréal, en utilisant l'évaluation de l'US EPA (1985), il varie de $1,4 \times 10^{-5}$ à $7,1 \times 10^{-5}$ durant toute la vie. Il faut toutefois utiliser ce type d'estimé d'excès de risque avec prudence. Comme nous l'avons déjà mentionné, de nombreuses incertitudes sont rattachées à toute estimation de risque cancérogène. D'un point de vue biologique, même si les études épidémiologiques menées chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de benzène ont démontré un risque accru de leucémie, plusieurs s'interrogent sur la capacité de faibles expositions de benzène à induire la leucémie chez les individus exposés, compte tenu des mécanismes de réparation cellulaire. Les plus récentes études épidémiologiques menées dans l'industrie pétrolière n'ont pas démontré d'association aussi claire entre l'exposition des travailleurs à de plus faibles niveaux de benzène et la leucémie (Schnatter et al., 1993; Wong et Raabe, 1995). L'utilisation d'un modèle d'extrapolation linéaire de l'excès de risque de cancer à partir des données de fortes expositions des travailleurs pour des concentrations environnementales répond plus à un besoin de déterminer des critères sécuritaires pour la population plutôt que d'estimer l'excès de risque réel de cancer.

4.3.2.4 Autres sources d'exposition

L'air ambiant ne constitue cependant pas la seule source d'exposition au benzène. L'air intérieur, le tabagisme passif et actif, les activités reliées à l'utilisation de l'automobile constituent des sources non négligeables d'exposition au benzène. Le tableau 4.16 indique une estimation de l'exposition au benzène d'un individu résidant dans la grande région de Montréal.

On constate que le travail constitue la source d'exposition au benzène la plus importante pour une petite partie de la population. Le tabagisme représente également une source substantielle d'exposition au benzène pour la population de fumeurs.

4.3.2.5 Conclusion

Le benzène est un composé organique volatil reconnu cancérogène pour l'homme par différents organismes de santé mondialement reconnus. Une augmentation des décès par leucémie a été observée chez des travailleurs fortement exposés au benzène de façon chronique dans le passé.

Les niveaux ambiants de benzène mesurés dans la grande région de Montréal sont toutefois beaucoup plus faibles que ceux mesurés en milieu de travail (de plusieurs ordres de grandeur). L'exposition attribuable aux concentrations moyennes de benzène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal varie de 34 à 172 $\mu\text{g}/\text{jour}$, ce qui correspond à un excès de risque cancérogène de $1,4 \times 10^{-5}$ à $7,1 \times 10^{-5}$ durant toute la vie d'après des modèles mathématiques d'extrapolation qui renferment des choix plus ou moins conservateurs. Toutefois, d'autres sources peuvent contribuer de façon beaucoup plus importante à l'exposition des résidents au benzène, telles le tabagisme (800 $\mu\text{g}/\text{jour}$).

TABLEAU 4.16 Estimation de l'exposition multimédia au benzène chez les résidents de la grande région de Montréal

Stations	Concentration journalière de benzène	Durée d'exposition*	Exposition au benzène* (mg/jour)
Air ambiant			
- Brossard	1,7 µg/m ³	2,4 heures	3,4
- Mtl 03	8,6 µg/m ³	2,4 heures	17,2
- Mtl 12	4,2 µg/m ³	2,4 heures	8,4
- Mtl 61	5,7 µg/m ³	2,4 heures	11,4
Air intérieur:			
- Non-fumeur ⁽¹⁾	2,0 µg/m ³	21,6 heures	36,0
- fumeur ⁽²⁾	5,0 µg/m ³	21,6 heures	90,0
Activités reliées à la Conduite automobile ⁽³⁾			50,0
Tabagisme ⁽⁴⁾	40,0 µg/cigarette	20 cigarettes/jour	800,0
Eau potable ⁽⁵⁾	0,25 µg/L	1,5 L	0,4
Aliments ⁽⁶⁾			1,4
Travail ⁽⁷⁾	300,0 µg/m ³	8 heures	2 000,0

* Les données de base sont: inhalation: 20 m³ d'air par jour; consommation quotidienne d'eau: 1,5 L (Direction de l'hygiène du milieu, 1988 citée dans Gouvernement du Canada, 1993); 10% du temps passé à l'extérieur et 90% du temps à l'intérieur

- (1) La concentration moyenne de benzène dans l'air intérieur de résidences de non-fumeurs est de 2 µg/m³ de benzène de plus que l'air ambiant (Holliday et Park, 1989).
- (2) La concentration moyenne de benzène dans l'air intérieur de résidences de fumeurs est de 3 µg/m³ de plus que dans l'air intérieur de résidences de non-fumeurs (Gouvernement du Canada, 1993).
- (3) Cette estimation est basée sur une exposition de 40 µg/jour lors des déplacements en automobile et de 10 µg/jour lors d'un plein à un poste d'essence libre-service (Wallace et al., 1989).
- (4) Cette estimation est basée sur une moyenne de 40 µg de benzène par cigarette (Holliday et Park, 1989) et de 20 cigarettes fumées par jour (Santé Québec, 1988).
- (5) La concentration moyenne de benzène dans l'eau potable desservie par la ville de Montréal est de 0,25 µg/L (Communication personnelle écrite, C. Charrette, Ville de Montréal, 1987).
- (6) Cette estimation provient de Holliday et Parke, 1989.
- (7) Cette estimation de l'exposition de la majorité des travailleurs utilisant le benzène a été établie à 1/10 de la norme permise, soit 300 µg/m³ durant 8 heures (Wallace et al., 1989).

4.3.3 1,3-Butadiène

Le 1,3-butadiène est un gaz incolore, présentant une faible odeur d'essence. À cause de sa très grande volatilité, la majeure partie se retrouve dans l'air. Il entre dans la fabrication de caoutchouc et de plastiques divers. Le 1,3-butadiène est relâché dans l'atmosphère, s'il y a présence de fuite, lors de sa production à partir du pétrole, de son utilisation, de son stockage et de son transport. Par exemple, il est présent dans les gaz d'échappement des véhicules à moteur de 45 à 130 µg/m³) (Neligan, 1962 cité par ATSDR, 1992b). On le retrouve aussi dans la fumée de cigarettes, la fumée des feux de broussailles, à la suite de la dégradation thermique de plastiques et par volatilisation de l'essence (ATSDR, 1992b).

4.3.3.1 Effets sur la santé

On considère que le 1,3-butadiène peut entraîner un certain nombre de problèmes au niveau des systèmes respiratoire, hépatique, rénal, gastro-intestinal, hématologique, immunologique et neurologique chez l'animal. Cependant, ces effets se produisent à des concentrations des milliers de fois plus élevées que celles rencontrées dans l'air ambiant. La valeur du NOAEL («No-Observed-Adverse-Effect-Level») la plus faible que l'ATSDR (1992b) rapporte, suite à l'analyse de 29 études, est de $14\,365\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (6,5 ppm) et est associée à la mortalité chez la souris. Cette valeur provient de l'étude de cancérogénicité de Melnick et al. (1989) chez la souris qui a duré 2 ans.

Chez l'humain, des travailleurs ont présenté certains effets hématologiques réversibles; ces effets n'apparaissent qu'à des concentrations de $44\,200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (20 ppm) et plus (ATSDR, 1992b). Ces concentrations sont environ 45 000 à 260 000 fois plus élevées que la concentration moyenne journalière mesurée dans l'air ambiant de la grande région de Montréal qui varie de 0,17 à 0,99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ selon la station d'échantillonnage (tableau 4.17). Ce type d'effet ne devrait donc pas se manifester aux niveaux retrouvés dans l'air ambiant de Montréal. Le NOAEL le plus faible retrouvé chez l'animal pour les effets hématologiques, tel que rapporté par l'ATSDR (1992b), est aussi de $44\,200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ et le LOAEL est de $138\,100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (62,5 ppm) niveau auquel de l'anémie a été détectée dans l'étude de Melnick et al. (1989).

TABEAU 4.17 Concentrations de 1,3-butadiène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994.

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière de 1,3-butadiène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		Moyenne arithmétique	95 ^{ième} centile	98 ^{ième} centile	Maximale
Brossard	50/29	0,17	0,46	0,57	1,11
Mtl 03	282/25	0,34	1,03	1,35	1,90
Mtl 12	293/7	0,47	1,09	1,36	2,23
Mtl 61	156/0	0,99	1,88	2,23	2,41

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalet, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

L'effet qui nous préoccupe également est l'effet cancérogène. Certaines études épidémiologiques impliquant des travailleurs ont montré une incidence plus élevée de cancers du système respiratoire, du système lymphatique, de la vessie et de l'estomac (US EPA, 1995b). Cependant l'US EPA considère que ces études ne sont pas suffisantes pour établir une relation de cause à effet entre l'exposition au 1,3-butadiène et le cancer à cause de la présence d'autres produits et de certains autres facteurs confondants et lui attribue la classification B2 (US EPA, 1995b). Le CIRC (Centre international de recherche sur le cancer) considère aussi les données humaines inadéquates et lui donne la classification 2 B (IARC, 1987).

4.3.3.2 Critères d'exposition recommandés

L'US EPA révisé actuellement la concentration de référence (RfC). Il ne nous est donc pas possible de vérifier quantitativement à l'aide de cette valeur si des effets sur la santé autres que le cancer peuvent se produire aux concentrations rencontrées dans l'air de la grande région de Montréal (US EPA, 1995b).

Dans le cas du 1,3-butadiène, l'US EPA a établi un excès de risque unitaire pour l'inhalation («inhalation risk unit») de $2,8 \times 10^{-4}$, ce qui représente la probabilité qu'un individu développe un cancer s'il inhale, de façon continue, 24 heures par jour pendant 70 années, une concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de 1,3-butadiène. Cette valeur a été estimée par l'US EPA à partir des résultats d'une étude chez la souris (NTP, 1984). Les concentrations auxquelles étaient exposés les animaux se situaient à 625 et à 1 250 ppm. Nous tenons à rappeler que l'excès de risque unitaire doit être utilisé pour comparer le pouvoir cancérigène des produits entre eux plutôt que pour estimer l'excès de risque réel de cancer chez l'humain à cause de l'incertitude inhérente à cette démarche, comme nous l'avons expliqué précédemment. À partir des concentrations mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal, nous pouvons estimer un excès de risque de cancer pour une personne qui respirerait l'air extérieur 2,4 heures par jour pendant 70 ans. L'excès de risque varie de $4,8 \times 10^{-6}$ à $2,8 \times 10^{-5}$. Il varie de $4,8 \times 10^{-5}$ à $2,8 \times 10^{-4}$ si l'on considère que 100% du temps est passé à l'extérieur.

Il faut cependant faire attention à la valeur de l'excès de risque unitaire développé par l'US EPA. Diverses études toxicologiques démontrent des différences majeures entre le pouvoir cancérigène du 1,3-butadiène chez la souris par rapport à son pouvoir cancérigène chez le rat et les primates en général, incluant l'homme. La souris serait beaucoup plus sensible à l'effet cancérigène du 1,3-butadiène. Des cancers ont été détectés chez la souris à des concentrations aussi faibles que 6,5 ppm ($14,4 \text{ mg}/\text{m}^3$), alors que chez le rat, ils n'apparaissent qu'à des concentrations de 1 000 ppm ($2\,210 \text{ mg}/\text{m}^3$) à 8 000 ppm ($17\,680 \text{ mg}/\text{m}^3$). Des différences majeures dans le métabolisme du 1,3-butadiène chez la souris d'une part et le rat et l'humain d'autre part pourraient expliquer le fait que la souris est beaucoup plus sensible. Pour cette raison, il est fort possible que la souris ne soit pas un modèle adéquat pour évaluer le risque chez l'humain (Henderson et al., 1993). L'excès de risque unitaire développé par l'US EPA serait dans ce cas beaucoup trop élevé. Le risque serait donc surestimé.

Quant au milieu de travail, l'ACGIH (1995-1996) suggère une concentration de $4,4 \text{ mg}/\text{m}^3$ (exposition moyenne pondérée de 8 heures). Cette organisation a classé le produit A2 (cancérigène humain suspecté). La norme québécoise est de $22 \text{ mg}/\text{m}^3$ (exposition moyenne pondérée de 8 heures) et ce COV est classé C2 (effet cancérigène soupçonné chez l'humain) (Gouvernement du Québec, 1994). Rappelons que ces valeurs sont applicables pour une semaine de travail de 40 heures à raison de 8 heures par jour. Lorsqu'un produit est considéré cancérigène, comme c'est le cas du 1,3-butadiène, ces deux organismes recommandent de maintenir sa concentration au niveau le plus bas possible.

4.3.3.3 Sources d'exposition

Comme on a vu au tableau 4.17, les concentrations journalières moyennes dans l'air ambiant de la grande région de Montréal, mesurées à quatre stations différentes, varient de $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $0,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Shah et Heyerdahl (1988), qui ont compilé la concentration médiane journalière à partir de diverses données aux États-Unis, rapportent des valeurs de $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour des villes, ce qui se compare aux concentrations mesurées à Montréal, et de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la campagne. Deux études du Texas Air Control Board (1990), mentionnées par l'ATSDR (1992b), rapportent des concentrations mesurées à moins de un mille de 2 usines pétrochimiques. Dans la première étude, les niveaux journaliers moyens étaient de $221 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec des maximums journalier et horaire de 316 et $2\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement. Dans la seconde, la concentration moyenne maximale sur une heure était de $1\,418 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la concentration moyenne sur 12 heures atteignait un maximum de $530 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nous allons regarder maintenant les concentrations de 1,3-butadiène que l'on rencontre dans l'air de différents milieux intérieurs, afin d'obtenir une idée plus réaliste de l'exposition. Szakolcal et Weller (1994) rapportent les résultats d'un certain nombre de mesures personnelles prises l'hiver 1992 à Windsor, Ontario. Ils donnent les valeurs des concentrations moyennes quotidiennes de 1,3-butadiène et de celles du 90^{ième} centile en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurées dans divers milieux, comme des maisons sans fumeur ($0,4/0,5$), avec fumeurs ($0,5/1$), dans l'air extérieur ($0,2/0,39$), dans des bars ou des salles de bingo ($10,5/25,6$). Les concentrations sont beaucoup plus élevées que celles retrouvées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal (GRM). Des concentrations de 1,3-butadiène de $2,7$ à $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été mesurées dans un bar (Bruneman et al., 1990) et de 11 et $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'intérieur d'une taverne à deux occasions alors que la concentration dans l'air extérieur était de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou moins (Lofroth et al., 1989).

On explique cette différence, entre les concentrations dans l'air extérieur et l'air intérieur, par la présence de 1,3-butadiène dans la fumée de cigarettes qui peut atteindre $400 \mu\text{g}$ par cigarette (Lofroth et al, 1989). Pour sa part, un fumeur (25 cigarettes/jour) en inhalerait environ $46 \mu\text{g}$ par cigarette via la fumée principale, soit $1\,150 \mu\text{g}/\text{jour}$ (Brunneman et al, 1990). En supposant qu'un adulte respire 20 m^3 d'air extérieur par jour et que la concentration journalière moyenne de 1,3-butadiène est de $0,17$ à $0,99 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentrations mesurées aux 4 stations de la GRM), on peut calculer que son inhalation est de $3,4$ à $19,8 \mu\text{g}/\text{jour}$ de 1,3-butadiène. Un fumeur inhalerait donc plus de 60 à 340 fois la quantité de 1,3-butadiène qu'une personne exposée aux concentrations retrouvées dans la GRM pendant 24 heures.

L'exposition la plus importante est sûrement l'exposition professionnelle. Meinhardt et al. (1982) rapportent des niveaux variant de $0,17$ - $114,6 \text{ ppm}$ (de $375 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $2,5 \times 10^7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dans une usine de caoutchouc utilisant du 1,3-butadiène.

Les autres voies d'exposition, comme l'ingestion ou la pénétration cutanée, semblent peu importantes. La grande volatilité du 1,3-butadiène nous porte à croire que les concentrations de ce produit dans l'eau, le sol et la nourriture sont extrêmement faibles (ATSDR, 1992b).

4.3.3.4 Conclusion

Comme on peut le constater, il est difficile avec seulement des mesures provenant de stations fixes d'échantillonnage d'évaluer l'excès de risque réel encouru par la population. Des mesures de type personnel seraient nécessaires pour obtenir un portrait plus réaliste. Cependant, on peut présumer, d'après les concentrations dans les milieux intérieurs rapportées dans la littérature et la durée d'exposition qui s'y rattache, que l'exposition au 1,3-butadiène est plus importante dans les milieux intérieurs que dans l'air extérieur.

Le seul effet susceptible de survenir aux concentrations rencontrées dans l'air pour la population en général semblerait être la survenue de cancer. L'US EPA et l'IARC considèrent que les données humaines actuelles sont insuffisantes pour classer ce COV comme cancérigène humain. La difficulté que l'on a actuellement est de bien définir les concentrations qui peuvent amener un tel excès de risque. Dans de telles conditions, la difficulté principale est d'extrapoler les résultats obtenus chez l'animal à l'humain. Comme nous l'avons vu dans l'introduction, une telle extrapolation comporte en elle-même un fort degré d'incertitude. Dans le cas du 1,3-butadiène, cette incertitude est d'autant plus grande que l'on croit que les études sur la souris, sur lesquelles l'US EPA s'est basé pour développer son excès de risque unitaire, semblent surévaluer le risque chez l'humain. Le risque d'excès de cancer que nous avons calculé (de $4,8 \times 10^{-6}$ à $2,7 \times 10^{-5}$) pourrait donc être beaucoup plus faible. Il semble donc prudent d'attendre les résultats d'autres recherches qui se poursuivent présentement.

4.3.4 Formaldéhyde

Le formaldéhyde est un gaz à la température ambiante. Il se retrouve dans l'air suite à des processus naturels et industriels. Il entre dans la synthèse de différents types de résines dont la mousse d'urée-formaldéhyde est certainement la plus connue. Ces résines sont aussi utilisées dans la fabrication de produits de bois pressé, comme le contre-plaqué, les panneaux de particules et certains revêtements de comptoir. Il est également utilisé pour la stérilisation dans les salles d'autopsie et comme préservatif dans divers produits de l'industrie du textile. De plus, il est formé lors de la combustion de nombreux composés organiques. On le retrouve donc dans les gaz d'échappement des incinérateurs, des véhicules à moteur et dans la fumée de cigarettes. Il est aussi formé en très grande quantité par l'oxydation des hydrocarbures dans l'atmosphère. Il est par ailleurs un constituant normal de certains fruits et légumes (3-40 mg/kg), de la viande (6-20 mg/kg), du poisson et des crustacés (1-60 mg/kg) (Lauwerys, 1990; WHO, 1989). Il est aussi un produit normal du métabolisme humain et se retrouve dans le sang à des concentrations d'environ 2,75 µg/100 ml (Heck et al., 1985).

4.3.4.1 Effets sur la santé

Le formaldéhyde est un irritant des yeux et des muqueuses respiratoires à des concentrations de 0,15 à 2,5 mg/m³. S'il peut causer de l'irritation de la peau et des dermatites allergiques de contact lorsqu'il se trouve sous forme de solution, les données humaines et animales indiquent que sous forme gazeuse, le risque d'allergie respiratoire est très faible (Lauwerys, 1990). L'Organisation mondiale de la santé considère, pour sa part, qu'il n'existe pas d'études suffisamment bien contrôlées pour le démontrer chez l'humain (WHO, 1989).

Le formaldéhyde est rapidement absorbé par inhalation, mais à cause de son métabolisme très rapide, une augmentation de sa concentration dans le sang n'a pu être détectée chez des volontaires humains exposés à des concentrations de 2,3 mg/m³ de formaldéhyde pendant 40 minutes (Heck et al, 1985). Calabrese et Kenyon (1991) rapportent que l'US EPA (1987) a conclu que l'inhalation de ce COV n'entraîne pas d'effets toxiques sur d'autres organes que sur le tractus respiratoire.

Il n'existe pas d'évidence que ce COV entraîne des effets tératogènes chez l'animal ou chez l'humain. On n'a pas non plus démontré qu'il pouvait entraîner des effets défavorables sur la reproduction (WHO, 1989).

De nombreuses études épidémiologiques ont été menées chez des groupes de travailleurs exposés professionnellement tels des embaumeurs, des pathologistes, etc., ou ceux travaillant à la production de formaldéhyde. Aucune de ces études ne présente d'évidences considérées comme suffisantes pour classer ce produit comme un cancérogène humain (WHO, 1987). Le CIRC l'a classé dans le groupe 2B (IARC, 1987) et l'US EPA l'a classé dans le groupe B1 en considérant que les évidences chez l'humain étaient limitées, principalement à cause de l'exposition possible à d'autres produits chez les travailleurs étudiés (US EPA, 1995b). Chez l'animal, l'US EPA considère que parmi les études existantes, les résultats de trois études différentes chez des rats et des souris sont suffisants pour démontrer l'effet cancérogène de ce produit par inhalation.

4.3.4.2 Critères d'exposition recommandés

L'US EPA s'est basé sur les données de l'étude de Kerns et al. (1983) pour calculer l'excès de risque unitaire pour l'inhalation, qui est de $1,3 \times 10^{-5}$ (US EPA, 1995b). À partir de la valeur d'excès de risque unitaire, nous pouvons estimer l'excès de risque pour une personne qui respirerait l'air extérieur 2,4 heures par jour pendant 70 ans. Cet excès de risque varie de $4,0 \times 10^{-6}$ à $5,2 \times 10^{-6}$. Il varie de $4,0 \times 10^{-5}$ à $5,2 \times 10^{-5}$ si l'on considère que 100% du temps est passé à l'extérieur. Calabrese et Kenyon (1991) ont développé un AALG⁷³, basé sur la même étude, de 0,62 µg/m³; ce qui correspond à un excès de risque de cancer de 1 sur 100 000.

⁷³ AALG : niveau admissible dans l'air ambiant (« ambient air level goal »).

Des directives d'exposition concernant la qualité de l'air des résidences ont été émises au Canada pour le formaldéhyde (SBSC, 1987). Elles sont basées principalement sur l'effet irritant de ce produit et aussi sur le potentiel cancérigène chez l'humain. Tout en reconnaissant qu'il faudrait faire en sorte de réduire l'exposition à la plus basse valeur possible, Santé Canada a voulu tenir compte des coûts, de la possibilité d'application de mesures correctives et de modifications technologiques. Santé Canada a donc émis deux directives, l'une pouvant être atteinte au moment du dépôt du rapport (teneur d'action: $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et une seconde qui peut être atteinte à plus long terme (teneur cible: $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette dernière représente la concentration de formaldéhyde à laquelle une personne peut être exposée tout au long de sa vie sans risque pour sa santé. Ces recommandations sont applicables pour l'air intérieur. Cependant, comme les gens passent beaucoup plus de temps à l'intérieur qu'à l'extérieur, nous croyons que les recommandations retenues devraient pouvoir s'appliquer aussi pour l'air extérieur. Comme on peut le constater, cette dernière valeur (teneur cible: $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est beaucoup plus élevée que les concentrations moyennes journalières dans l'air ambiant mesurées aux deux stations de Montréal (03 et 12) qui sont respectivement de 3,1 et $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 4.18).

TABEAU 4.18 Concentrations de formaldéhyde mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière de formaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		Moyenne arithmétique	95 ^{ème} centile	98 ^{ème} centile	Maximale
Mtl 03	233/0	3,10	6,98	7,65	11,55
Mtl 12	170/0	4,02	9,10	11,37	21,18

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

De plus, dans le cas où plus d'un aldéhyde est détecté dans l'air, comme c'est le cas avec les mesures dans l'air de la grande région de Montréal (GRM), Santé Canada recommande que la somme de $c1/C1 + c2/C2 + c3/C3$ ne doit pas dépasser 1, où $c1$, $c2$ et $c3$ sont respectivement les concentrations de formaldéhyde, d'acroléine et d'acétaldéhyde mesurées pendant 5 minutes, et $C1$ (formaldéhyde) est égal à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $C2$ (acroléine) à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $C3$ (acétaldéhyde) à $9\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Même en utilisant les concentrations maximales mesurées dans l'air ambiant de la GRM de chacun de ces produits (formaldéhyde : $21,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$; acroléine : $2,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$; et acétaldéhyde : $2,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$), la somme totale demeure bien en dessous de 1.

L'Organisation mondiale de la santé a émis certaines recommandations en ce qui concerne le formaldéhyde (WHO, 1989). Cet organisme recommande que la concentration de ce COV dans l'atmosphère ne dépasse pas $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pour la population générale. Dans le cas des personnes qui présentent des réactions d'hypersensibilité, les concentrations de formaldéhyde devraient être gardées le plus bas possible et ne pas dépasser $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il recommande de plus que la concentration dans l'air des résidences ne dépasse pas $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour le milieu de travail, l'ACGIH (1995-1996) a classé ce produit A2 (cancérogène humain suspecté), sans définir de niveaux d'exposition moyenne pondérée permise (Threshold limit value – time weighted average). La valeur moyenne pondérée pour 15 minutes est de $0,37 \text{ mg/m}^3$. Cette même valeur est aussi considérée comme valeur plafond, ne devant être dépassée pour quelque durée que ce soit. Comme pour tous les produits classés A1, A2 ou A3, cet organisme considère que l'exposition des travailleurs (quelle que soit la route d'exposition) doit être gardée la plus basse qu'il est techniquement possible d'atteindre. Au Québec, les normes en vigueur sont de $3\ 000 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ pour 8 heures/jour et 40 heures/semaine pour ce qui est de l'exposition moyenne pondérée. Cette valeur est aussi considérée comme la valeur plafond qui ne peut être dépassée pour quelque durée que ce soit. Ce produit est classé C2 (effet cancérogène soupçonné chez l'humain) et doit donc être gardé à la concentration la plus basse qu'il est possible d'atteindre techniquement (Gouvernement du Québec, 1994).

4.3.4.3 Sources d'exposition

Comme on a constaté au tableau 4.18, les niveaux de formaldéhyde dans l'air extérieur de la GRM ont été mesurés à deux postes seulement de 1989 à 1994. Les concentrations moyennes sont basées sur 233 mesures au poste 03 et 170 au poste 12. Elles sont respectivement de 3,10 et de $4,02 \text{ }\mu\text{g/m}^3$.

L'Organisation mondiale de la santé (WHO, 1989) rapporte quelques données sur les concentrations de formaldéhyde pour certaines villes des États-Unis. Pendant des épisodes de pollution de l'air, on a mesuré des concentrations variant de $4,5$ à $70 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ à Los Angeles; de $0,6$ à $48 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ à Lennox; et de $0,9$ à $43 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ pour trois villes de la Californie (Grosjean et Swanson, 1983). Kitchens et al. (1976) rapportent des concentrations variant de 6 à $197 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ pour la période de 1961-1966 à Los Angeles. Au New Jersey, les niveaux moyens de 4 villes variaient de $4,7$ à $8,1 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (Cleveland et al., 1977).

Encore ici, les sources d'exposition les plus importantes se retrouvent dans l'air intérieur. De nombreuses études ont évalué les concentrations de formaldéhyde dans les maisons isolées à la mousse d'urée-formaldéhyde dans les années 1970-1980. Au Canada, on rapporte des concentrations moyennes de $14 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ dans les maisons non isolées et de $66 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ dans les maisons isolées (Georghiou et Snow, 1982). Une étude de l'US EPA (1987), citée par Marbury et Krieger (1991), résume les résultats d'études conduites depuis 1982 sur des échantillons pris au hasard dans la population. On y rapporte que les concentrations moyennes varient de 200 à $500 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ dans les maisons mobiles, et de 30 à $90 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ dans les maisons conventionnelles. Le tableau 4.19, adapté de WHO (1987), présente une synthèse des niveaux d'exposition rencontrés dans divers milieux et ce, en fonction du temps que l'on y passe. L'exposition est présentée en mg/jour et a été calculée pour un adulte, qui respire 20 m^3 d'air par jour.

TABEAU 4.19 Contribution de divers environnements à l'exposition au formaldéhyde par inhalation

Source	Pourcentage du temps	Dose (mg/jour)
Air extérieur (Montréal) ^a	10%	0,08
Air intérieur - Résidence	65%	
Résidence conventionnelle		0,5 - 2
Résidence préfabriquée		1 - 10
Air intérieur - Milieu de travail	25%	
Sans exposition occupationnelle		0,2 - 0,8
Exposition occupationnelle de 1 mg/m ³		5
Fumée de tabac environnementale ^b		0,1 - 1,0
Fumée de tabac		
Fumeur (20 cigarettes/jour) ^c		1

a: Les valeurs dans l'air extérieur ont été calculées à partir des données de Montréal au poste 12 (4,02 µg/m³).

b: Représente la quantité de formaldéhyde inhalée via la fumée secondaire dans les milieux de travail où il est permis de fumer

c: Représente la quantité de formaldéhyde inhalée dans la fumée principale par le fumeur

Source : WHO, 1987

Dans la fumée de cigarettes, l'US EPA (1992), suite à une étude de la littérature, rapporte des valeurs de 70-100 µg dans la fumée principale (inhalée par le fumeur). L'Organisation mondiale de la santé (WHO, 1987) évalue, pour sa part, l'exposition journalière au formaldéhyde d'un fumeur (20 cigarettes/jour) à 1 mg via la fumée principale. Il est de plus exposé via la fumée secondaire (tout comme les non-fumeurs) partout où il est permis de fumer. Cette exposition va de 0,1 - 1mg/jour de formaldéhyde dans les milieux de travail où la fumée de tabac environnementale est retrouvée.

4.3.4.4 Conclusion

Comme on peut le constater, l'exposition la plus importante au formaldéhyde se fait via le milieu intérieur où les concentrations dans l'air sont plus élevées et où les gens passent beaucoup plus de temps, plutôt que via l'air extérieur. Sa présence dans l'air intérieur est fonction des matériaux et produits divers utilisés dans les résidences et édifices, ainsi que de la fumée de tabac.

Si l'on se base sur les directives d'exposition émises par Santé Canada (teneur cible: 60 µg/m³) ou encore sur les recommandations de l'OMS (100 µg/m³ pour la population générale; 10 µg/m³ pour les personnes hypersensibles), les concentrations mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal ne devraient pas amener de problèmes de santé dans la population.

4.3.5 Dibromure d'éthylène (1,2-dibromoéthane)

Le dibromure d'éthylène (DBE) est un gaz incolore, plus lourd que l'air à la température ambiante. En 1978, on évaluait que près de 90% de sa production était utilisée comme additif dans l'essence au plomb (Santodonado et al., 1985). Cette utilisation est en diminution constante, car l'essence au plomb est de moins en moins vendue depuis la fin des années 80 à cause des problèmes de contamination par le plomb qu'elle entraîne. D'ailleurs, les véhicules légers vendus au Canada depuis 1988 doivent être alimentés à l'essence sans plomb (Société royale du Canada, 1986).

Le DBE a aussi été utilisé, dans les années 70 et au début des années 80, comme produit de fumigation dans le sol pour protéger divers types de cultures contre les insectes et nématodes et pour la fumigation du grain. Ce type d'utilisation n'est plus permis actuellement (Gehring et al., 1991). Il demeure utilisé en faible quantité comme intermédiaire dans la fabrication de certaines résines, colorants et cires (Szokolcal et Weller, 1994).

4.3.5.1 Effets sur la santé

La toxicité du DBE est similaire à celle du tétrachlorure de carbone : le rein et le foie, de même que le système cardio-respiratoire étant les organes les plus sensibles. C'est de plus un irritant des muqueuses oculaires et respiratoires (Lauwerys, 1990). Des études animales ont démontré des effets délétères sur le développement fœtal ; ces effets n'apparaissent cependant qu'à de fortes doses, suffisantes pour déclencher des effets toxiques chez la femelle. Ces effets ne devraient pas se produire chez les femmes exposées aux faibles niveaux que l'on retrouve dans l'environnement (ATSDR, 1992a).

Des études ont démontré que ce COV était cancérogène chez l'animal, quelle que soit la voie d'exposition. Par contre, des études de mortalité chez des travailleurs exposés au DBE n'ont pas démontré d'effets cancérogènes à cause du faible nombre de personnes exposées et de la présence d'autres produits chimiques dans le milieu de travail, eux-mêmes cancérogènes (US EPA, 1995a; Ott et al., 1981). L'US EPA l'a classifié B2 (cancérogène probable pour l'humain) (US EPA, 1995a) et le CIRC, 2A (probablement cancérogène chez l'humain) (IARC, 1987).

Il faut cependant noter qu'un sous-groupe de la population, soit les personnes alcooliques traitées avec de l'Antabuse, pourrait être de 20 à 30 fois plus sensible à la toxicité du DBE, comme Wong et al. (1982) l'ont démontré chez l'animal.

4.3.5.2 Critères d'exposition recommandés

L'US EPA n'a pas calculé de RfC pour ce COV, mais une évaluation du risque du DBE est présentement en cours. Cet organisme présente un excès de risque unitaire pour l'inhalation de $2,2 \times 10^{-4}$ par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA, 1995a). Cette valeur a été calculée à partir d'une étude chez le rat exposé à 0,10 ppm ($768 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de DBE et 40 ppm ($307\,200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (NTP, 1982).

Szakocal et Weller (1994) rapportent que le California Department of Health Services a proposé un AEL («acceptable exposure limit») pour l'inhalation chronique du DBE de $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un AEL correspond à la concentration dans l'air qui ne devrait pas entraîner d'effets non cancérogènes à long terme.

Pour le milieu de travail, l'ACGIH (1995-1996) a classé ce COV A2, cancérogène humain suspecté, sans définir de niveaux d'exposition permis. Comme pour tous les produits classés A1, A2 ou A3, cet organisme considère que l'exposition des travailleurs au DBE (quelle que soit la voie d'exposition) doit être gardée la plus basse qu'il est techniquement possible. Au Québec, les normes en vigueur sont de $155\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 8 heures/jour, 40 heures/semaine pour ce qui est de l'exposition moyenne pondérée. Il n'y a pas de valeur plafond et ce produit est classé C2, effet cancérogène soupçonné chez l'humain; ce qui signifie que la concentration de ce produit doit ici aussi être gardée la plus basse possible (Gouvernement du Québec, 1994).

4.3.5.3 Sources d'exposition

Il est important de mentionner que seulement 3% des mesures prises à 4 stations d'échantillonnage dans la grande région de Montréal se situent au-dessus du seuil de détection de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tableau 4.20). Pour les mesures au-dessous du seuil de détection, nous avons choisi de leur attribuer la valeur de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit la valeur égale à la moitié de la limite de détection, engendrant ainsi un biais. Ceci explique que 95% des mesures se situent à ce niveau. Il est donc difficile de discuter plus avant de ce produit.

TABLEAU 4.20 Concentrations de dibromure d'éthylène (1,2-dibromoéthane) mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière de dibromure d'éthylène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		Moyenne arithmétique	95 ^{ème} centile	98 ^{ème} centile	Maximale
Brossard	0/79	0,05	0,05	0,05	0,05
Mtl 03	12/292	0,06	0,05	0,20	0,45
Mtl 12	10/288	0,06	0,05	0,22	0,48
Mtl 61	2/154	0,06	0,05	0,05	1,73

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

4.3.5.4 Conclusion

L'utilisation de ce produit est en diminution constante depuis la fin des années 80. Comme on a pu le constater, la grande majorité des mesures (813) était sous le seuil de détection qui est de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; ce qui est déjà très faible. Szakocal et Weller (1994) rapportent des résultats similaires

pour la ville de Windsor, en Ontario, c'est-à-dire que 8 échantillons seulement sur 216 étaient au-dessus de la limite de détection.

Si l'on compare les concentrations mesurées dans la grande région de Montréal (environ $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) à la valeur de l'AEL⁷⁴ suggérée par le California Department of Health Services ($4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il semble peu probable que des effets non cancérogènes apparaissent. Quant aux risques d'excès de cancer, il est d'environ 1 excès de cancer dans une population de 100 000 individus exposés continuellement pendant toute leur vie soit : $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3 * 2,2 \times 10^4 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

4.3.6 Tétrachlorure de carbone (CCl_4)

Le tétrachlorure de carbone (CCl_4) est un liquide volatil à la température ambiante et ainsi se retrouve en majeure partie dans l'air sous forme gazeuse, lors de sa production et de son utilisation. On ne lui connaît aucune source naturelle. Il est très stable dans l'air. On évalue sa demi-vie dans l'atmosphère à environ 50 ans et, pour cette raison, il a tendance à s'y accumuler. Il est utilisé principalement pour la production de chlorofluorocarbones, qui font office de réfrigérants ou propulseurs dans les canettes à aérosol. Comme ces produits sont de moins en moins utilisés, à cause de leurs effets sur la couche d'ozone, la production de CCl_4 diminue progressivement. Ce produit a eu divers usages par le passé (fumigation du grain, comme solvant domestique ou industriel, etc.) mais à cause de sa toxicité, seuls les usages industriels demeurent (ATSDR, 1992c).

4.3.6.1 Effets sur la santé

Le CCl_4 est bien absorbé par toutes les voies et se distribue dans les principaux organes et tissus. La formation de radicaux libres, suite à son métabolisme, semble être le principal mécanisme responsable des effets toxiques. Le foie est le principal organe atteint ainsi que le rein et le cerveau (ATSDR, 1992c). Les concentrations auxquelles les effets se produisent n'ont pas été bien définies chez l'humain. L'ATSDR (1992c) considère cependant, après une revue des données disponibles, que les effets toxiques chez l'humain apparaissent à des niveaux d'exposition «grossièrement comparables» à ceux utilisés chez l'animal. Chez l'animal, une étude de Adams (1952) rapportée par l'ATSDR (1992c) a montré, chez le rat traité par inhalation, un NOAEL de $31,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ (5 ppm) pour l'atteinte hépatique et de $630 \text{ mg}/\text{m}^3$ (100 ppm) pour une atteinte rénale. Le foie semble donc plus sensible que le rein aux effets du CCl_4 . Les atteintes au cerveau chez l'humain apparaissent à des doses plus élevées comme le démontrent les études de Stewart et al. (1961) qui n'ont détecté aucun effet chez des humains exposés à des concentrations de $315 \text{ mg}/\text{m}^3$ (50 ppm) pendant 70-180 minutes, et celles de Kazantzis et Bomford (1960) où des problèmes de dépression sont apparus chez des travailleurs exposés à $252 \text{ mg}/\text{m}^3$ (40 ppm) pendant 2 mois, 8 heures par jour, 5 jours par semaine. Ces niveaux sont plus de 25 000 fois plus élevés que ceux retrouvés

⁷⁴ AEL : « acceptable exposure limit » ou correspond à la concentration dans l'air qui ne devrait pas entraîner d'effets non cancérogènes à long terme

dans l'air extérieur de la grande région de Montréal. L'US EPA n'a pas calculé de RfC pour le CCl_4 .

Malgré la grande utilisation de ce produit depuis le début du siècle, il n'existe que peu de données adéquates démontrant un effet cancérogène de ce COV chez l'homme. Pour cette raison, l'US EPA l'a classé 2B, probablement cancérogène pour l'humain, et le CIRC, B2, possiblement cancérogène chez l'humain.

4.3.6.2 Critères d'exposition recommandés

L'US EPA a calculé un excès de risque unitaire de $1,5 \times 10^{-5}$ pour l'inhalation. Cependant le niveau de confiance accordé à cette valeur par l'US EPA n'est pas très élevé. Tout d'abord, l'excès de risque unitaire pour l'inhalation a été obtenu en extrapolant à partir de 4 études chez le rat et la souris ayant reçu du CCl_4 par gavage (et non pas par inhalation) (US EPA, 1995d). De plus, toutes ces études comportaient des faiblesses d'un point de vue scientifique (faible nombre d'animaux, mortalité élevée, etc.); ce qui occasionne une incertitude encore plus importante que normalement. Les excès de risques de cancer, estimés à partir des concentrations mesurées aux 4 stations d'échantillonnage de la grande région de Montréal, varient de $1,1 \times 10^{-5}$ à $1,2 \times 10^{-5}$ lorsque l'on considère une exposition de 24h. Ils sont 10 fois moins élevés si l'on tient compte du fait que seulement 10% du temps est passé à l'extérieur.

Calabrese et Kenyon (1991) ont développé un AALG⁷⁵ de $1,8 \times 10^{-5}$ pour le CCl_4 en se basant sur les mêmes études que l'US EPA et sur le fait que 80% de l'exposition à ce COV devrait provenir de l'air.

L'ATSDR a développé un MRL («minimal risk level») s'appliquant à l'inhalation de ce produit. Un MRL représente l'estimation de la dose journalière à laquelle un humain peut être exposé pendant une période donnée sans risque appréciable d'effet délétère autre que cancérogène. Pour une exposition de durée intermédiaire, l'ATSDR recommande une concentration de $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,01 ppm). Celle-ci a été calculée à partir d'un NOAEL de $31,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ (5 ppm) concernant les effets sur le foie lors d'une étude chez le rat recevant le CCl_4 par inhalation pendant 187 à 192 jours (Adams et al., 1952). Cette valeur est beaucoup plus élevée que les concentrations rencontrées dans l'air ambiant de Montréal (tableau 4.21); ce qui laisse supposer qu'il est peu probable que des effets délétères apparaissent.

⁷⁵ AALG : niveau admissible dans l'air ambiant (« ambient air level goal »).

TABLEAU 4.21 Concentrations de tétrachlorure de carbone (CCl₄) mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière de tétrachlorure de carbone (µg/m ³)			
		Moyenne arithmétique	95ième centile	98ième centile	Maximale
Brossard	79/0	0,75	0,96	1,01	1,03
Mtl 03	303/1	0,81	1,23	1,56	1,98
Mtl 12	299/0	0,81	1,11	1,68	2,07
Mtl 61	156/0	0,74	0,96	1,00	1,03

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

Pour le milieu de travail, l'ACGIH (1995-1996) a classé ce produit A3 (cancérogène chez l'animal). L'exposition moyenne pondérée permise sur 8 heures est de 31 mg/m³ et la valeur plafond pour 15 minutes est de 63 mg/m³. Comme pour tous les produits classés A1, A2 ou A3, cet organisme considère que l'exposition des travailleurs (quelle que soit la voie d'exposition) doit être gardée la plus basse qu'il est techniquement possible. Au Québec, la norme en vigueur est aussi de 31 mg/m³ pour l'exposition moyenne pondérée sur 8 heures. Il n'existe pas de valeur d'exposition de courte durée et ce produit est classé C2 (effet cancérogène soupçonné chez l'humain); ce qui signifie que l'exposition doit ici aussi être gardée la plus basse possible (Gouvernement du Québec, 1994).

4.3.6.3 Sources d'exposition

Comme on peut le constater au tableau 4.21, les moyennes journalières mesurées aux 4 stations sont très similaires. Elles varient de 0,74 à 0,81 µg/m³. Ces concentrations se comparent à celles de certaines études citées par l'ATSDR (1992c). Brodzinski et Singh (1983) ont compilé les résultats de près de 3 700 mesures prises à divers endroits des États-Unis. Les concentrations varient de non détectables (20% des échantillons) à un maximum de 70 µg/m³. A noter que les mesures prises de CCl₄ dans la GRM ne comportaient qu'un seul échantillon (sur 837) au-dessous du seuil de détection. Dans l'étude de Brodzinski et Singh, les concentrations moyennes étaient de 0,8 µg/m³ à la campagne et de 1,2 µg/m³ dans les villes. Simmonds et al. (1988) rapportent des concentrations moyennes de 0,6 à 0,8 µg/m³ pour 5 stations côtières à travers le monde. Szokolcal et Weller (1994) indiquent une concentration moyenne de 0,65 µg/m³ à Windsor, en Ontario.

Wallace et al. (1987b) rapportent une concentration moyenne dans l'air intérieur de 1,38 µg/m³ au New Jersey alors que la concentration moyenne dans l'air extérieur n'est que de 0,81 µg/m³. Il explique cette différence par le fait que le CCl₄ proviendrait des matériaux et de certains produits utilisés à l'intérieur des résidences (ex. pesticides, agents de nettoyage). Les autres données proviennent de l'étude de Windsor (Szokolcal et Weller, 1994). Les auteurs rapportent des

concentrations de $3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les résidences et de $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans des édifices à bureaux. Ils rapportent de plus des concentrations plus élevées dans les résidences avec fumeurs, sans toutefois expliquer ce résultat, car le CCl_4 n'est pas détecté normalement dans la fumée de cigarettes.

Encore une fois, le groupe le plus susceptible d'être exposé à de fortes concentrations de ce produit sont les travailleurs lors de sa production et de son utilisation.

4.3.6.4 Conclusion

Comme on peut le constater, l'exposition la plus importante au CCl_4 se fait via le milieu intérieur où les concentrations dans l'air sont plus élevées et où les gens passent beaucoup plus de temps, plutôt que via l'air extérieur. Comme la production de ce COV diminue progressivement et qu'on ne lui connaît aucune source naturelle, on peut supposer que sa concentration dans l'air extérieur diminuera avec le temps. Cette diminution se fera cependant très lentement, à cause de sa demi-vie dans l'atmosphère qui est très longue.

Quant au risque à la santé, aucun effet non cancérigène ne devrait se produire pour les résidents de la grande région de Montréal (GRM). L'ATSDR a calculé un MRL («minimal risk level») de $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que les concentrations de CCl_4 dans l'air ambiant de la GRM sont inférieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les estimés d'excès de risque de cancer, calculées à partir du risque unitaire de l'US EPA, sont d'environ $1,2 \times 10^{-5}$, si l'on considère une exposition continue sur 24 heures ($0,78 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1,5 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$). Cet excès de risque devrait diminuer avec le temps comme nous l'avons expliqué précédemment, car la production et l'utilisation du CCl_4 sont elles-mêmes en diminution constante.

4.3.7 Acroléine

L'acroléine est un liquide incolore qui émet des vapeurs d'odeur très âcre. Elle est utilisée dans la synthèse d'une grande variété de produits (ex. produits pharmaceutiques, matières plastiques). Elle se retrouve dans les gaz d'échappement des moteurs à combustion interne, dans la fumée de tabac et dans la fumée d'incendie en général. La cuisson de gras animal et végétal en produit aussi (Lauwerys, 1990).

4.3.7.1 Effets sur la santé

A partir de concentrations dans l'air de 450 et $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'acroléine est un irritant des yeux et du système respiratoire chez l'humain (Calabrese et Kenyon, 1991). Comme il est difficile de tolérer cet effet irritant, les gens exposés à des concentrations entraînant cet effet vont s'éloigner de la source. À cause de cette propriété de l'acroléine, les cas d'intoxication sévère sont très rares chez l'humain (Lauwerys, 1990). Chez l'animal, les concentrations létales 50 (CL_{50}), c'est-à-dire les concentrations dans l'air entraînant le décès de 50% des animaux, sont de $300 \text{ mg}/\text{m}^3$

($3 \times 10^5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour une exposition de 30 minutes chez le rat; de $66 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour une exposition de 6 heures chez la souris. On ne rapporte pas d'étude chronique avec ce COV.

Ce produit est classé C (cancérogène possible chez l'humain) par l'US EPA. Pour donner cette classification, cet organisme s'est basé sur une étude de Lijinski et Reuber (1987) démontrant une augmentation de l'incidence d'adénomes des surrénales chez des rats femelles recevant une dose de $1\,431 \text{ mg}/\text{m}^3$ (625 ppm) d'acroléine dans l'eau et sur le fait que ce COV possède une structure chimique similaire à certains produits considérés comme des cancérogènes probables (formaldéhyde, acétaldéhyde, acrylonitrile, 1,3-butadiène) ou connus chez l'humain (chlorure de vinyle) (US EPA, 1995c). Comme il n'existe pas d'étude chronique de ce produit chez l'animal, un excès de risque unitaire pour l'inhalation n'a pas, à ce jour, été calculé.

4.3.7.2 Critères d'exposition recommandés

Une RfC de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est proposée par l'US EPA (US EPA, 1995c). Cette valeur est basée sur les études de Kutzman (1981) qui a exposé des rats par inhalation 6 heures/jour, 5 jours/semaine pendant 62 jours à des doses de 0, 917, 3 210 et $11\,230 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cet auteur rapporte un LOAEL de $917 \mu\text{g}/\text{m}^3$ basé sur les effets de l'acroléine sur le système respiratoire. Après avoir ajusté ces données pour tenir compte d'une exposition chez l'homme de 24 heures/jour, 7 jours par semaine et utilisé un facteur d'incertitude de 1 000, l'US EPA (US EPA, 1995c) a calculé une RfC de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$, basée sur des effets sur le système respiratoire.

Calabrese et Kenyon (1991) suggèrent pour leur part un AALG de $0,037 \mu\text{g}/\text{m}^3$, basé aussi sur les changements au niveau du système respiratoire des rats mesurés par Féron et Krusysse (1977) et sur le fait qu'ils considèrent que 50% de l'exposition provient de l'air.

Une directive d'exposition concernant la qualité de l'air des résidences a été émise au Canada pour l'acroléine (SBSC, 1987) suite à un rapport du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Elle est basée principalement sur l'effet irritant de ce produit. Les auteurs de ce rapport n'ont pas tenu compte de l'effet cancérogène possible de ce produit, car selon eux, il n'y a aucune preuve de cancérogénicité dans les essais biologiques à long terme faits sur des animaux en laboratoire. La valeur à ne pas dépasser pour l'acroléine est de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'OMS considère aussi que la majorité de la population ne devrait pas ressentir d'effet sur la santé si la concentration d'acroléine dans l'air est inférieure à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour le milieu de travail, les normes de l'ACGIH (1995-1996) sont de $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 8 heures/jour, 40 heures/semaine et la valeur plafond pour 15 minutes est de $690 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces valeurs sont les mêmes que celles en vigueur au Québec (Gouvernement du Québec, 1994).

4.3.7.3 Évaluation du risque attribuable à l'acroléine présente dans l'air ambiant dans la grande région de Montréal

Si l'on compare la RfC suggérée par l'US EPA aux concentrations moyennes sur 24 heures obtenues aux deux stations mesurant l'acroléine dans la grande région de Montréal ($0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la station Mtl 03 et $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la station Mtl 12), on peut définir un indice de risque de 9,5 à la station 03 et de 21 à la station 12 (tableau 4.22). L'indice de risque est le rapport de la RfC sur la concentration moyenne mesurée. Lorsque ce rapport dépasse la valeur de 1, l'US EPA considère que la survenue d'effet délétère soit possible, pour une exposition continue pendant 70 ans. Il faut remarquer aussi qu'un grand nombre de mesures sont sous le seuil de détection ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), soit 125 sur un total de 233 à la station Mtl 03 et 64 sur un total de 170 à la station Mtl 12. Dans ce cas, rappelons que nous avons attribué à ces mesures une valeur de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, qui est égale à la moitié du seuil de détection. Cette valeur est elle-même supérieure à la RfC ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

TABEAU 4.22 Concentrations d'acroléine mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal de 1989 à 1994

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière d'acroléine ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
		Moyenne arithmétique	95 ^{ème} centile	98 ^{ème} centile	Maximale
Mtl 03	108/125	0,19	0,62	0,82	1,65
Mtl 12	106/64	0,42	1,41	2,10	2,47

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

Si l'on compare les concentrations moyennes journalières dans l'air ambiant mesurées aux deux stations ($0,19$ et $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou même les concentrations maximales ($1,65$ et $2,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$) à la directive d'exposition de Santé Canada concernant la qualité de l'air des résidences ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou à la recommandation de l'OMS ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), il est clair que la majorité de la population ne devrait pas ressentir d'effet sur la santé.

4.3.7.4 Sources d'exposition

Le Hazardous Substances Data Bank (HSDB, 1995) rapporte les résultats de certaines études (IARC, 1985) démontrant que les concentrations d'acroléine varient en général de $0,44$ à $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'air des villes. Entre 1961 et 1976, sa concentration moyenne était de $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Los Angeles et de $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la ville d'Edison, au New Jersey. L'acroléine a aussi été détectée à une concentration de $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'atmosphère, près d'un incendie d'huile.

On peut s'attendre aussi à retrouver de l'acroléine dans l'air intérieur, car il est présent dans la fumée de cigarettes ($3-141 \mu\text{g}/\text{cigarette}$), dans la fumée de foyer ou de poêle à bois ($21-132 \text{ mg}/\text{kg}$ de bois brûlé) et lors de la cuisson des gras animal ou végétal. Santé Canada (SBSC, 1987) rapporte que les concentrations d'acroléine dans l'air intérieur varient de 2 à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.3.7.5 Conclusion

Les données d'air ambiant disponibles pour la grande région de Montréal nous montrent que près de la moitié des mesures d'acroléine se situe sous la limite de détection. Rappelons que dans un tel cas, nous leur avons attribué une valeur égale à la moitié de la limite de détection, soit $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$. On doit mentionner cependant que la valeur de la RfC est aussi très basse ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Si l'on compare les concentrations moyennes mesurées dans l'air ambiant à la directive émise par Santé Canada ou par l'OMS ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), aucun effet sur la santé ne devrait apparaître dans la grande région de Montréal.

4.3.8 Conclusion générale

Cent soixante-six COV sont actuellement mesurés dans la grande région de Montréal. Nous en avons priorisé 6 parmi ceux-ci, afin de discuter de leurs effets sur la santé. Leur priorisation s'est faite en deux étapes. La première étape a été de vérifier lesquels, parmi les 166 COV mesurés, étaient présents dans la banque de données de l'OAQPS (US EPA, 1994). Trente-et-un de ceux-ci s'y retrouvaient. Une deuxième étape de sélection, à l'aide d'un certain nombre de critères toxicologiques, nous a alors permis de sélectionner 6 COV parmi les 31 retenus à la première étape. Un COV a été retenu pour les risques non cancérogènes qu'il pouvait entraîner (acroléine) et les 5 autres pour leur pouvoir cancérogène (benzène, 1,3-butadiène, formaldéhyde, tétrachlorure de carbone et dibromure d'éthylène)

4.3.8.1 Risques non cancérogènes

Pour ce qui est des risques non cancérogènes, l'acroléine est le seul COV retenu, à cause de la valeur de sa RfC ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) qui est inférieure à la concentration mesurée dans l'air. Ceci indique qu'il est possible que des effets sur la santé autres que cancérogènes puissent se produire. À noter que huit autres produits possédant une RfC (tableau 4.14) n'ont pas été retenus lors de la seconde étape de priorisation. La valeur des RfC (de 4 à $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est toujours supérieure à leurs concentrations mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal; ceci indiquant un risque très faible sinon inexistant pour la population.

Lorsque l'on évalue les risques liés à la présence de l'acroléine dans l'air ambiant à partir des recommandations d'organismes comme l'OMS ou selon des plages d'exposition à long terme établies par Santé Canada, il apparaît clairement que le risque est pour ainsi dire inexistant. Ces organismes recommandent une concentration de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que la concentration moyenne journalière d'acroléine dans l'air ambiant de la GRM est inférieure à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.3.8.2 Risques cancérogènes

Cinq COV ont été retenus à cause de leur potentiel de risque cancérogène. Ce sont le benzène, le 1,3-butadiène, le dibromure d'éthylène, le tétrachlorure de carbone et le formaldéhyde. Ils sont tous classés 1, 2A ou 2B par le CIRC ou A, B1 ou B2 par l'US EPA. L'US EPA considère de plus que la cancérogénicité relative de ces produits est moyenne, sauf pour le CCl_4 dont la cancérogénicité est considérée faible.

Pour chaque COV, nous avons estimé l'excès de risque de cancer dans la GRM, à partir de la méthode de l'US EPA (excès de risque unitaire de cancer défini) et de la concentration moyenne journalière la plus élevée mesurée à l'une ou l'autre des stations fixes d'échantillonnage. Comme nous l'avons mentionné, la méthode d'évaluation quantitative utilisant l'excès de risque unitaire en fonction des concentrations des COV étudiés, comporte des incertitudes importantes. De plus, le niveau d'excès de risque acceptable n'est pas bien défini. Pour cette raison, nous préférons utiliser cette méthode que pour comparer ces COV entre eux et nous aider à les prioriser. Nous avons estimé les excès de risque de cancer à environ 1×10^{-5} pour le dibromure d'éthylène et le tétrachlorure de carbone; ce qui peut être considéré comme négligeable. Une attention particulière devrait être portée au 1,3-butadiène, au benzène et au formaldéhyde, qui présentent des excès de risque plus importants.

Lorsque l'on évalue les excès de risques de cancer liés à la présence de formaldéhyde à l'aide de critères d'exposition recommandés autres que l'excès de risque unitaire développé par l'US EPA, il apparaît clairement que le risque est pour ainsi dire inexistant. Santé Canada recommande que la concentration dans l'air intérieur, où certains sous-groupes de la population peuvent passer jusqu'à 100% de leur temps, ne devrait pas dépasser $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et que l'on devrait viser à plus long terme une concentration de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'OMS pour sa part recommande que la concentration dans l'air ambiant ne dépasse pas $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la population générale. La concentration moyenne journalière de formaldéhyde dans l'air ambiant de la grande région de Montréal est de moins de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Un point très important, qu'il nous faut considérer, est la présence de plusieurs de ces produits en quantité plus élevée dans l'air intérieur que celle retrouvée dans l'air extérieur, à cause de leur présence dans la fumée de cigarettes, dans les matériaux et produits divers utilisés à l'intérieur. Ils ont alors tendance à s'y accumuler. C'est d'ailleurs le cas avec les COV que nous avons retenus (benzène, 1,3-butadiène, formaldéhyde, dibromure d'éthylène, tétrachlorure de carbone et acroléine).

De tels résultats sont importants d'un point de vue de la santé publique, car les gens passent la très grande majorité de leur temps à l'intérieur. Lorsque les concentrations des COV dans l'air intérieur dépassent celles mesurées dans l'air extérieur, il est important de bien définir les résultats recherchés lors de la mise en place de normes dans le but de diminuer l'exposition. Wallace (1987) mentionne que si les niveaux dans l'air intérieur sont au moins deux fois plus élevés que dans l'air extérieur, une diminution de 50% des concentrations dans l'air extérieur ne devrait produire au mieux qu'une diminution de 25% de l'exposition humaine. Diminuer les

d'autres moins toxiques, en établissant certains standards pour la composition des matériaux de construction, en augmentant la ventilation) serait, pour plusieurs produits, possiblement une solution beaucoup plus efficace pour en diminuer l'exposition et plus économique d'un point de vue coûts/résultats, que de se limiter à la mise en place d'une réglementation plus sévère des émissions plus traditionnelles comme celles provenant des usines.

4.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Par Claude Viau, Département d'hygiène du milieu et du travail, Université de Montréal

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une famille de substances comportant des centaines de composés individuels. Comme leur nom l'indique, ce sont des composés comportant plusieurs cycles aromatiques (noyaux de benzène) partageant au moins un côté. Le HAP le plus simple de cette famille a deux cycles et s'appelle naphthalène. Pour les composés comportant trois cycles et plus, il existe un nombre croissant d'agencements de ces cycles correspondant à autant de composés différents. À titre d'exemple, les composés suivants comportent tous quatre cycles : naphtacène, benzo(a)anthracène, chrysène, pyrène. On a établi des règles de nomenclature systématiques pour les HAP (Loening et al., 1990), mais on rencontre encore des synonymes désignant la même entité chimique. Les composés ayant deux à quatre cycles peuvent se retrouver sous forme gazeuse (Atkinson et Arey, 1994) ou solide, selon la température ambiante (Lesage et al., 1987), alors que les composés ayant cinq cycles et plus sont très largement présents sous forme solide. Cette dernière forme mérite d'être mieux définie. En fait, les HAP ont une forte tendance à s'adsorber (phénomène physique par lequel une molécule «colle» à la surface d'un solide) sur divers types de particules, surtout sur les particules à forte teneur carbonée de sorte que ce n'est pas le HAP solide pur que l'on rencontre, mais le HAP adsorbé à la surface d'une particule aéroportée. Ces aérosols existent par ailleurs principalement sous forme de particules inhalables (Harrison et al., 1996). La distribution environnementale et l'absorption des HAP par l'organisme seront influencées par ce phénomène.

Les HAP sont formés par le phénomène de pyrolyse, ou combustion incomplète, de matière organique (Zedeck, 1980). Les incendies de forêt, la combustion d'essence et de diesel dans les véhicules à moteur, la combustion de mazout dans les systèmes de chauffage domestique ou dans les procédés industriels, la combustion domestique de bois de chauffage, la fumée du tabac, certaines méthodes de cuisson des aliments, l'utilisation d'électrodes fabriquées avec des brais de goudron de houille dans l'électrolyse de l'aluminium sont autant de sources d'émissions de HAP à l'atmosphère. Pour l'ensemble du Canada, en 1990, on estimait que les incendies de forêt comptaient pour 47% des quelques 4 000 tonnes rejetées à l'atmosphère, suivi des alumineries avec 21% des émissions. L'utilisation du bois pour fins de chauffage résidentiel comptait pour une proportion non négligeable de 11% (Fabri-Forget, 1993). On peut donc s'attendre à ce que cette dernière source soit l'une des plus importantes dans un milieu urbain ou dans les banlieues. Par ailleurs, dans ce type de milieu, la circulation automobile apporte probablement une importante contribution aux émissions de HAP (Baek et al., 1991).

Un important facteur à prendre en considération à propos des HAP concerne leur composition en substances individuelles. En effet, il n'existe pas une composition unique de HAP. Celle-ci varie en fonction du type de source et des conditions particulières de pyrolyse régnant lors de leur formation. À titre d'exemple, les rapports de concentrations moyennes (géométriques) benzo(a)-pyrène/pyrène dans une grande ville (Cotham et Bidleman, 1995) et à proximité d'une aluminerie (Roussel et al., 1992) publiés récemment sont respectivement de 0,18 et 0,58. De même, au niveau de sources d'émissions, on a observé un rapport benzo(a)pyrène/pyrène de 0,05 pour une centrale thermique au mazout et de 0,26 pour la combustion du bois pour fins de chauffage domestique (Wild et Jones, 1995). De plus, on imagine que l'importance des émissions provenant de diverses sources variera selon les saisons (par exemple : combustion du bois de chauffage l'hiver seulement). Ces simples exemples traduisent bien les différences importantes qu'il peut exister dans l'abondance relative de HAP ayant des caractéristiques toxicologiques différentes et la difficulté associée dans l'évaluation des risques toxicologiques pour les populations. Malgré tout, on estime qu'une quinzaine de HAP rendent compte de quelque 80% et plus des HAP généralement rencontrés dans l'air (US EPA, 1979).

4.4.1 Effets sur la santé des hydrocarbures aromatiques polycycliques

Le principal effet sur la santé des HAP est le cancer. Cependant, il importe de noter que tous les HAP ne sont pas cancérogènes. En fait, le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a désigné une douzaine de HAP comme des cancérogènes probables chez l'humain (IARC, 1983). Il faut reconnaître en cette matière que puisque les HAP se rencontrent toujours en mélanges complexes dans l'environnement, il est difficile d'établir la cancérogénicité de chaque composé individuel chez l'humain. Les seules données fiables dont on dispose à l'égard des substances individuelles proviennent donc de l'expérimentation animale. Le plus connu des HAP cancérogènes est le benzo(a)pyrène (BaP).

Par ailleurs, les études épidémiologiques réalisées au cours des dernières années semblent indiquer que les résidants urbains présentent une augmentation de l'incidence de cancer, ajustée pour le tabagisme, d'environ 1,5 fois supérieure à celle de résidants de régions rurales. On ne peut affirmer avec certitude que cet excès est dû à la pollution atmosphérique urbaine, mais cela suggère au moins que ce type de pollution peut y contribuer (Hemminki et Pershagen, 1994).

Compte tenu que les HAP ont une forte tendance à s'adsorber, surtout sur les particules à forte teneur carbonée, il apparaît pertinent de prendre en considération l'évaluation que le CIRC fait de la suie, un résidu solide d'une combustion incomplète. L'organisme considère en effet que l'exposition professionnelle à la suie de cheminées, principalement chez les ramoneurs, peut causer le cancer. De ce point de vue, l'organisme a classé la suie dans sa catégorie 1 - cancérogène pour l'humain.

Les HAP eux-mêmes ne possèdent pas d'activité biologique importante. Toutefois, ces molécules sont de bonnes candidates à des biotransformations de nature oxydative conduisant à des époxydes et à des diolépoxydes (Conney, 1982). Ces métabolites peuvent ensuite former des liens chimiques covalents avec des macromolécules de l'organisme dont l'ADN (Grimmer, 1983). C'est cette

dernière réaction qui rend compte du mécanisme d'action génotoxique⁷⁶ de certains HAP. Les sites de cancer vont souvent varier avec la voie d'exposition. Ainsi, des HAP inhalés et ingérés pourront causer respectivement des cancers pulmonaires et des cancers des voies digestives alors que les HAP mis au contact de la peau pourront entraîner des cancers cutanés. Dans le cas des HAP présents dans l'air de la grande région de Montréal, c'est donc principalement l'effet potentiel sur le cancer pulmonaire qui doit être pris en considération dans l'évaluation du risque.

4.4.2 Critères d'exposition recommandés

Peu d'organismes ont proposé des valeurs limites d'exposition pour les HAP dans l'air. Citons ici notamment le Règlement sur la qualité du milieu de travail qui fixe une limite d'exposition de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne pondérée sur huit heures) pour le benzo(a)pyrène en milieu de travail. Slooff et al. (1989) ont proposé pour les Pays-Bas une valeur de $0,01 \text{ ng}/\text{m}^3$ pour un niveau de risque qualifié de négligeable correspondant à une probabilité de cancer de un sur cent millions! Pour une probabilité de un sur un million selon les études sur lesquelles ces auteurs se sont appuyés, le niveau d'exposition ne devrait pas excéder $1 \text{ ng}/\text{m}^3$.

L'étude expérimentale de Thyssen et al. (1981) a été retenue par les scientifiques de Santé Canada pour la détermination d'un indice dit «exposition/puissance» (Meek et al., 1994) qui tient compte à la fois de la puissance cancérigène et des conditions d'exposition de la population. Ainsi, une substance qui a un potentiel cancérigène relativement faible, mais se rencontre à de fortes concentrations dans l'environnement, peut présenter un indice (donc une priorité) aussi élevé qu'un cancérigène puissant qui n'est présent qu'à de très faibles concentrations dans l'environnement. Ces mêmes auteurs ont utilisé l'étude de Deutsch-Wentzel et al. (1983) pour la comparaison des puissances cancérigènes relatives de plusieurs HAP. Cependant, les auteurs de Santé Canada n'ont pas réalisé d'estimation de risque en tant que telle.

De leur côté, Collins et al. (1991) ont également utilisé l'étude de Thyssen et al. (1981) pour établir une valeur de q_1^* (95^{ème} centile de l'intervalle de confiance de la détermination du risque unitaire) pour le benzo(a)pyrène. Dans ce cas, ils ont légèrement modifié les prémisses des auteurs de la publication originale quant à la valeur de ventilation pulmonaire des hamsters exposés par inhalation au benzo(a)pyrène. Cela les a conduit à un risque unitaire de $1,1 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Ces auteurs ont également jugé utile d'utiliser l'étude de Neal et Rigdon (1967) sur les tumeurs gastriques induites par l'exposition au benzo(a)pyrène par la nourriture chez les souris. Dans ce cas, la valeur de q_1^* convertie pour l'inhalation obtenue par Collins et al. (1991) est de $3,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

⁷⁶ Génotoxique : adjectif et substantif désignant une substance exerçant son action cancérigène par interaction directe avec le matériel génétique; s'oppose à épigénétique qui concerne une substance qui n'est pas cancérigène par elle-même, mais qui peut favoriser le développement d'un cancer induit par une substance génotoxique

4.4.3 Évaluation du risque attribuable aux HAP provenant de l'air ambiant de la grande région de Montréal

En dépit du potentiel d'interaction important, surtout pour des substances capables d'induire l'activité enzymatique de biotransformation de manière aussi marquée que certains HAP, il est généralement accepté qu'à faibles doses d'exposition, telles que celles que l'on rencontre habituellement dans l'environnement général, l'hypothèse d'additivité est raisonnable (Krewski et al., 1989). De ce point de vue, une démarche raisonnable d'évaluation du risque semble être d'utiliser des valeurs d'équivalents toxiques pour les divers HAP à potentiel cancérigène et de calculer une concentration globale de «benzo(a)pyrène-équivalents» dans l'air avant d'appliquer le calcul de risque utilisant les valeurs unitaires retenues précédemment. Signalons cependant que certains auteurs s'inscrivent en faux face à cette approche et suggèrent plutôt de n'utiliser que les concentrations de benzo(a)pyrène comme substitut valable dans l'évaluation du risque toxique posé par l'exposition à l'ensemble des HAP (Petry et al., 1996).

Pour les fins du présent document, les seules valeurs de concentrations de HAP disponibles étaient celles du benzo(a)pyrène, spécifiquement, et la somme des HAP. Puisque à l'évidence, selon la littérature scientifique, l'utilisation d'une valeur non pondérée de HAP totaux mènerait à une grossière surestimation du risque, il est apparu préférable de n'utiliser que les valeurs de benzo(a)pyrène.

Le tableau 4.23 montre les valeurs de concentrations de benzo(a)pyrène mesurées à Montréal et à Beauharnois pour la période allant de 1989 à 1994.

TABEAU 4.23 Concentrations de benzo(a)pyrène mesurées dans la grande région de Montréal entre 1989 et 1994.

Station	Nombre d'échantillons supérieurs/inférieurs à la limite de détection	Concentration journalière de benzo(a)pyrène (ng/m ³)			
		Moyenne arithmétique	95 ^{ème} centile	98 ^{ème} centile	Maximale
Beauharnois	27/3	1,99	10,00	16,00	16,00
Mtl 03	28/3	1,56	5,10	8,10	8,10
Mtl 12	117/17	0,46	1,46	1,66	3,41
Mtl 28	21/0	0,55	1,13	1,47	1,47

Sources de données : Communication personnelle écrite, Yvette Bonvalot, Direction de la santé publique de Montréal-Centre, 1996 (données adaptées d'Environnement Canada, 1995)

Quant au risque cancérigène attribuable aux concentrations moyennes de benzo(a)pyrène dans l'air ambiant de la grande région de Montréal utilisant les valeurs de q_1^* dérivées par Collins et al. (1991), il varie de $5,1 \times 10^{-7}$ à $6,6 \times 10^{-6}$.

4.4.4 Autres sources d'exposition

On peut retrouver des sources de HAP dans l'air intérieur. Outre l'évidente diffusion de l'air extérieur vers l'intérieur, il existe un certain nombre de sources propres à l'environnement interne d'un domicile. Citons ici, l'inhalation passive de fumée de cigarette, la production de HAP venant de la combustion de bois de chauffage, d'autres types d'appareils de chauffage impliquant la combustion d'un combustible fossile, de la cuisson des aliments, etc. Évidemment les fumeurs s'exposent directement aux contaminants de la combustion du tabac. À cet égard, on a estimé que les cigarettes généralement disponibles sur le marché canadien produisent de 3,36 à 28,39 ng de benzo(a)pyrène (BaP) par cigarette (Kaiserman et Rickert, 1992). Par ailleurs, alors que l'eau potable est une source quasi négligeable d'exposition, l'alimentation est une source appréciable d'exposition aux HAP. À titre d'exemples, ceux-ci peuvent se retrouver dans les aliments suite au dépôt atmosphérique de HAP sur certains fruits et légumes dont des produits dérivés peuvent aussi être contaminés (ex. huiles végétales); suite à certains modes de préparation (ex. aliments fumés); ou suite à la cuisson des viandes à des températures et dans des conditions favorisant la pyrolyse. Ainsi, dans le cadre du «Total Human Environmental Exposure Study» menée il y a quelques années aux États-Unis, on a comparé l'importance de l'inhalation et de l'ingestion dans la mesure de la dose totale d'exposition aux HAP. Les résultats de cette étude montrent que le rapport dose par ingestion d'aliments sur dose par inhalation varie de 0,1 à 14,9 ! (Lioy et al., 1988). En clair, l'ingestion est parfois largement prédominante sur l'inhalation alors que l'inverse s'observe aussi bien. Compte tenu par ailleurs des données suggérant que le BaP peut parfois exercer son effet cancérigène principalement au niveau de l'organe qui constitue la voie d'entrée, il est possible que l'apport alimentaire n'invalide en rien le calcul de risque réalisé pour la voie pulmonaire à partir des données de concentration de HAP dans l'air inhalé.

4.4.5 Conclusion

Les HAP sont des contaminants omniprésents dans notre environnement notamment en raison de la grande diversité des sources de pyrolyse qui les produisent. On estime dans les villes que la circulation automobile et la combustion du bois pour fins de chauffage résidentiel représentent des sources importantes de ces contaminants, sans exclure la possibilité d'une contribution de certaines sources industrielles locales. Les HAP se présentent sous la forme de mélanges complexes dont la composition en substances individuelles, possédant chacune des caractéristiques toxicologiques propres, peut varier grandement selon la source et plusieurs autres facteurs. Il n'existe pas d'études épidémiologiques satisfaisantes à partir desquelles on peut calculer un risque unitaire pour l'exposition à des HAP individuels. Semblablement, on ne dispose pas d'études épidémiologiques adéquates pour l'évaluation quantitative du pouvoir cancérigène des mélanges de HAP rencontrés dans l'air des villes. La littérature toxicologique animale nous amène à une estimation du risque unitaire (95^{ème} centile de l'intervalle de confiance) variant de $q_1^* = 1,1 \times 10^{-3}$ à $3,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Selon les données de concentration de BaP disponibles pour la grande région de Montréal, cela conduirait à un risque attribuable de cancer variant de $5,1 \times 10^{-7}$ à $6,6 \times 10^{-6}$. Il serait souhaitable de tenir compte de l'apport d'autres HAP au risque de cancer en utilisant une échelle de BaP-équivalents toxiques et en faisant l'hypothèse d'un risque additif.

4.5 Combustion du bois

Par Jocelyn Lavigne, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

4.5.1 Introduction

Depuis le début des années 70, l'utilisation du bois pour le chauffage a augmenté en Amérique du Nord. On considère que cette augmentation a contribué à la dégradation de la qualité de l'air ambiant dans certaines régions des États-Unis durant l'hiver, particulièrement dans les villes sujettes à des inversions atmosphériques comme Vail et Denver, au Colorado (Lewis et Enfield, 1985) et Portland, en Orégon (Cooper, 1980) où les conditions météorologiques et topographiques favorisent des inversions de température durant la nuit. L'impact des émissions résultant de la combustion de bois peut être sévère, particulièrement pour les résidants qui demeurent à une courte distance de la source. La fumée qui résulte de la combustion du bois contient de nombreux composés toxiques et irritants, particulièrement pour le système respiratoire (aldéhydes, oxydes d'azote, etc.). Un bon nombre de ces composés sont aussi des cancérogènes connus ou suspectés (benzène, formaldéhyde, certains hydrocarbures aromatiques polycycliques). On considère de plus que, par unité de chaleur produite, la combustion du bois génère 20 fois plus de particules que le chauffage à l'huile et 50 fois plus que le chauffage au gaz (Rau, 1989). Les particules générées sont d'un diamètre qui leur permet de se déposer profondément dans les poumons. Pour ces raisons, des études concernant divers aspects de l'utilisation du bois de chauffage, dont les effets sur la santé, ont été entreprises. Elles concernent à la fois la contamination par la fumée de l'air extérieur et intérieur. Ces études demeurent cependant extrêmement limitées (Marbury, 1991).

4.5.2 Composition de la fumée

La majorité du bois utilisé pour le chauffage est le bois en corde. Une faible partie de ceux qui utilisent le chauffage au bois a recours aux résidus de bois sous forme de boulettes («pellets»). Le bois est composé en majorité de carbone, d'oxygène et d'hydrogène. Lorsque les conditions sont idéales et que la combustion est complète, on devrait retrouver du dioxyde de carbone (CO_2) et de l'eau, et dans une moindre mesure, des oxydes d'azote et de soufre. Comme de telles conditions ne sont jamais atteintes, (concentration d'oxygène trop faible, température de combustion trop basse, etc.), la combustion est incomplète. D'autres contaminants sont alors retrouvés. Benton et al. (1982) rapportent d'ailleurs que plus de 200 polluants ont été mesurés dans la fumée. Larson et Koenig (1994), suite à une revue de la littérature scientifique, ont publié un article dans lequel ils présentent les divers produits résultant de la combustion du bois. Nous y avons extrait les données concernant les produits qui nous semblaient les plus importants d'un point de vue santé (tableau 4.24). Le lecteur pourra retrouver dans l'article original (aux pages 136-7), la liste des références que Larson et Koenig ont utilisées.

TABLEAU 4.24 Composition chimique de la fumée de bois

Produits	Quantité émise g/kg de bois
Particules totales en suspension (TSP)	7,0 - 30
HAP	0,15 - 1
COV (C2-C7)	7,0 - 27
Benzène	0,6 - 4,0
Aldéhydes (formaldéhyde, acroléine, propionaldéhyde, butyraldéhyde, acétaldéhyde, furfural)	0,6 - 5,4
Monoxyde de carbone (CO)	80,0 - 380
Nox	0,2 - 0,9
Méthane	14,0 - 25

Adapté de Larson et Koenig, 1994

D'autres polluants peuvent aussi être produits lorsque le combustible est du bois traité, des résidus de construction, matières plastiques, etc., mais nous ne nous y attarderons pas. Comme on peut le constater au tableau 4.25, les contaminants indiqués ne sont pas spécifiques à la combustion du bois. Ils ne font que s'ajouter à ceux déjà présents dans l'air de la grande région de Montréal, et qui proviennent d'une multitude de sources (industrie, combustion de l'essence ou diesel dans les véhicules à moteur, etc.). De ce fait, ils sont traités dans d'autres sections du présent document. De plus, les taux d'émissions de ces divers polluants sont très variables. Plusieurs facteurs sont en cause, comme la température et la vitesse de combustion, la quantité d'air disponible, la charge, le type et la grosseur du bois de même que la quantité d'humidité présente dans le bois (Quraishi, 1985).

Il est important de souligner cependant que les particules résultant de la combustion du bois sont extrêmement fines ($< 1 \mu\text{m}$). Dasch (1982) rapporte que le diamètre médian des particules est d'environ $0,17 \mu\text{m}$ et qu'elles se présentent sous forme de sphères ($0,05 \mu\text{m}$) ou regroupement de sphères (allant jusqu'à $1 \mu\text{m}$) au microscope électronique. Rau (1989) rapporte que lorsque la température de combustion est élevée, les particules se présentent sous forme unimodale et leur diamètre varie pour la majorité entre $0,1$ et $0,3 \mu\text{m}$, alors que lorsque la température de combustion est plus basse, elles se présentent sous forme bimodale et leur diamètre varie entre $0,1-0,3 \mu\text{m}$ et $0,6-1,2 \mu\text{m}$.

La taille des particules est importante, car c'est ce facteur qui détermine leur pénétration dans le système respiratoire, comme on l'a vu à la section 4.3. Il est important de constater que les particules provenant de la combustion du bois sont en majorité de moins de $2,5 \mu\text{m}$, donc de la grosseur qui permet une pénétration maximale dans le poumon.

4.5.3 Effets sur la santé

Comme nous avons pu le constater, la fumée résultant de la combustion du bois est composée d'un mélange de produits d'une grande complexité, à la fois en ce qui touche leurs propriétés chimiques et physiques ainsi que leurs propriétés toxiques. La toxicité de la plupart de ces produits (COV, HAP, etc.) a déjà été traitée dans d'autres sections de ce document. Le lecteur est donc prié de s'y rapporter. Nous allons plutôt nous intéresser aux études qui ont été faites avec la fumée complète, qui malheureusement ne sont pas très nombreuses comme le soulignaient Lambert et Samet (1994). De plus, ces études souffrent de problèmes méthodologiques importants, comme le nombre peu élevé de participants, l'absence de mesures de la température et de l'humidité, etc., et plus important encore, l'absence de mesures de l'exposition personnelle. On ne peut donc parler ici que d'une association entre les contaminants générés par la fumée de bois et les effets mesurés. Comme la fumée se retrouve dans l'air, et de ce fait pénètre le tractus respiratoire, c'est ce système qui est le plus susceptible d'être affecté.

4.5.3.1 Atteintes du système respiratoire

Certaines études ont porté sur l'effet de la pollution de l'air intérieur et extérieur reliée à la combustion du bois sur les maladies respiratoires. Honicky et Osborne (1991) ont observé que les enfants, vivant dans une maison chauffée au bois, présentaient plus fréquemment des symptômes modérés ou sévères de problèmes respiratoires que des enfants dont les maisons étaient chauffées au gaz, à l'huile ou à l'électricité. Ces auteurs avaient défini les symptômes modérés par la présence occasionnelle de difficultés à respirer entraînant des sifflements («wheezing») lors d'épisodes de rhumes; par la présence d'au moins un épisode par hiver de difficulté à respirer; ou par la présence de toux sans rhume. Les symptômes sévères étaient définis pour leur part par la présence habituelle de toux durant la nuit; la présence de toux 4 jours ou plus par semaine; ou par des difficultés à respirer sans rhume. Dans cette étude, la fumée de cigarette, l'utilisation de la combustion du gaz (chauffage, cuisinière), l'utilisation d'humidificateur étaient les mêmes dans les deux groupes. Par contre, aucune mesure de contaminants n'a été prise à l'intérieur des habitations. Les auteurs rapportent que ces résultats sont consistants avec ceux qu'ils avaient déjà obtenus (Osborne et Honicky, 1986). Ils avaient démontré que les enfants vivant dans des maisons avec chauffage au bois présentaient un nombre plus élevé de maladies respiratoires (comme des bronchites, pneumonies et des infections des voies respiratoires supérieures); une proportion plus élevée de maladies respiratoires d'une durée d'au moins une semaine; ainsi qu'une proportion plus élevée d'enfants hospitalisés avant l'âge de deux ans pour ces mêmes raisons. Aucune différence dans la prévalence d'asthme n'est apparue cependant.

Butterfield et al. (1989) ont démontré une relation entre le nombre d'heures d'utilisation de poêles à bois et la présence et la sévérité de respiration sifflante, la fréquence et la sévérité de la toux chez de jeunes enfants d'âge préscolaire. Koenig et al. (1993) ont pour leur part montré une diminution de la fonction pulmonaire chez des enfants asthmatiques. Cette diminution était liée à la concentration de particules dans l'air extérieur. Aucun effet n'apparaissait chez des enfants non asthmatiques.

Les évidences quant à l'effet de la fumée de bois sur le système respiratoire (excluant le cancer) ne sont cependant pas apparues de manière consistante dans toutes les études. . Browning et al. (1990) n'ont pas démontré de différences significatives de la prévalence de symptômes respiratoires entre des résidants qui habitaient deux zones de pollution reliée à la combustion du bois considérée comme élevée et faible. Les concentrations moyennes de PM_{10} dans l'air extérieur, pour les mois de novembre, décembre et janvier étaient de 36, 41 et 22 $\mu g/m^3$ pour la zone de concentrations faibles et de 72, 53 et 41 $\mu g/m^3$ pour la zone de concentrations élevées. Les différences entre les concentrations de PM_{10} mesurées dans les deux zones n'étaient pas très élevées; ce qui pourrait expliquer ces résultats. Tuthill (1984) n'a pas démontré d'association entre l'utilisation de poêles à bois et les symptômes de maladies respiratoires chez des enfants d'âge scolaire, allant de la maternelle à la sixième année. Ellegard (1996), dans une étude faite au Mozambique, a montré que les femmes qui utilisaient la combustion du bois pour la cuisson des aliments présentaient plus de toux que les femmes utilisant le charbon, l'électricité ou un mélange de butane et de propane («liquified petroleum gas» : LPG). Cependant, il n'a observé aucune différence pour les autres symptômes respiratoires comme la dyspnée, les sifflements («wheezing») et les difficultés respiratoires entre ces groupes. Les concentrations de particules mesurées lors de la cuisson utilisant le bois, le charbon et l'électricité/LPG étaient respectivement de 1 200 $\mu g/m^3$, de 540 $\mu g/m^3$ et de 200-380 $\mu g/m^3$.

Les résultats de ces études suggèrent donc, comme le disent Honicky et Osborne (1991), une association possible entre la combustion du bois et l'apparition d'effets sur le système respiratoire, particulièrement chez les jeunes enfants qui demeurent dans une maison où l'on utilise le chauffage au bois.

4.5.3.2 Mutagénicité

Il a été démontré que des échantillons d'air extérieur, recueillis dans une zone de forte utilisation de bois de chauffage, montraient un pouvoir mutagénique plus important que des échantillons d'air provenant d'une zone où l'utilisation était plus faible (Alfheim et Ramdahl, 1984). La combustion de bois dans des poêles considérés étanches ne cause qu'une faible augmentation de la concentration de HAP dans l'air intérieur et aucune augmentation mesurable du pouvoir mutagène. Par contre, lorsque la combustion se fait dans des foyers, ces deux facteurs sont considérablement augmentés dans l'air intérieur (Alfheim et Ramdahl, 1984). Heussen et al. (1994) n'ont cependant pas trouvé de corrélation entre cette augmentation du pouvoir mutagène (ainsi que l'augmentation de HAP) et l'augmentation d'adduits dans l'ADN des globules blancs des sujets exposés. Les adduits sont utilisés comme marqueurs biologiques de dommages génotoxiques. Ces auteurs en concluent que la combustion du bois dans les conditions expérimentales qu'ils ont utilisées (durée de 1 semaine seulement, concentration de benzo(a)pyrène faible, etc.) ne constitue pas une source importante de dommages génotoxiques chez les personnes exposées.

Alfheim et Ramdahl (1984) ont comparé les concentrations de HAP et le pouvoir mutagénique des particules dans l'air intérieur lors de l'utilisation d'un foyer ainsi qu'en présence de fumée de cigarettes. Alors que le profil des concentrations de 30 HAP différents (ainsi que les concentrations totales) sont à peu près équivalentes si l'on compare une journée où le foyer a été utilisé et une journée où l'on retrouve de la fumée de cigarettes, le pouvoir mutagénique des particules était beaucoup plus élevé dans le cas de la fumée de cigarettes. Les auteurs concluent que les concentrations de HAP ne peuvent être utilisées comme un indicateur de mutagénicité, et que d'autres produits présents dans la fumée de cigarettes doivent y contribuer.

4.5.3.3 Cancérogénicité

Nous possédons des données sur l'effet sur la santé d'un bon nombre de produits qui se retrouvent dans la fumée. Celles-ci nous parviennent d'études où ces produits étaient testés un par un. Nous savons donc que la fumée de bois contient de nombreux produits cancérogènes, dont certains COV (formaldéhyde, benzène) et HAP.

Quelques études seulement ont évalué le risque de cancers relié à l'exposition de la fumée complète. Chez l'humain, les études proviennent de certains pays en voie de développement, où l'on retrouve des expositions très élevées, suite à l'utilisation du bois ou du charbon (pour la cuisson des aliments et le chauffage). Dans ces pays, les maisons ne possèdent souvent pas de système de combustion comme tel. Le combustible est alors brûlé dans un trou à même le sol à l'intérieur même des maisons. Ces maisons ne possédant pas de cheminée, la fumée s'accumule en concentrations extrêmement élevées par rapport aux concentrations que l'on peut retrouver dans les résidences au Québec. Ce sont principalement les femmes qui sont exposées, puisqu'elles sont le plus souvent responsables de la cuisson des aliments.

Certaines études épidémiologiques suggèrent que les cancers du nasopharynx soient plus élevés chez les habitants des hauts plateaux du Kenya, où la cuisson des aliments se fait à l'intérieur à cause de la température froide, que chez les résidents de régions plus chaudes du même pays, où la cuisson se fait plutôt à l'extérieur. Mais ces résultats sont contradictoires, car d'autres études n'ont pas démontré une telle relation (DeKoning et al., 1985 cité par Marbury, 1991).

Des études ont été faites dans la région de Xuan Wei, en Chine, où l'on a remarqué un taux de mortalité par cancer du poumon aussi élevé chez les femmes que chez les hommes, alors que celles-ci, contrairement aux hommes, ne fument que très rarement. Mumford et al. (1987) ont comparé les taux de cancer de poumon entre les résidents des communes de cette région qui n'utilisent pas le même combustible. Les taux de cancer étaient plus élevés chez les résidents des communes qui employaient un type de charbon qui émet une grande quantité de fumée (ainsi qu'une grande concentration de HAP) que chez ceux qui employaient un charbon qui émettait moins de fumée ou chez ceux qui utilisaient du bois. Liang et al. (1988) rapportent les résultats de Zhou (1980) indiquant que pour la période 1973-1975, les taux annualisés de cancer de poumon dans cette région était d'environ 28/100 000 pour les hommes, et 25/100 000 pour les femmes. Dans les trois communes présentant les risques les plus élevés, le taux était d'environ 150/100 000 chez les hommes et les femmes. D'un autre côté, le taux de cancer n'était que de

1/100 000 pour les résidents des communes qui ne brûlaient que du bois. Dans cette région, et ce depuis des générations, le chauffage et la cuisson des aliments se font dans un puits à l'intérieur des édifices, sans cheminée.

Une étude chez trois groupes de souris et de rats a été effectuée pour vérifier les résultats des études de Zhou (1980) faites dans la région de Xuan Wei (Liang et al., 1988). En plus d'un groupe contrôle, un groupe d'animaux était soumis à la fumée de bois et un troisième à la fumée provenant de charbon produisant une grande quantité de fumée et utilisé dans une commune à haut taux de cancer du poumon. L'étude avait une durée de 15 mois pour la souris et de 19 mois chez le rat. Les auteurs ont fait en sorte que l'exposition des animaux corresponde à celle des paysans de la région et ce pour les deux types de combustible (quantité de combustible brûlé, durée de l'exposition, température, etc.). D'ailleurs, les concentrations de benzo(a)pyrène et de SO_2 dans l'air étaient comparables entre les résidences des paysans et les chambres où étaient gardés les animaux. Les résultats montrent une incidence du cancer du poumon très élevée chez les animaux exposés à la fumée de charbon (près de 70% des rats); une incidence relativement faible chez les animaux soumis à la fumée de bois (6,4% des rats); alors que le groupe contrôle ne présentait qu'une incidence de 0,9%. Les auteurs font remarquer que cette différence entre les deux groupes traités provient peut-être de la différence de concentrations moyennes de benzo(a)pyrène retrouvées dans l'air (charbon : 5 060 ng/m^3 vs bois : 430 ng/m^3). Ce produit fait partie de la famille des HAP et il est reconnu cancérigène. Il serait cependant nécessaire d'étudier plus à fond la composition des deux types de fumée.

La même problématique se rencontre dans de nombreux pays à travers le monde. Smith et al. (1986) ont estimé que la moitié de la population de la planète était exposée à des concentrations de HAP de plusieurs ordres de grandeur plus élevées que celles rencontrées dans les pays qui ont des systèmes plus avancés de combustion. Les concentrations de fumée dans l'air intérieur sont donc extrêmement élevées par rapport à celles que l'on peut rencontrer à l'intérieur des résidences du Québec. Smith et al. (1983) avaient d'ailleurs précédemment mesuré l'exposition personnelle aux particules et au benzo(a)pyrène de certaines femmes en Inde lors de la cuisson d'aliments. Durant la période de cuisson, les femmes étaient exposées à environ 7 mg/m^3 (7 000 $\mu\text{g/m}^3$) de particules et environ 4 000 ng/m^3 de benzo(a)pyrène; ce qui équivaut selon ces auteurs à fumer 20 cigarettes/jour. Si l'on compare ces concentrations à celles mesurées aux États-Unis par Moschandreas et al. (1980) lors de l'utilisation de foyers, on peut constater l'importance de l'écart entre les deux situations. Ces auteurs rapportent en effet des concentrations de particules d'environ 70 et 160 $\mu\text{g/m}^3$ et d'environ 11 ng/m^3 de benzo(a)pyrène dans deux maisons lors de l'utilisation de foyers. Les niveaux respectifs étaient encore plus faibles dans une maison utilisant un poêle à bois.

4.5.4 Contamination de l'air

La combustion du bois entraîne la contamination de l'air extérieur et ce type de contamination peut être très localisé et être affecté par certaines conditions météorologiques. La contamination de l'air intérieur peut par contre être plus importante pour les utilisateurs d'appareil à combustion.

4.5.4.1 Contamination de l'air extérieur

Il est important de tenir compte de la localisation des appareils de mesures lorsque l'on veut étudier la contamination atmosphérique causée par la fumée de bois, comme l'ont démontré les études de Hough (1988) et Larson et al. (1990) citées par Larson et Koenig (1994). Ceux-ci ont démontré des différences allant jusqu'à 4 fois dans les mesures de particules dans différents quartiers d'une ville. Les mesures les plus élevées ont été prises dans la section résidentielle, où l'utilisation du bois de chauffage était la plus élevée. En se basant sur l'inventaire des carburants utilisés dans cette ville, Hough considère que près de 80% des particules retrouvées dans l'air ambiant proviendraient de la combustion de bois. Des résultats similaires sont rapportés par Larson et al. (1990) qui indiquent que la fumée avait tendance à s'accumuler au fond d'une vallée; elle y était de 2 à 3 fois plus élevée que sur les crêtes qui la bordaient.

Au Québec, des mesures de HAP dans l'air ambiant ont été faites dans certaines villes soumises aux retombées provenant d'activités diverses pour évaluer les niveaux d'exposition de la population (Germain, 1997). Quelques mesures ont été prises sur le territoire de la CUM, dont certaines dans le quartier Rivière-des-Prairies, où l'on juge importante l'utilisation du bois de chauffage. Selon cet auteur, la différence de niveaux mesurés entre les saisons (été vs automne et hiver) serait presque totalement reliée au chauffage au bois. Les concentrations de HAP totaux mesurées étaient de 21 ng/m³ durant l'été, de 105 ng/m³ durant l'automne et de 197 ng/m³ durant l'hiver. Les niveaux mesurés au centre-ville (60 ng/m³) étaient approximativement les mêmes, quelles que soient les saisons, et près de l'intersection des autoroutes Décarie et Métropolitaine, on observait qu'une faible augmentation en hiver (95 ng/m³) par rapport aux niveaux mesurés l'été (66 ng/m³).

Depuis le début des années 80, il y a eu augmentation du nombre de restaurants où l'on fait la cuisson d'aliments sur le bois ou le charbon de bois (pizza, grillades, etc.) dans la grande région de Montréal (GRM). La quantité de bois utilisé pour la cuisson dans ce type d'établissements peut être assez élevée car cette utilisation se fait de nombreuses heures par jour, souvent sept jours par semaine. Dans certains quartiers, le nombre de ces établissements peut être assez élevé et ceux-ci sont souvent regroupés sur une même rue ou sur des rues adjacentes (comme par exemple, les rues Duluth, Prince-Arthur, St-Denis et Mont-Royal qui se trouvent dans le quartier Plateau Mont-Royal). De plus, ces rues sont à une faible distance l'une de l'autre. Il est donc possible que la contamination de l'air dans un tel quartier soit plus élevée que les niveaux moyens des divers contaminants actuellement mesurés à partir de postes fixes.

L'impact des émissions résultant de la combustion de bois peut donc être localisé. En effet, le panache de fumée affecte souvent les résidents qui demeurent à une courte distance de la source surtout lorsque les conditions météorologiques sont défavorables, comme lorsqu'il y a présence d'inversion de température et absence de vent. Le phénomène de dispersion n'ayant pas le temps de jouer, les concentrations de contaminants peuvent être élevées près de la source. Dans une telle situation, l'impact peut être particulièrement sévère.

En plus de cette variation spatiale, une variation dans le temps des émissions est aussi très importante. Cette variation existe entre les saisons, mais aussi à l'intérieur d'une même semaine et même à l'intérieur d'une même journée comme l'ont démontré Collier et Park (1994). Ils présentent les données pour la période du 18 au 20 janvier 1989. Alors que l'avant-midi, les concentrations de particules pour une heure étaient de moins de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, on pouvait voir des pics de plus de $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (et même plus de $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$) durant la nuit. Ici aussi, ces variations sont fonction des facteurs météorologiques ainsi que de la quantité de bois brûlé.

4.5.4.2 Contamination de l'air intérieur

La contamination de l'air intérieur peut se produire de deux façons: les contaminants de la fumée qui se retrouvent dans l'air extérieur peuvent s'infiltrer à l'intérieur des résidences et, plus important encore, la fumée peut s'échapper des appareils à combustion directement à l'intérieur des résidences où de tels appareils sont utilisés. Ceci peut amener des concentrations importantes dans l'air intérieur qui est un milieu fermé.

Une étude commandée par la Corporation canadienne d'hypothèque et de logement (CCHL) a évalué l'ampleur de ce phénomène dans une centaine de résidences, utilisant le chauffage au bois, choisies au hasard à travers le Canada (CMHC, 1991). Cette étude a démontré que les systèmes de chauffage au bois de la presque totalité d'entre elles avaient laissé s'échapper la fumée à l'intérieur. Ceci se produisait lorsque la porte permettant d'ajouter du bois était ouverte (85%), ou problème encore plus sérieux, lorsque la porte était fermée (31%). Environ 30% des systèmes montraient des signes importants de fuites. Un indicateur intéressant de ce type de fuite est la présence d'odeur de fumée de bois très caractéristique, souvent appréciée et même recherchée par une bonne partie des utilisateurs. La présence de cette odeur démontre que des contaminants sont présents dans l'air intérieur.

Un des facteurs importants de contamination de l'air intérieur est le type d'appareil à combustion utilisé. Les poêles de fabrication plus récente sont considérés comme plus étanches que les plus anciens et de ce fait, émettent beaucoup moins de contaminants que les seconds dans l'air intérieur. Traynor et al. (1987) ont mesuré certains contaminants qui se trouvaient dans l'air d'une maison suite à l'utilisation de poêles étanches ou non. Le bois était brûlé pendant 13-18 heures lors de l'utilisation des poêles étanches et 5-10 heures pour ceux non étanches. Lors de l'utilisation de poêles étanches, les concentrations de monoxyde de carbone (CO) ont atteint un maximum de 4 ppm et les concentrations de particules en suspension variaient de $24\text{--}71 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Lors de l'utilisation de poêles non étanches, ces concentrations étaient de 8 ppm pour le CO et de $30\text{--}650 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules en suspension. Les concentrations de CO dans l'air extérieur

étaient de 1,1 ppm et moins, et les concentrations de particules variaient de 7-31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Traynor et al. (1987) ont aussi mesuré 5 HAP dans l'air ambiant. Les concentrations mesurées dans l'air intérieur lors de l'utilisation de poêles étanches étaient assez semblables à celles mesurées dans l'air extérieur. Elles étaient beaucoup plus élevées à l'intérieur lorsque des poêles non étanches étaient utilisés.

Moschandreas et al. (1980) rapporte que les concentrations de particules respirables ($\text{PM}_{3,5}$: diamètre < 3,5 μm) étaient de 1,5 à 11 fois plus élevées à l'intérieur qu'à l'extérieur des maisons lors de la combustion du bois, alors que ce ratio était à peu près égal à 1 lors des jours de non-utilisation. La concentration de benzo(a)pyrène était en moyenne 5 fois plus élevée à l'intérieur des maisons les jours d'utilisation du chauffage au bois.

4.5.5 Conclusion

La combustion du bois génère, comme nous avons pu le constater, de nombreux produits ayant des propriétés toxiques, irritantes et cancérogènes. On les retrouve dans l'air intérieur et dans l'air extérieur. Parmi ceux-ci, mentionnons les particules de moins de 1 μm , qui peuvent pénétrer profondément à l'intérieur des poumons, des gaz comme le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), les oxydes sulfuriques et les aldéhydes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et de multiples composés organiques volatils (COV). Ces produits ne sont cependant pas spécifiques à la combustion de bois. Ils sont déjà présents dans l'air extérieur. Ils ne font que s'ajouter à ceux qui proviennent des autres sources (véhicules à moteur, industries, etc.).

Dans cette section, nous nous sommes penchés sur les études qui évaluaient l'effet sur la santé de la fumée résultant de la combustion du bois, plutôt que l'effet de chacun des contaminants qui la composent. Ces études sont peu nombreuses. Les résultats obtenus jusqu'à ce jour suggèrent un effet possible au niveau du système respiratoire des jeunes enfants qui demeurent dans des résidences où l'on utilise le chauffage au bois. D'autres études provenant de pays où l'on rencontre des expositions à la fumée de bois dans l'air intérieur extrêmement plus élevées que celles que l'on rencontre dans la GRM, suggèrent quant à elles une faible augmentation de l'incidence du cancer du poumon.

Pour la GRM, les données que l'on possède actuellement sur la combustion du bois datent déjà de plusieurs années (ex. nombre et type d'appareils, quantité de bois utilisé, estimation des émissions, etc.). La réalisation d'une étude nous permettant d'obtenir de telles données nous semble nécessaire à cette étape-ci.

De plus, il nous paraîtrait nécessaire d'évaluer plus précisément la présence de contaminants dans l'air extérieur provenant de la combustion du bois. Nous devrions évaluer leurs concentrations dans des quartiers où l'utilisation du bois est élevée, particulièrement en présence d'inversion de température, qui se produit fréquemment le soir et la nuit pendant l'hiver, et au moment où l'utilisation du bois pour le chauffage est maximale. Le phénomène d'inversion thermique favorise l'accumulation des contaminants près du sol. Des mesures localisées (plutôt que l'utilisation des

mesures à partir de postes fixes seulement) sont donc nécessaires pour évaluer l'effet de ce phénomène sur la contamination. Si les résultats nous montraient que les concentrations sont trop élevées, il serait possible de mettre sur pied un système d'information similaire à celui qui existe pour prévoir à l'avance les épisodes d'ozone qui tient compte des conditions météorologiques prévues. De la même façon, une évaluation des contaminants dans l'air intérieur des résidences qui possèdent un appareil à combustion pourrait aussi être faite. Les utilisateurs de tels appareils peuvent en effet être exposés à l'intérieur même de leurs résidences à des concentrations élevées de contaminants si les appareils qu'ils utilisent ne sont pas étanches ou si leur façon de les utiliser favorise l'accumulation de polluants dans l'air intérieur.

4.6 Asthme, allergies et environnement

Par Élisabeth Hudon, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

4.6.1 Problème

L'asthme est un syndrome respiratoire qui résulte d'une inflammation de type éosinophilique de l'arbre bronchique et qui se caractérise par une sensibilité accrue des voies aériennes. Cette hypersensibilité se traduit par une obstruction des voies aériennes le plus souvent réversible soit spontanément soit par traitement. Le type d'allergie ayant un impact important sur l'asthme se caractérise par la production d'anticorps de type IgE qui réagissent de façon spécifique avec des allergènes de l'environnement. C'est la réaction de ces anticorps avec l'allergène spécifique inhalé qui déclenche la réaction asthmatique de type allergique (Ernst, 1995).

L'allergie aux aéroallergènes communs est très fréquente. En effet, environ 30% de la population en général réagit positivement aux aéroallergènes lors d'études mesurant cette caractéristique par les tests cutanés allergiques (Barbee et al., 1981). Un rapport de Statistique Canada (1994) révèle que la prévalence des allergies a augmenté de plus de 40% entre 1978 et 1991. On retrouve l'allergie aux allergènes présents dans l'air, surtout chez les enfants et les jeunes adultes, avec une baisse de fréquence aux extrêmes d'âge. Elle se manifeste par la rhino-conjonctivite saisonnière ou persistante lorsqu'en relation avec un contact journalier avec les acariens et animaux domestiques, ainsi que par l'eczéma infantile et l'asthme allergique (Ernst, 1995).

L'asthme, tel que diagnostiqué par un médecin, se retrouve chez environ 4-5% de la population avec une prévalence pouvant atteindre 10% entre l'âge de 5 à 10 ans (Dales et al., 1994; Manfreda et al., 1993). Les résultats préliminaires d'une étude pan-canadienne regroupant six villes, dont Montréal, indiquent qu'environ 4% des adultes âgés entre 20 et 44 ans souffrent d'asthme. De plus, cette étude situe Montréal en 3^e position (sur les six villes) en ce qui a trait à l'observation de symptômes semblables à l'asthme durant les 12 derniers mois, parmi les individus interrogés (Manfreda et al., 1996). Le Québec se situe dans la moyenne canadienne en termes de prévalence de l'asthme tandis que les cas de mortalité demeurent rares. Malgré la mise au point et l'optimisation de l'usage de médicaments plus efficaces, une augmentation de la morbidité et de la mortalité reliées à l'asthme a été rapportée dans plusieurs pays occidentaux de même qu'au Québec au cours des 20 dernières

années. Le rapport de Statistique Canada (1994) indique que la prévalence de l'asthme chez les Canadiens a triplé durant la période 1978-1991. Toujours au Canada, le nombre d'hospitalisations pour asthme dans la période 1980-1988 a augmenté de 40% par rapport à la décennie précédente, avec un taux d'admissions cinq fois plus élevé pour les sujets de moins de 15 ans, comparativement aux sujets âgés de 15 à 34 ans (Praud, 1993). L'asthme est même devenu la maladie «chronique» la plus fréquente de l'enfance (Taylor et Newacheck, 1992).

Si l'on considère l'augmentation importante de l'utilisation des services de santé, l'absentéisme scolaire ainsi que la limitation dans les activités courantes, on peut affirmer que l'impact et les coûts sociaux de l'asthme infantile (Taylor et Newacheck, 1992; Weiss et al., 1992a) et des allergies respiratoires (Goulet, 1996) sont considérables.

4.6.2 Facteurs explicatifs

Les causes de l'augmentation de la prévalence de l'asthme font l'objet de nombreuses discussions mais certaines données portent à croire que le rôle de l'environnement physique ne doit surtout pas être négligé. Outre les facteurs génétiques généralement impliqués dans la genèse des maladies respiratoires, des facteurs environnementaux ont clairement été identifiés dans le phénomène d'apparition de l'asthme et des allergies respiratoires. Ces facteurs seraient responsables de 50% des nouvelles éclosions d'asthme et de l'exacerbation de la maladie dans bien d'autres cas (Gervais et al., 1994). Certaines études épidémiologiques américaines et montréalaises confirment d'ailleurs la présence et le rôle des agents environnementaux (Daneault et Infante-Rivard, 1988; Infante-Rivard, 1993) qui sont reliés plus particulièrement à l'air de l'environnement extérieur ou à celui de l'environnement domestique. Un consensus reste toutefois à atteindre quant au rôle non équivoque joué par la pollution atmosphérique en regard de l'augmentation de la prévalence de l'asthme et de la mortalité due à l'asthme observée durant la dernière décennie (White et al., 1994).

Les irritants tels que les gaz et les particules inhalables agissent de trois façons principales: comme facteur précipitant de symptomatologie chez les patients affectés; en augmentant la susceptibilité de l'hôte à certains aéroallergènes; comme facteur de risque indépendant pour présenter un syndrome asthmatique. Selon leur mécanisme d'action, on parle d'irritants de la muqueuse respiratoire et d'aéroallergènes.

4.6.2.1 Risques présents dans l'environnement extérieur

Irritants respiratoires

Dans la grande région de Montréal, le développement urbain et la circulation automobile contribuent à la dégradation de la qualité de l'air. C'est ainsi que l'air de l'environnement extérieur contient des irritants des voies respiratoires liés à la pollution atmosphérique sous forme de particules solides, d'aérosols acides et de gaz dont le dioxyde de soufre (SO₂), le dioxyde d'azote (NO₂), l'ozone (O₃), les composés organiques volatils (COV) et semi-volatils (Praud, 1993). Dans la littérature, les polluants atmosphériques extérieurs les plus couramment reliés à l'asthme et aux allergies sont les

particules inhalables ($< 10 \mu\text{m}$) et l' O_3 . Les particules inhalables contribuent à un excès de morbidité par asthme (Utell et Samet, 1993) tandis que l' O_3 au sol augmente possiblement le risque de sensibilisation aux allergènes dans l'air ambiant (US EPA, 1995g). Cependant, il n'a pas été démontré qu'une exposition à l' O_3 ou aux petites particules respirables constitue un facteur de risque pour le développement de l'asthme (Guidotti, 1995 ; Koenig et al., 1993).

Aéroallergènes

Il a été démontré qu'il existe une relation étroite entre les symptômes de rhinite allergique et la concentration de pollens dans l'air (Henderson et al., 1995; Sears et al., 1989). Également, les pollens et les spores de moisissures sont responsables de l'aggravation des symptômes asthmatiques du printemps à l'automne (O'Hollaren et al., 1991). Or, de tous les pollens déposés dans la grande région de Montréal, celui de l'herbe à poux est le plus abondant et le plus nocif. Sur le territoire de l'île de Montréal, on estime que 10,4% (184 690) de la population souffre de rhinite allergique et que l'herbe à poux serait responsable de 52% à 89% des rhinites allergiques causées par les pollens (Christin et Mazur, 1994 citant Comtois et Gagnon, 1988). La section 4.7 du présent document traite d'ailleurs de cet important facteur de risque.

4.6.2.2 Risques présents dans l'environnement domestique

Le rôle de l'environnement intérieur dans les manifestations allergiques et l'augmentation de la prévalence de l'asthme tient maintenant une place prépondérante même s'il demeure à éclaircir. Une importante étude cas-témoin faite à Montréal chez les enfants de 3 et 4 ans nouvellement diagnostiqués pour asthme et portant sur les facteurs de risques reliés à l'environnement vient confirmer ce rôle (Infante-Rivard, 1993).

En plus des irritants et aéroallergènes d'origine extérieure qui peuvent pénétrer à l'intérieur des maisons, l'environnement domestique lui-même est générateur de multiples composés qui sont considérés comme facteurs de risque importants. Les facteurs de pollution intérieure, qu'ils soient des irritants ou des allergènes, sont principalement de nature biologique et chimique.

Irritants respiratoires

La crise énergétique des années 70 et l'utilisation de nombreux matériaux contenant des substances chimiques nocives ont eu un impact direct sur l'isolation des maisons et l'augmentation des polluants à l'intérieur du domicile. Dans les maisons mieux isolées, le taux de changement d'air est considérablement moindre et l'évacuation naturelle des contaminants de l'air intérieur est de plus en plus difficile. Par ailleurs, la plupart des gens, et surtout les jeunes enfants, passent 90% de leur temps à l'intérieur sur une base annuelle.

Les irritants considérés actuellement comme les plus importants sont la fumée de cigarette et celle produite par le chauffage au bois ainsi que les oxydes d'azote provenant de la combustion du gaz naturel.

L'exposition à la fumée de cigarette en bas âge est un facteur de risque important pour le développement de l'asthme chez le jeune enfant (Martinez et al., 1992; Infante-Rivard, 1993) et l'exposition à la fumée domestique comme celle produite par le chauffage au bois est un facteur d'aggravation certain. Plusieurs études, dont celle d'Infante-Rivard (1993) à Montréal, démontrent le rôle de l'exposition aux oxydes d'azote, provenant surtout des cuisinières au gaz et des appareils de combustion au kérosène, comme étant associée à un risque accru de symptomatologie respiratoire incluant l'asthme.

Les émissions de dioxyde de soufre et d'ozone pouvant être générées par le chauffage au pétrole ou un mauvais entretien du filtre électrostatique d'un chauffage central, bien qu'en concentration généralement réduite à l'intérieur des habitations (Praud, 1993), ne sont cependant pas à négliger.

Aéroallergènes

Parmi les allergènes du milieu intérieur les plus importants, on retrouve les acariens, contenus dans la poussière, et les animaux domestiques. À Montréal, la sensibilité cutanée la plus fréquemment retrouvée est celle aux acariens et cette sensibilité est responsable de la réaction allergique à la poussière de maison (Infante-Rivard, 1993). Plusieurs études suggèrent que l'augmentation de la prévalence de l'asthme au cours des dernières décennies résulte, au moins en partie, d'une infestation accrue par les acariens (Peat et al., 1994), possiblement en relation avec certains changements dans les méthodes de construction résidentielle. Les animaux domestiques, tout particulièrement le chat et le chien, sont une source fort importante de protéines allergéniques contaminant surtout le milieu intérieur. La sensibilité allergénique aux chats semble particulièrement reliée au risque accru de développer l'asthme (Henderson et al., 1995). Par ailleurs la présence d'un chat à la maison a été associée par Ernst et al. (1995), dans une étude récente effectuée chez près de 1 000 écoliers du primaire à Montréal, à un plus grand nombre de symptômes respiratoires liés à l'asthme. Une relation entre la contamination du milieu intérieur par les moisissures est suggérée mais n'a pas fait l'objet d'une preuve convaincante dans l'augmentation de la prévalence de symptomatologie respiratoire de type asthmatique (Brunekreef et al., 1989; Infante-Rivard, 1993).

Finalement, dans certains milieux pauvres de grandes villes américaines, l'asthme semble relié à une sensibilisation aux rongeurs ainsi qu'aux blattes (Weiss et al., 1992b).

Enfin, signalons que les conditions physiques du milieu, entre autres le taux d'humidité relative, déterminent la quantité de moisissure et d'acariens influençant ainsi la prévalence et la sévérité de l'asthme (Praud, 1993).

4.6.3 Les groupes particulièrement touchés

La susceptibilité de l'hôte à développer l'allergie et l'asthme est en partie héréditaire. Par exemple, les enfants de parents allergiques sont tout particulièrement à risque puisqu'ils courent un risque de plus de 40% de développer une maladie allergique alors que, si les deux parents sont allergiques, ce risque dépasse les 60% (Ferguson et al., 1993). Chez les tout-petits, l'âge de 3 à 6 mois serait critique pour la sensibilisation aux allergènes domestiques (Colloff et al., 1992). De plus, outre les facteurs génétiques, l'exposition aux acariens en bas âge est un facteur déterminant de développement subséquent de l'asthme chez l'enfant (Sporik et al., 1990).

4.7 Pollen de l'herbe à poux

Par Serge Asselin et Claudine Christin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

4.7.1 Problématique

Le pollen de l'herbe à poux est depuis longtemps un problème de santé publique reconnu par la profession médicale. En effet, dès 1876, le docteur Morrill Wayne (cité par Durham, 1937) avait compris la relation existant entre la présence du pollen d'herbe à poux et les patients souffrant de rhinite allergique saisonnière communément appelée rhume des foins.

La population de la grande région de Montréal est exposée à des quantités importantes de pollen émis dans l'air par l'herbe à poux. La rhinite allergique saisonnière associée à cette exposition affecte près de 10% des citoyens et est responsable de coûts de santé importants (CSE et DSP de Montréal-Centre, 1994).

Le problème de l'herbe à poux réside dans son pollen qui est une substance allergène pour plusieurs personnes. Les principaux symptômes ressentis par les personnes qui souffrent du rhume des foins sont, au niveau du nez, les éternuements, la congestion, l'écoulement clair et les picotements et au niveau des yeux, le larmolement et les picotements ou brûlements. L'impact sur la qualité de vie des personnes atteintes d'allergie à l'herbe à poux est, dans certains cas, suffisamment important pour obliger ces gens à s'absenter du travail ou de l'école. Notons que la rhinite allergique est un problème de santé qui affecte principalement les enfants et les jeunes adultes.

Précisons que l'allergie au pollen de l'herbe à poux est la principale cause du rhume des foins, mais ce dernier peut aussi être causé par d'autres allergènes. La période de malaises diffère alors. Selon une étude réalisée par l'Université de Montréal (Comtois et Gagnon, 1988), portant sur la relation entre la concentration de pollen et les symptômes ressentis, l'herbe à poux est responsable de 52% à 89% de tous les symptômes ressentis au cours des saisons polliniques. Trois grandes saisons polliniques sont définies: avril et mai pour le pollen des arbres; juin et juillet pour le pollen des graminées; et août et septembre pour le pollen de l'herbe à poux (Christin et Mazur, 1994).

4.7.2 Études de prévalence de la rhinite allergique et d'exposition-réponse

Dans la grande région de Montréal, deux études ont mesuré la prévalence de la rhinite allergique (tableau 4.25). La première étude, réalisée en 1991 par le département de santé communautaire de Laval, estime la prévalence des symptômes de rhinite allergique associés à l'herbe à poux (Laplante et al., 1992). La seconde étude, réalisée en 1995 sur le territoire de l'île de Montréal (Goulet, 1996), porte sur la prévalence et la gravité des symptômes d'allergies respiratoires en général. D'après ces études, la proportion des personnes interrogées qui présentaient des symptômes de rhinite allergique durant le mois d'août (période de pollinisation de l'herbe à poux) est de 10,4% et 11,2% respectivement pour Laval et Montréal.

TABEAU 4.25 Études réalisées dans la grande région de Montréal

Organisme	Titre de l'étude	Objectifs	Année de publication
DSP Montréal-Centre	Prévalence et gravité des symptômes d'allergie respiratoire chez les résidents de l'île de Montréal	Mesurer la prévalence et la gravité des problèmes d'allergie respiratoire pendant la saison de l'herbe à poux	1995
DSC Laval	Prévalence de la rhinite allergique à Laval	Connaître l'état de santé de la population en rapport avec la rhinite allergique Évaluer sommairement la connaissance de la cause de la rhinite allergique par la population	1992
Université de Montréal	Concentration pollinique et fréquence des symptômes de pollinose : une méthode pour déterminer les seuils cliniques	Obtenir la fréquence quotidienne des symptômes reliés à l'allergie d'un nombre représentatif de patients	1988

L'impact sur la qualité de vie des individus affectés pendant la période de pollinisation de l'herbe à poux est non négligeable. L'étude de prévalence et de gravité des symptômes d'allergie respiratoire sur le territoire de Montréal rapporte que plus de 10 000 personnes n'ont pu suivre normalement leurs activités professionnelles ou académiques pendant cette période à cause de leur allergie. De façon générale, cette étude indique que près de la moitié des personnes souffrant d'allergie à l'herbe à poux ont observé une baisse d'efficacité dans leurs activités quotidiennes (Goulet, 1996).

L'étude de Comtois et Gagnon (1988), de nature exploratoire, concernait un échantillon sélectif et réduit de la population montréalaise (150 individus allergiques recrutés dans les pharmacies). Une

hypothèse d'une relation exposition-réponse a été générée entre les concentrations de pollen et la prévalence des symptômes d'allergie respiratoire. Cette étude estime que le seuil de manifestation des symptômes d'allergie à l'herbe à poux est de 1 à 3 grains/m³.

4.7.3 Estimation des coûts économiques

Comme on a déjà vu, des coûts sanitaires importants sont rattachés à la rhinite allergique associée à l'exposition au pollen de l'herbe à poux. Une estimation des coûts économiques liés aux effets allergènes de l'herbe à poux a été réalisée pour l'année 1992 et pour le Québec par le Comité de santé environnementale du Québec et la Direction de la santé publique de Montréal-Centre (CSE et DSP de Montréal-Centre, 1994). Le coût total annuel pour les frais de santé liés à l'allergie à l'herbe à poux pour la province a été établi à un minimum de 49 216 485 \$. En rapportant ces frais en proportion de la population de l'île de Montréal, on obtient 13 670 945 \$ en coûts associés à la pratique médicale, aux vaccins et médicaments et aux frais de transport. Ce montant est partiel puisqu'il exclut : les frais associés au nombre de patients suivis depuis plus d'un an chez les allergologues ou spécialistes et traités pour l'herbe à poux ; les frais associés au nombre de patients traités chez les omnipraticiens (test d'allergie et vaccins) ; les frais associés aux malades qui ne consultent pas (médicaments) ; les frais d'hospitalisation ; les frais associés aux consultations en médecines douces et les frais reliés à l'absentéisme.

4.8 Effets potentiels sur la santé de l'effet de serre et de l'amenuisement de la couche d'ozone

4.8.1 Effet de serre et santé

Par Josée Brosseau, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

On a vu au chapitre 3, le climat de la grande région de Montréal pourrait, au cours des 50 prochaines années, être modifié par un réchauffement qui est la conséquence d'un effet de serre accru à l'échelle mondiale.

Cependant, si l'on veut entrer dans le détail des incidences sanitaires futures, il faut prendre en compte, comme le soulignent Grant (1991) et Patz et al. (1996), qu'il règne une grande incertitude sur les facteurs qui régissent les variations régionales de température, de précipitations, sur la fourchette de variabilité de ces phénomènes, et sur la fréquence d'occurrence locale de perturbations intenses; tous des facteurs qui seront d'une extrême importance dans la prévision des incidences sanitaires. Par ailleurs, quelles que soient ces incertitudes, il faut bien réaliser que ces effets sur le climat pourraient toucher directement et indirectement la santé humaine si une augmentation de température se produit effectivement. Ainsi, Santé Canada (1991) indique que les répercussions possibles du changement climatique sur la santé sont celles liées au stress thermique, à la pollution atmosphérique, à une modification de l'incidence des maladies à transmission vectorielle, à des réductions des sources d'approvisionnement alimentaire ainsi qu'aux inondations. Ces impacts potentiels sur la santé sont succinctement présentés ci-après.

Il demeure néanmoins, tout comme pour les estimés du réchauffement global lui-même, une incertitude statistique considérable concernant les estimés des effets sur la santé qui sont anticipés (McMichael, 1993). C'est pourquoi, nous nous limiterons à faire la synthèse des principaux effets anticipés sans toutefois les quantifier et ce, en les rapportant dans la mesure du possible à la grande région de Montréal.

4.8.1.1 Stress thermique dû à la chaleur

Les plus récentes prévisions du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC), datant de 1995, indiquent une hausse éventuelle de 2 à 3°C de la température moyenne du globe d'ici 100 ans (IPCC, 1995). Si l'on se fie à ces prévisions, il faudrait possiblement être à l'affût d'un nombre et d'une intensité plus élevés des vagues de chaleur (c'est-à-dire une augmentation du nombre annuel moyen de journées très chaudes) et ce, même en zones tempérées (Société royale du Canada, 1995; Last, 1991; Kilbourne, 1990; WHO, 1990), telle celle où se situe la grande région de Montréal. En zones urbaines, le phénomène d'îlot de chaleur⁷⁷ rend les villes plus chaudes que les milieux ruraux environnants; ce phénomène pourrait possiblement contribuer à des vagues de chaleur plus longues et plus sévères que celles auxquelles nous sommes habitués (Last, 1991). On observe d'ailleurs que la grande région de Montréal atteint plus fréquemment des températures de 30°C que toute autre région au Québec. Ainsi, le nombre de jours où une température de 30°C durant six heures consécutives est observée depuis 30 ans est le plus élevé à Saint-Hubert, en banlieue sud (Boivin et Lacroix, 1989).

Sans pouvoir endosser ou démentir ces scénarios pessimistes, on peut néanmoins faire état des impacts potentiels sur la santé connus, liés à la chaleur excessive. La chaleur elle-même exacerbe nombre de problèmes médicaux, surtout chez les personnes âgées, les jeunes enfants, les malades chroniques, et les personnes qui doivent travailler à l'extérieur (Société royale du Canada, 1995). Ces effets vont d'un déséquilibre électrolytique, en passant par des perturbations cardio-vasculaires légères et réversibles à des dommages graves aux tissus et à la mort (WHO, 1990). Les vagues de chaleur prolongées sont également une cause de mortalité par coup de chaleur⁷⁸, cependant les problèmes cardio-vasculaires sont plus importants en proportion (WHO, 1990). Pendant les vagues de chaleur, on constate d'ailleurs une mortalité excessive d'origine cardio-vasculaire (en particulier par crise cardiaque et accident cérébrovasculaire) chez les personnes âgées. La mortalité excessive en un endroit donné tend à être plus élevée pendant la première vague de chaleur de la saison, probablement parce que celle-ci emporte les personnes les plus sensibles (Santé Canada, 1991).

Kalkstein (1993) indique que la température à elle seule a un effet prononcé sur la mortalité; des facteurs tels l'humidité ou le vent ne sont importants que lorsqu'un certain seuil de température est dépassé. Or, la hausse de mortalité qui pourrait s'ensuivre suite à un éventuel réchauffement du

⁷⁷ Il s'agit d'une rétention de chaleur par les nombreux édifices combinée à une dissipation inadéquate de cette dernière durant la nuit, la circulation d'air étant gênée

⁷⁸ Le coup de chaleur est caractérisé par une atteinte du système nerveux central, une absence de sudation et par une température rectale de plus de 40,5°C. Les symptômes, pouvant apparaître en quelques minutes, peuvent aller jusqu'à la désorientation, le délirium, le coma et la mort

climat (correspondant à une augmentation de la température moyenne) est préoccupante, non pas à cause de l'augmentation de la température moyenne, mais plutôt en raison du nombre et de la sévérité accrus des vagues de chaleur (hausse de la fréquence d'événements extrêmes) prévues selon certains scénarios de changement climatique (Kilbourne, 1990; WHO, 1990).

Un groupe de travail pan-canadien sous l'égide de la Société royale du Canada (1995), issu du Programme canadien des changements à l'échelle du globe, de même que Kalkstein (1993) rapportent que des données cliniques et épidémiologiques montrent que la température ambiante a un effet plus marqué que les taux de pollution sur la variation journalière de la mortalité au sein des populations urbaines. Également, Katsouyanni et al. (1993) soulignent qu'une action synergique de la température et de la pollution de l'air sur l'augmentation de la mortalité n'est montrée qu'à partir d'une évidence réduite. Cet effet sur la mortalité est diffus, puisqu'il se vérifie pour toutes les causes de décès, et non seulement les décès dus aux maladies de l'appareil respiratoire et de l'appareil cardio-vasculaire.

L'acclimatation à des températures élevées (rencontrées lors des vagues de chaleur) se produit graduellement, en particulier chez les personnes plus âgées, et pourrait être plus lente que le changement de température. Des températures ambiantes plus élevées font monter la température centrale du corps. Or, des températures centrales plus élevées ont été mises en corrélation avec une mortalité périnatale accrue et un plus grand nombre de naissances prématurées. Les deux phénomènes sont plus fréquents l'été et peuvent devenir plus importants encore au cours de la phase d'acclimatation d'une population à des températures plus chaudes. Une incidence accrue des calculs rénaux a également été mise sur le compte de l'élévation des températures et de la transpiration accrue - source d'une plus grande déshydratation - qui s'ensuit.

Grant (1991) relate d'autre part que dans les études sur la mortalité liée à la température, on trouve que la mortalité croît à mesure qu'on se déplace vers le nord. L'aptitude à supporter la chaleur dépend en partie du lieu de naissance de la personne et de la manière dont elle a été élevée. L'acclimatation aux nouvelles conditions demande du temps. Si la hausse des températures moyennes en un endroit donné se fait graduellement sur plusieurs décennies, l'impact en sera moins catastrophique que si elle est rapide. Selon certains modèles de changement climatique, la fréquence de températures extrêmes pourrait monter de façon très brutale, ce qui se traduirait possiblement par une augmentation de la mortalité par stress thermique, surtout dans les villes les plus septentrionales.

Enfin, il a été suggéré que le réchauffement du climat puisse diminuer la mortalité liée aux températures hivernales. Ceci est peu vraisemblable selon Kalkstein (1993), puisque la mortalité est, pour la plupart, non causée par une hypothermie ou crise cardiaque due au pelletage de la neige, mais provient plutôt de maladies infectieuses, comme la grippe, qui sont dépendantes de la proximité humaine exacerbée par la température rigoureuse. Il est improbable qu'une hausse de quelques degrés des températures hivernales encouragerait les activités extérieures au point où les individus seraient amenés à ne plus être en contact avec le virus transmis via les gouttelettes liquides.

4.8.1.2 Pollution atmosphérique

Les concentrations atmosphériques de polluants sont influencées par une variété de facteurs tels la topographie, la vitesse et la direction des vents, les précipitations et les patrons météorologiques. On s'attend à ce que le phénomène de réchauffement global puisse causer des changements de plusieurs de ces facteurs, mais il n'est pas possible de prévoir avec précision de quelle façon ces changements se produiront en un lieu spécifique. Certaines régions pourraient subir des épisodes de stagnation atmosphérique⁷⁹ plus fréquents et prolongés et d'autres, des épisodes moins nombreux.

L'augmentation éventuelle des températures amenée par un réchauffement global de même qu'un rayonnement ultraviolet accru, causé par l'amenuisement de la couche d'ozone stratosphérique, pourraient possiblement intensifier la formation de polluants secondaires dans la basse atmosphère, tels l'ozone et les aérosols acides. Puisque les grands centres urbains présentent usuellement de plus importantes concentrations des polluants atmosphériques impliqués dans les réactions de formation des polluants secondaires et qu'ils sont également davantage susceptibles d'atteindre des températures élevées (c.f. section 4.8.1: «Stress thermique dû à la chaleur»), on estime qu'au Canada, les centres urbains les plus au sud pourraient être affectés plus fréquemment par des épisodes de stagnation atmosphérique et des effets sur la santé pourraient être préoccupants. Par exemple, l'ozone et les aérosols acides, déjà problématiques en bien des endroits, pourraient causer des troubles aigus de la fonction pulmonaire, et un nombre accru de maladies respiratoires et cardio-vasculaires (Leaf, 1989). Par ailleurs, un stress thermique pourrait intensifier l'impact sanitaire de certains polluants atmosphériques (Conseil du Programme climatologique canadien, 1995).

4.8.1.3 Modification dans l'incidence des maladies à transmission vectorielle

Parmi les maladies infectieuses dont l'incidence est susceptible d'être affectée par le changement climatique, au Canada surtout, celles transmises par un arthropode (arboviroses) sont à considérer, les autres exigeant des températures plus clémentes pour devenir problématiques. Par ailleurs, à cause de la grande qualité du système de santé publique au Canada, une augmentation des intoxications d'origine hydrique ou alimentaire, même si possible, est moins à craindre que dans les pays où ce système est moins élaboré. Il serait néanmoins souhaitable de maintenir et d'améliorer la surveillance des micro-organismes dans l'eau, et des toxines des algues au niveau des mollusques.

En raison du froid qui sévit ici durant plusieurs mois, les conditions de survie ne sont pas favorables à certains insectes vecteurs. Par exemple, les latitudes correspondant aux conditions extrêmes de survie des moustiques vecteurs de la dengue et de la fièvre jaune sont respectivement situées à la hauteur de Memphis, TE. (35° N) et au sud de Boston, MA. (42°N) (Shope, 1991); en comparaison, la grande région de Montréal se situe entre le 45° et le 46° N.

⁷⁹ Se définit par une vitesse éolienne faible et une inversion thermique

Nous jugeons utile de présenter à ce stade-ci un état de situation des arboviroses recensées par les autorités de santé publique pour la région de Montréal. Ainsi, Artsob (1990) indique que de 1938 à 1987, au Québec, seuls 3 virus ont été isolés des moustiques qui les propagent; il s'agit des suivants: «Flanders» (un Rhabdoviridae), «Snowshoe hare» (un Bunyavirus) et le virus responsable de l'encéphalite équine de l'Est (un Alphavirus). Parmi ceux-ci, seulement le «Snowshoe hare» (SSH) et le virus de l'encéphalite équine de l'Est (EEE) sont connus pour être potentiellement capables de causer la maladie chez l'humain. D'ailleurs, c'est en 1978 que les 3 seuls cas infectieux dus au SSH ont été diagnostiqués: 2 à Entrelacs (Laurentides) et l'autre à Gaspé⁸⁰. Cependant, depuis 1990, aucun cas d'encéphalites arbovirales n'a été recensé par les autorités de santé publique dans la région de Montréal⁸¹. D'autre part, aucun cas de maladie de Lyme (transmise par une tique) n'a été acquis au Québec de 1990 à 1994⁸².

On peut ensuite s'intéresser à la répartition géographique actuelle des insectes vecteurs de maladies transmissibles.

Pour ce qui est de la tique responsable de la transmission de la maladie de Lyme, *Ixodes dammini* (ou *Ixodes scapularis*), la région de Montréal arrive au troisième rang au Québec [derrière la Montérégie (1^o) et l'Estrie (2^o)] comme région de provenance et ce, de 1990 à 1995. Toutefois, faute de détection systématique, on ignorait si ces tiques étaient infectées ou non⁸³. Depuis 1996, le Laboratoire de Santé publique du Québec envoie au Laboratoire de lutte contre la maladie, à Ottawa, toute tique potentiellement vectrice de la maladie de Lyme afin d'identifier si elle est infectée.

Quant à la tique vectrice de la fièvre pourprée des montagnes Rocheuses, sa présence n'a jamais été signalée ni au Québec ni dans le sud de l'Ontario; elle est uniquement présente dans l'Ouest canadien, dans la partie sud⁸⁴.

Les moustiques potentiellement vecteurs de l'encéphalite de St-Louis, du virus SSH, de l'encéphalite de LaCrosse et de l'encéphalite équine de l'Est (EEE) sont présents dans la grande région de Montréal⁸⁵. Chez le moustique vecteur de l'encéphalite de St-Louis, le virus n'a pas été isolé au Québec mais les régions les plus méridionales de l'Ontario surveillent actuellement toute présence du virus puisque des cas infectieux ont pu être identifiés dans le nord des États-Unis lors d'une année spécialement chaude, dans les régions au nord de l'isotherme de juin de 20°C (Patz et al., 1996). Le virus SSH est endémique au moins jusque dans les Laurentides⁸⁶. Ensuite, l'insecte piqueur transmettant l'encéphalite de LaCrosse est présent dans les dépotoirs à pneus sans qu'on ait toutefois isolé le virus responsable de cette maladie⁸⁶. Enfin, le virus de l'EEE a déjà été isolé au Québec, toutefois les cas recensés chez l'humain demeurent très rares en Amérique du Nord (Bolduc et al., 1994).

⁸⁰ Communication personnelle téléphonique, H. Artsob, chef de l'unité des zoonoses, Santé Canada, Direction générale de la protection de la santé, 12 juin 1996

⁸¹ Communication personnelle téléphonique, L. Bédard, DSP-Montréal-Centre, Bureau de surveillance épidémiologique, 11 juin 1996

⁸² Communication personnelle téléphonique, J. Rochefort, Laboratoire de santé publique du Québec, 11 juin 1996

⁸³ Communication personnelle téléphonique, L. Trudel, Laboratoire de santé publique du Québec, 12 juin 1996

⁸⁴ Communication personnelle téléphonique, J.-P. Bourassa, Université du Québec à Trois-Rivières, Groupe de recherche sur les insectes piqueurs, 29 juillet 1996

⁸⁵ Communication personnelle téléphonique, A. Maire, Université du Québec à Trois-Rivières, Groupe de recherche sur les insectes piqueurs, 17 juin 1996

⁸⁶ Communication personnelle téléphonique, H. Artsob, chef de l'unité des zoonoses, Santé Canada, Direction générale de la protection de la santé, 12 juin 1996

On peut finalement rapporter les effets anticipés du réchauffement global par certains chercheurs pour le Canada; il faut les considérer avec prudence puisqu'ils ne sont pas nécessairement applicables au Québec ni à la grande région de Montréal.

Certaines arboviroses transmises par les moustiques qui ne frappent que sporadiquement au Canada à l'heure actuelle, par exemple l'encéphalite de Saint-Louis, pourraient avoir une plus grande portée spatio-temporelle (Société royale du Canada, 1995). Parmi les prédictions des impacts de l'effet de serre figurent des changements relativement néfastes de certaines forêts. À mesure que les habitats forestiers sont en déclin, plusieurs espèces plus fragiles d'insectes vecteurs d'infections de même que plusieurs vertébrés hôtes d'infections bactériennes, virales ou parasitiques le seront également. Il pourrait être possible, par exemple de constater une diminution graduelle de la maladie de Lyme, causée par *Borrelia burgdorferi*, un spirochète transmis par la tique *Ixodes dammini*. Les populations de chevreuils dont dépendent les tiques adultes pour leur survie (elles se nourrissent de leur sang) sont à leur tour dépendantes des forêts pour leur couvert et leur nourriture (Shope, 1991).

4.8.1.4 Réductions des sources d'approvisionnement alimentaire

Selon Agriculture Canada (Santé Canada, 1991), il semble que le Canada serait moins touché au niveau de la réduction de la production céréalière que d'autres pays qui ont plus à craindre des impacts négatifs de l'effet de serre. Par ailleurs, un éventuel changement dans la répartition des insectes nuisibles aux cultures, suite au réchauffement du climat, pourrait possiblement augmenter le recours aux pesticides et éventuellement affecter la qualité des denrées alimentaires. Malgré cela, les experts d'Agriculture Canada demeurent optimistes quant à d'éventuels impacts sur la santé causés par l'effet de serre en se prononçant ainsi:

«Considérant le niveau de développement, les richesses et les ressources que nous avons au Canada, nous pouvons être en mesure de nous protéger sur le plan agricole, quel que soit le changement climatique qui se produise» (M.M. Brklacich, Agriculture Canada, 1991 cité par Santé Canada, 1991, pp.67-8).

4.8.1.5 Conclusion

Malgré l'hypothèse renforcée d'un réchauffement, conséquence d'un effet de serre accru à l'échelle mondiale, une grande incertitude affecte encore les facteurs qui régissent les variations régionales de température, de précipitations, sur la fourchette de variabilité de ces phénomènes, et sur la fréquence d'occurrence locale de perturbations intenses.

Notons que les problèmes sanitaires liés à la chaleur (mortalité, exacerbation de problèmes médicaux existants, problèmes respiratoires liés au smog, arboviroses et intoxications d'origine hydrique ou alimentaire) existent actuellement dans la grande région de Montréal et qu'il est difficile à partir des connaissances actuelles, d'évaluer dans quelle mesure ils pourraient s'accroître.

4.8.2 Couche d'ozone et santé

Par Louise De Guire, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

4.8.2.1 La couche d'ozone, les cancers de la peau et les habitudes vestimentaires

La couche d'ozone est une des couches de la stratosphère qui se situe entre 15 et 35 km d'altitude et qui contient, le nom le dit, de l'ozone. La couche d'ozone diminue d'environ 3% à 5% par 10 ans depuis 1980. D'ici l'an 2000, elle aura diminué de 6% à 10% au Canada. Elle devrait ensuite s'améliorer progressivement pour revenir à son niveau de départ vers 2050. Les CFC, un agent auquel on attribue une responsabilité dans la diminution de la couche d'ozone, ont augmenté jusqu'en 1993 pour atteindre un plateau depuis⁸⁷. L'US EPA attribue à une diminution de 1% de la couche d'ozone une augmentation de 2% des rayons ultraviolets B (UVB) sur la surface terrestre et une augmentation de 0,8% à 1,5% des mélanomes cutanés et de 1% à 3% des cancers de la peau autres que les mélanomes (Russell Jones, 1987; Urbach, 1989).

L'augmentation des cancers de la peau est observée depuis une quarantaine d'années alors que l'amincissement de la couche d'ozone semble avoir commencé au début des années 70 (Russell Jones, 1987; Urbach, 1989). L'«épidémie» actuelle de cancers cutanés semble donc associée à une peau de plus en plus dénudée lors de l'exposition au soleil plutôt qu'à la diminution de la couche d'ozone. Malgré tout, l'amincissement de la couche d'ozone contribuera, dans le futur, à l'augmentation des cancers cutanés puisque alors l'exposition aux rayons ultraviolets sera encore plus grande, en supposant que les populations conservent les mêmes habitudes d'exposition au soleil.

4.8.2.2 Les effets de l'exposition aux rayons ultraviolets du soleil sur les différents systèmes

L'exposition aux rayons ultraviolets du soleil est surtout associée à des atteintes de la peau, des yeux et du système immunitaire.

Parmi les atteintes de la peau, on relate principalement les cancers de la peau, les réactions aiguës (érythème), le photo vieillissement de la peau, les photodermatoses (maladies exacerbées par l'exposition au soleil et maladies induites par le soleil), la phototoxicité (réaction de la peau suite à l'exposition au soleil conjuguée à la prise de certains médicaments), les photo-allergies et les troubles de la pigmentation. Le bronzage est aussi une réaction de la peau, mais on ne le considère pas comme une maladie (Santé Canada, 1992).

L'atteinte la plus grave est le cancer cutané. Il existe deux principaux types de cancers de la peau: les mélanomes cutanés et les épithéliomas. Les épithéliomas peuvent à leur tour être subdivisés en deux principaux types histologiques: l'épithélioma spinocellulaire ("squamous cell carcinoma") et l'épithélioma basocellulaire ("basal cell carcinoma"). Les mélanomes peuvent aussi être subdivisés en plusieurs types dont les plus fréquemment rencontrés sont le mélanome à extension superficielle

⁸⁷ Communication, "Second symposium on UVR-related diseases", Mai 1996, données non publiées

("superficial spreading melanoma"), le mélanome nodulaire ("nodular melanoma"), le mélanome acrolentigineux ("acral lentiginous melanoma") et le lentigo malin ("lentigo maligna melanoma") (Delaunay, 1992). Ces distinctions sont importantes car la relation entre l'exposition au soleil et le développement de cancer de la peau varie selon le type de cancer cutané.

Le développement de mélanomes serait associé à une exposition intermittente et intense au soleil (comprenant les coups de soleil) plutôt qu'à une dose cumulée (IARC, 1992). Parmi les différents types de mélanomes, le lentigo malin et le mélanome acrolentigineux font toutefois exception. Le lentigo malin se développerait suite à une dose cumulée d'exposition au soleil. L'acrolentigineux, quant à lui, pourrait être associé à des traumatismes ou à une exposition à des produits chimiques (Delaunay, 1992). Malgré ces distinctions, on parle en général pour les épithéliomas d'une dose cumulée d'exposition au soleil et pour les mélanomes d'une exposition intermittente et intense au soleil (IARC, 1992).

Jusqu'au début des années 90, les résultats des études épidémiologiques montraient une relation dose-réponse entre l'exposition au soleil et l'apparition d'épithéliomas c'est-à-dire que plus les gens passaient de temps au soleil, plus leur risque de développer ce cancer augmentait. Ce type de relation était plus fort pour les épithéliomas spinocellulaires que pour les épithéliomas basocellulaires. Depuis ce temps, quelques publications sur les épithéliomas basocellulaires (Gallagher et al., 1995; Krickler et al., 1991) suggèrent que ces cancers puissent aussi être associés à une exposition intermittente et intense au soleil, mais ceci reste à confirmer par d'autres études.

Qu'il s'agisse de dose cumulée ou d'exposition intermittente, la majorité de l'exposition (environ 80%) serait acquise durant l'enfance et l'adolescence.

La survie suite à la survenue d'un cancer cutané varie selon le type histologique de la tumeur. La survie à 5 ans pour le mélanome cutané est de 81% (Elwood et al., 1989). Pour les épithéliomas, les taux de guérison sont de 96% à 99% (Fraser et al., 1991; Karjalainen et al., 1989).

En excluant les lésions aiguës, les atteintes des yeux consécutives à l'exposition aux rayons ultraviolets du soleil sont principalement les cataractes et les mélanomes de l'uvée. La relation avec les mélanomes a été peu étudiée, et pour l'instant, elle n'est pas évidente (IARC, 1992). Pour les cataractes, on dispose de plus d'informations. Les cataractes peuvent être divisées en 4 principaux types: les nucléaires, les corticales, les sous-capsulaires postérieures et les mixtes. Les études écologiques montrent une prévalence plus élevée de cataractes dans les pays ou régions où l'exposition aux rayons UVB est plus importante, soit près de l'équateur ou en haute altitude. Une relation dose-réponse a été trouvée pour les cataractes corticales. Les cataractes n'en demeurent pas moins associées à plusieurs maladies et on considère leur origine comme multifactorielle (Hodge et al., 1995). D'autres études sont nécessaires pour mieux documenter la question.

Finalement, l'exposition aux rayons ultraviolets entraîne chez l'homme une immunosuppression qui pourrait favoriser le développement des cancers de la peau et de maladies infectieuses (IARC, 1992).

4.8.2.3 L'importance des cancers de la peau à Montréal et au Québec

À Montréal⁸⁸, entre 1990 et 1992, de 638 à 672 nouveaux cas par année de cancer de la peau (mélanomes et autres) ont été enregistrés au Fichier des Tumeurs du Québec. De plus, de 1990 à 1993, de 46 à 61 personnes sont décédées par année de ces cancers. Ces données demeurent limitées, puisqu'on estime la sous-déclaration de l'ensemble des cancers cutanés au Québec à 83%, des mélanomes à 50% et des épithéliomas à 85% (Rhainds et De Guire, 1994). Ce phénomène de sous-déclaration est dû au fait que les cancers de la peau sont fort souvent traités dans les bureaux des médecins, sans que le patient soit hospitalisé. Or, les données du Fichier des tumeurs du Québec proviennent des cas hospitalisés uniquement. À partir des chiffres de ce fichier, on note pour le Québec une augmentation des taux d'incidence des cancers cutanés entre les années 1983 et 1990 et une augmentation des taux de mortalité entre les années 1976 à 1990. Au niveau de l'incidence des épithéliomas, les taux ont augmenté de 14,3% parmi les hommes et de 10,1% parmi les femmes. En termes de mortalité, les augmentations sont de 7,3% chez les hommes et 1,9% chez les femmes. Pour les mélanomes, l'augmentation de l'incidence est de 10,9% parmi les hommes et de 6,4% parmi les femmes. Pour la mortalité, l'augmentation est de 4,7% parmi les hommes et de 2,5% parmi les femmes (Rhainds et De Guire, 1994). Les chiffres du Québec suivent les tendances observées ailleurs dans le monde. Les taux sont toutefois moins élevés que dans plusieurs autres pays.

4.8.2.4 Les besoins en recherche par rapport aux ultraviolets

Les besoins sont de différents ordres. Au niveau des connaissances, il faudrait améliorer le système actuel de collecte de données sur les cancers de la peau à Montréal comme au Québec pour mieux suivre l'évolution de cette maladie, et mesurer l'impact des actions préventives et de protection actuelles et futures. Il faut aussi mieux documenter l'exposition aux ultraviolets. Il y a à Montréal depuis peu un poste de mesure des rayons ultraviolets du gouvernement fédéral. Il existe depuis quelques années un poste du gouvernement provincial à St-Rémi, en banlieue (il y a un autre poste en Mauricie et un à l'Île d'Orléans). L'exposition aux ultraviolets comme telle est associée au développement de cancer cutané, mais cette exposition est modulée par les habitudes d'exposition au soleil des gens. Une enquête pan-canadienne a été réalisée récemment concernant les comportements, attitudes et connaissances des citoyens à ce sujet (Lovato et al., 1997). Une analyse des résultats de cette enquête pour le Québec est actuellement en cours à la DSP de Montréal-Centre.

Au niveau de la promotion et de l'éducation du public, il serait fort intéressant de documenter, chez les enfants montréalais ou québécois, la prévalence d'anomalies de la peau qui sont associées au développement de cancer cutané à l'âge adulte, comme les naevi et les kératoses solaires. Il serait aussi intéressant d'implanter des programmes d'éducation dans la communauté en ajoutant une évaluation des résultats de cette démarche. Une étude récente suggère que la survie des cas de mélanome cutané pourrait être améliorée par l'auto-examen de la peau (Berwick et al., 1996). Une telle mesure pourrait aussi être testée.

⁸⁸ C'est-à-dire la région socio-sanitaire 06, soit l'île de Montréal

4.8.2.5 Les impacts économiques associés au développement de cancers cutanés

La seule information disponible sur le sujet provient d'un document où le coût des cancers cutanés au Québec pour l'année 1991 a été évalué de façon grossière en tenant compte de la sous-déclaration des cas de ces cancers. Ces coûts sont associés aux consultations médicales et à la production de travail perdu. Ils atteignent 8,6 millions de dollars (Rhains et De Guire, 1994).

4.9 Impacts économiques de la pollution atmosphérique sur la santé humaine

Par Josée Brosseau et Jocelyn Lavigne, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Au chapitre des impacts économiques liés à la pollution, peu d'études coûts/bénéfices sont disponibles au Canada. Elles seront cependant de plus en plus fréquentes dans l'avenir, car elles sont un outil de prise de décision important permettant de mieux évaluer les différents choix qui s'offrent à nous. Ces études comparent les bénéfices monétaires que l'on prévoit obtenir suite à la mise en place de diverses mesures de diminution de la pollution et les coûts nécessaires pour la mise en place de celles-ci. Dans ce type d'études, on tient compte en premier lieu des bénéfices sur la santé, mais quelquefois aussi des bénéfices apportés par une diminution de la détérioration de certains matériaux, de certains effets esthétiques comme une meilleure visibilité suite à la diminution des particules, aux pertes qui seraient imposées à l'agriculture, etc. Les méthodologies employées sont très complexes et font appel à des notions de santé, de toxicologie, d'épidémiologie, d'économie, d'ingénierie, de foresterie, etc.

Dans ce type d'études, les problèmes de santé reliés à la pollution sont le principal facteur qui entre en ligne de compte, comme nous l'avons déjà mentionné, à la fois parce que la diminution des problèmes de santé génère dans la plupart des cas les bénéfices les plus importants et aussi parce que ce sont ces problèmes qui retiennent le plus l'attention de la population. Dans le cas de la pollution de l'air, les bénéfices sont mesurés, selon les études, pour un ou plusieurs contaminants chimiques présents dans l'air ambiant (ozone, particule, SO₂, CO, COV, etc.) principalement en termes de diminution des maladies respiratoires, de la mortalité et des cancers.

Deux études canadiennes portant sur les polluants de l'air ambiant ont retenu notre attention (The ARA Consulting group et Bovar-Concord Environmental, 1994; CCME, 1995). Comme les résultats obtenus, la méthodologie employée et les problèmes inhérents à ce type d'étude sont relativement similaires, nous parlerons principalement ici de l'étude du CCME.

L'étude du CCME, réalisée en 1994, à l'aide de données canadiennes, porte le titre original «Environmental and health benefits of cleaner vehicles and fuels». Elle a été produite par une firme de consultants, avec la collaboration des paliers fédéral et provincial des ministères de l'Environnement et de la Santé, pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). L'objectif étant d'estimer les sommes d'argent épargnées en coûts associés à des effets sur la santé suite à l'implantation de scénarios visant à réduire les émissions atmosphériques des véhicules routiers. Les estimés des bénéfices encourus, suite à l'atteinte des réductions en émissions évaluées théoriquement par Environnement Canada, sont exprimés en dollars constants

de 1994 sur une période de 23 ans, soit de 1997 à 2020, et sont disponibles pour la portion québécoise du corridor Windsor-Québec (CWQ). Ces estimés ont été quantifiés pour les particules inhalables (PM_{10}), l'ozone (O_3) et quatre composés organiques volatils (COV): le benzène, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde et le 1,3-butadiène.

Les bénéfices estimés pour la portion québécoise du CWQ varient de 5,8 milliards \$ (avec un estimé le plus faible à 2,7 milliards \$ et le plus élevé à 7,3 milliards \$) pour l'implantation de véhicules routiers et de carburants à faibles émissions polluantes; à 7,5 milliards \$ (estimé le plus faible à 3,5 milliards \$ et le plus élevé à 9,4 milliards \$) pour l'implantation des normes californiennes concernant les véhicules routiers et carburants. Selon les bénéfices détaillés par polluant, les PM_{10} comptent pour une imposante majorité des bénéfices totaux avec plus de 95% des sommes épargnées. L'étude de Vancouver (The ARA Consulting group et Bovar-Concord Environmental, 1994) estime à près de 80% la part des bénéfices résultant de la seule diminution des particules.

Ces résultats sont critiquables à plusieurs points de vue; nous en soulignons quelques-uns afin d'user de prudence quant à l'application directe de tels estimés à la situation de la grande région de Montréal. Comme la diminution estimée des particules dans l'air ambiant à elle seule est responsable de plus de 95% des bénéfices, selon l'étude du CCME, nous allons en discuter en premier lieu.

Comme le précise Goldberg à la section 4.2, les principales études qui évaluent les risques à la santé reliés à la présence de particules dans l'air sont des études épidémiologiques dont les résultats font l'objet de controverses scientifiques. Les nombreux problèmes méthodologiques entourant ce type d'études sont en cause. Comme le souligne Goldberg, les données actuelles sont insuffisantes pour établir un lien de causalité entre la présence de particules dans l'air et les effets sur la santé mesurés (mortalité, morbidité et augmentation du nombre d'hospitalisations). Ceci implique que les bénéfices escomptés, calculés à partir des résultats des études actuelles peuvent être réels s'il s'avère que l'association entre les concentrations de particules dans l'air et les effets sur la santé représente réellement un lien de cause à effet. Dans le cas contraire, les bénéfices calculés dans cette étude sont effectivement surestimés.

La même conclusion peut s'appliquer en ce qui a trait aux bénéfices attendus suite à une diminution de l'ozone, calculés à partir des résultats de certaines études épidémiologiques qui sont elles aussi sujettes aux mêmes problèmes méthodologiques rencontrés dans les études impliquant les particules.

Pour ce qui est des quatre COV retenus dans l'étude du CCME et à une éventuelle diminution du risque de cancer encourue suite à la réduction des émissions atmosphériques de véhicules routiers, il faut aussi user de prudence avec ce type d'estimé de risque. Tel qu'expliqué au début de ce chapitre, de nombreuses incertitudes sont rattachées à l'estimation du risque cancérigène. D'un point de vue biologique, même si les études épidémiologiques menées chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de ces COV ont démontré un risque accru de cancer, plusieurs s'interrogent sur la capacité de faibles expositions de COV à induire le cancer chez les individus exposés, compte tenu des mécanismes de réparation cellulaire. Par exemple, dans le cas du

benzène, les plus récentes études épidémiologiques menées dans l'industrie pétrolière n'ont pas démontré d'association aussi claire entre l'exposition des travailleurs à de plus faibles niveaux de benzène et la leucémie (Schnatter et al, 1993; Wong et Raabe, 1995). L'estimation du risque de cancer pour de faibles expositions, calculé à partir des fortes expositions des travailleurs et par l'application de modèle d'extrapolation linéaire, répond plus à un besoin de déterminer des critères sécuritaires pour la population plutôt que d'estimer le risque réel de cancer. Les bénéfices calculés pour ces quatre COV ne représentent cependant que 0,005% des bénéfices totaux.

D'autres bénéfices seraient vraisemblablement attendus suite à la mise en oeuvre de ces scénarios (i.e. implantation de véhicules routiers et de carburants à faibles émissions polluantes), en raison de la baisse simultanée des émissions de plusieurs polluants atmosphériques qui n'ont pu être évalués dans cette étude : oxydes d'azote, COV cancérogènes autres, hydrocarbures aromatiques polycycliques cancérogènes, etc. Également, des effets sur la santé résultant de l'interaction de plusieurs contaminants pourraient être diminués suite à cette diminution simultanée de plusieurs de ces polluants en situation réelle; ces effets sont encore mal documentés et leurs impacts économiques encore moins définis.

Une évaluation de type « risk/risk analysis » que l'on peut traduire par analyse de risque/risque (ARR) a été publiée récemment (Dudley et Gramm, 1997). Ce genre d'évaluation diffère d'une analyse de coûts/bénéfices habituelle, car elle ne s'attarde pas seulement à étudier l'effet direct d'une réglementation donnée sur la santé, mais tient compte aussi des effets négatifs sur la santé résultant des coûts associés à sa mise en place, et des coûts générés si ces mesures entraînent par elles-mêmes de nouveaux risques (Lutter et Morrall, 1994). Viscusi (1994) donne pour illustrer cette approche l'exemple d'un édulcorant (ex. saccharine) que l'on considère cancérogène. Le retrait du marché de ce produit diminue le risque de cancers mais en contrepartie, il peut contribuer à l'accroissement du risque de maladies cardiaques en raison de l'augmentation de l'obésité. Selon ces auteurs, pour obtenir une estimation plus précise des coûts/bénéfices dans un tel cas, on ne doit donc pas évaluer seulement les bénéfices résultant de la diminution du nombre de cas de cancers attendus, mais aussi tenir compte des coûts engendrés par l'augmentation du nombre de maladies cardiaques.

Dudley et Gramm (1997) ont donc utilisé la méthode ARR pour estimer les coûts/bénéfices de la nouvelle norme pour l'ozone dans l'air ambiant que l'US EPA veut implanter, entre autres pour diminuer les problèmes d'asthme chez les enfants. D'après ces auteurs, la mise en place de cette nouvelle norme entraînerait des effets négatifs sur la santé de la population et donc des coûts importants dont l'US EPA n'aurait pas tenu compte dans sa propre étude de coûts/bénéfices (qui n'était pas de type ARR). Dans un premier temps, Dudley et Gramm ont constaté que les coûts d'implantation des diverses mesures pour diminuer les concentrations d'ozone augmenteraient les coûts des biens et services et une diminution d'autant les revenus familiaux disponibles. Des études économiques américaines (elles-mêmes sujettes à de nombreuses critiques, voir Sinsheimer, 1991) ont montré que, statistiquement, chaque diminution de \$9-12 millions de revenus familiaux disponibles entraînerait un décès aux États-Unis. À partir de ces données et des coûts estimés par l'US EPA pour la mise en place des divers moyens visant la réduction des concentrations de l'ozone au sol de façon à respecter la nouvelle norme (entre \$0,6 milliards et \$6,3 milliards), on devrait anticiper une augmentation de 50-700 décès par année. Les auteurs

rapportent aussi que l'American Thoracic Society considère la pauvreté comme étant le facteur de risque le plus important pour l'asthme. Les auteurs soulignent que les coûts nécessaires pour diminuer l'ozone pourraient de plus, en réduisant les revenus familiaux disponibles, avoir l'effet non voulu de provoquer la croissance de la maladie qu'elle veut précisément abaisser.

Les auteurs réfèrent ensuite à une étude du Department of Energy (DoE) des États-Unis. Mentionnons que cette étude, à notre connaissance, n'a pas été publiée. Il ne nous est donc pas possible de l'évaluer. Nous la rapportons seulement à titre d'exemple, afin de mieux illustrer en quoi consiste une étude de type ARR. Le DoE part du principe que l'effet protecteur de l'ozone sur les rayons ultraviolets est le même pour l'ozone au niveau du sol que pour l'ozone que l'on retrouve dans la haute atmosphère (que l'on appelle communément couche d'ozone). Toute diminution de la concentration de l'ozone au sol risquerait donc d'entraîner divers effets au niveau de la peau et des yeux. Le DoE a donc estimé qu'une diminution de 10 ppb d'ozone au niveau du sol pourrait provoquer, chaque année, une augmentation du nombre de cancers de la peau (25-50 décès par mélanome, 130-260 nouveaux cas de mélanome, 2 000-11 000 nouveaux cas de cancer de la peau autres que mélanome chaque année) et du nombre de cataractes (13 000-28 000 nouveaux cas de cataractes) suite à l'affaiblissement de l'effet protecteur de l'ozone au niveau du sol sur les rayons ultraviolets. Les seuls coûts engendrés par la morbidité dépasseraient de \$300 millions les bénéfices calculés par l'US EPA et entraîneraient un nombre élevé de nouveaux décès chaque année. Pour ces raisons, les auteurs considèrent que la mise en place de la nouvelle norme suggérée par l'US EPA, pour l'ozone au niveau du sol, aurait un effet négatif sur la santé publique.

En conclusion, nous croyons que les analyses de coûts/bénéfices, et probablement encore plus les analyses risque/risque, ont un rôle important à jouer au niveau de la prise de décision. En traduisant les résultats attendus en termes monétaires, l'analyse est facilitée. Par exemple, les résultats de l'analyse coûts/bénéfices du CCME, que nous citons plus haut, nous indiquent que si les scénarios à l'étude (diminution des émissions atmosphériques des véhicules routiers) n'avaient pas comme conséquence la réduction des concentrations de particules dans l'air, mais seulement celle concernant les concentrations des autres polluants étudiés (ozone et COV), les bénéfices encourus dans un tel cas, soit moins de 5% des bénéfices totaux (la diminution de la concentration des particules étant à elle seule responsable de 95% de ceux-ci), ne justifieraient pas à eux seuls l'adoption de mesures sévères. Dans cette étude, parmi les effets sur la santé étudiés, la diminution de la mortalité via une diminution de la concentration des particules en suspension représente la part la plus importante des bénéfices encourus.

Cependant, quelles que soient les méthodes employées, tant que les données que l'on possède pour évaluer les risques demeurent entachées d'incertitudes, parce que les outils scientifiques ou économiques actuels ne permettent pas une réponse précise, il y aura toujours désaccord sur les moyens à mettre en place pour contrer ces risques. On se retrouve souvent dans ce genre de situation dans le domaine de l'environnement. Le réchauffement de la planète, sujet très discuté présentement, en est un bon exemple. Les connaissances scientifiques actuelles étant empreintes d'incertitudes, l'évaluation et la gestion des risques sont ainsi influencées par des jugements de valeur et reposent en partie sur des critères politiques, économiques et sociaux.

RÉSUMÉ – CHAPITRE 4

Nous résumons ici les principaux constats qui ressortent de cette étude concernant l'ozone, les particules totales en suspension (TSP), les composés organiques volatils (COV), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la combustion du bois, l'herbe à poux, les gaz à effet de serre et la couche d'ozone.

Polluants étudiés : O₃, TSP, COV et HAP

L'ozone que l'on retrouve dans l'air ambiant, près de la surface du sol, possède des propriétés oxydantes importantes. Des études cliniques ont démontré que l'ozone peut entraîner une diminution de la fonction pulmonaire, l'apparition de symptômes (toux, douleurs à la poitrine, etc.) et des phénomènes inflammatoires suite à une exposition de 2 heures à des concentrations de 980 µg/m³. Ces mêmes phénomènes apparaissent à des concentrations plus faibles (160 µg/m³) chez des sujets soumis à des exercices modérés pendant des périodes de 6,6 heures. Certaines études épidémiologiques ont de plus rapporté une association entre l'augmentation du nombre des hospitalisations et des concentrations d'ozone plus faibles que celles produisant des effets en clinique (< 160 µg/m³).

Les concentrations mesurées d'ozone dans la grande région de Montréal ne sont pas très élevées lorsqu'on les compare aux concentrations mesurées dans plusieurs grandes villes américaines. Néanmoins, les niveaux mesurés dépassent à l'occasion les normes de la CUM (la norme horaire CUM étant de 160 µg/m³).

Des épisodes de pollution intense, comme cela s'est passé à Londres en 1952, ont démontré que des effets néfastes sur la santé (incluant même des décès) pouvaient apparaître en présence de concentrations élevées de particules. Des études épidémiologiques récentes suggèrent que des expositions de courte durée à des particules inhalables (PM₁₀) à des concentrations plus faibles que celles permises par les normes actuelles soient associées à des augmentations des taux de mortalité et d'hospitalisation suite à des problèmes cardio-respiratoires, particulièrement chez les personnes âgées. Ces études font cependant l'objet de nombreuses discussions dans la communauté scientifique. Une étude en cours à Montréal, sur la mortalité associée à l'exposition aux particules inhalables, devrait permettre d'ici fin 1998 d'objectiver cette question.

Cent soixante six COV sont actuellement mesurés dans la grande région de Montréal. Pour la majorité d'entre eux, les concentrations retrouvées sont extrêmement faibles, soit moins de 1 µg/m³. À l'aide de certains indicateurs de toxicité, nous avons ciblé six COV, parmi ces 166, dont la toxicité apparaissait importante. Cinq de ces composés sont des produits cancérigènes connus ou suspectés chez l'humain (benzène, 1,3-butadiène, formaldéhyde, dibromure d'éthylène et tétrachlorure de carbone) alors que le sixième (acroléine) est un produit irritant. Même s'il est difficile actuellement d'évaluer avec certitude l'excès de risque réel de cancer que pose la présence de ces produits à de telles concentrations, il demeure possible que ces produits puissent entraîner un faible risque pour la population.

La littérature scientifique nous démontre que plusieurs COV sont retrouvés en quantité plus importante dans l'air intérieur que dans l'air extérieur. Certaines sources présentes à l'intérieur des résidences ou des édifices contribuent à cette situation. Par exemple, on retrouve dans la fumée de cigarette de nombreux COV, comme le benzène, le formaldéhyde et l'acroléine. Comme nous passons beaucoup plus de temps à l'intérieur qu'à l'extérieur, c'est donc à cet endroit que notre exposition à ces substances est la plus grande.

Les HAP sont des contaminants omniprésents dans notre environnement notamment en raison de la grande diversité des sources de pyrolyse qui les produisent. On estime que, dans les villes, la circulation automobile et la combustion du bois pour fins de chauffage résidentiel représentent les sources majeures de ces contaminants, sans exclure la possibilité d'une contribution de certaines sources industrielles locales (ex. alumineries).

Les HAP se présentent sous la forme de mélanges complexes dont la composition en substances individuelles, possédant chacune des caractéristiques toxicologiques propres, peut varier grandement selon la source et plusieurs autres facteurs. Pour la grande région de Montréal, l'étude a porté sur le benzo(a)pyrène, le plus connu des HAP cancérigènes. Les concentrations journalières moyennes variaient de 0,46 à 1,99 ng/m³. Il n'existe pas d'études épidémiologiques satisfaisantes à partir desquelles, on peut calculer un excès de risque unitaire pour l'exposition à des HAP individuels. Semblablement, on ne dispose pas d'études épidémiologiques adéquates pour l'évaluation quantitative du pouvoir cancérigène des mélanges de HAP rencontrés dans l'air des villes. La littérature toxicologique animale nous amène à une estimation de l'excès du risque attribuable de cancer variant de $0,51 \times 10^{-6}$ à $6,6 \times 10^{-6}$ selon les concentrations de benzo(a)pyrène mesurées dans l'air ambiant de la grande région de Montréal.

Tout comme les COV, il existe un certain nombre de sources propres à l'environnement interne d'un domicile qui génèrent des HAP : tabagisme, chauffage au bois, autres appareils de chauffage (brûlant un combustible fossile), cuisson des aliments, etc. Par ailleurs, alors que l'eau potable est une source quasi négligeable d'exposition, l'alimentation est une source appréciable d'exposition aux HAP.

Le tableau 4.26 présente les niveaux observés de ces polluants dans la grande région de Montréal, les critères d'exposition recommandés (pour des effets chroniques non cancérigènes) et les résultats obtenus d'une estimation sommaire de l'excès de risque cancérigène.

TABEAU 4.26 Niveaux observés de certains polluants dans la GRM, critères d'exposition recommandés et excès de risque cancérogène

Produit retenu	Concentrations mesurées dans la GRM 1989-1994			Certains critères, normes ou directives d'exposition recommandés pour l'air extérieur (effets chroniques non cancérogènes)	Concentration correspondant à 1 excès de risque de cancer fixé ⁽¹⁾ à 1 : 1 million d'individus		Estimation de l'excès de risque cancérogène GRM ⁽²⁾
	Moyenne arithmétique (2 stations extrêmes)	Maximale	Dépassements Norme CUM		à 1 : 1 million d'individus	à 1 : 10 000	
Ozone	13,06 - 42,39 µg/m ³ (24H) 13,07 - 42,29 µg/m ³ (1H) 11,77 - 44,44 µg/m ³ (mobile 24h)	156,9 µg/m ³ (24H) 267 µg/m ³ (1H) 148,9 µg/m ³ (mob.24H)	2 348 (24H) 396 (1H) 55 448 (mob.24H)	CUM : 50 µg/m ³ (norme 24H) OMS : 100-120 µg/m ³ (8H) CUM : 160 µg/m ³ (1H)	---	---	---
TSP	29,61 - 72,57 µg/m ³ (24H)	329 µg/m ³ (24H)	52 (24H)	CUM : 150 µg/m ³ (norme 24H) Environ. Canada : 120 µg/m ³ (norme 24H) OMS : 120 µg/m ³ (norme 24H) et en 1996. pas de seuil sécuritaire	---	---	---
PM ₁₀	18,36 - 33,89 µg/m ³ (24H) (1992-1996)	138,4 µg/m ³ (24H) (1992-1996)	---	US EPA : 150 µg/m ³ (norme 24H) OMS : 70 µg/m ³ (norme 24H) et en 1996. pas de seuil sécuritaire	---	---	---
Benzène	1,7 - 8,6 µg/m ³ (24H)	126,3 µg/m ³ (24H)	---	AEL ⁽³⁾ : 70 µg/m ³ AALG ⁽⁴⁾ : 160 µg/m ³	0,1205 µg/m ³ (US EPA) 0,2500 µg/m ³ (OMS)	12,05 µg/m ³ 25,00 µg/m ³	De 1,4 x 10 ⁻⁵ à 7,1 x 10 ⁻⁵
1,3-butadiène	0,17 - 0,99 µg/m ³ (24H)	2,41 µg/m ³ (24H)	---	---	0,0036 µg/m ³ (US EPA)	0,36 µg/m ³	De 4,8 x 10 ⁻⁵ à 2,8 x 10 ⁻⁴
Formaldéhyde	3,1 - 4,02 µg/m ³ (24H)	21,28 µg/m ³ (24H)	---	Santé Canada (air intérieur) : 120 µg/m ³ et teneur cible, 60 µg/m ³ ⁽⁵⁾ OMS : 100 µg/m ³ ⁽⁶⁾ Milieu travail Québec : 3 000 µg/m ³	0,0769 µg/m ³ (US EPA)	7,69 µg/m ³	De 4,0 x 10 ⁻⁵ à 5,2 x 10 ⁻⁵
Dibromure d'éthylène (1,2-dibromoéthane)	0,05 - 0,06 µg/m ³ (24H) (97% mesures < seuil détection)	1,73 µg/m ³ (24H)	---	RfC ⁽⁷⁾ : 0,02 µg/m ³ AEL : 4,6 µg/m ³ Milieu travail Québec : 155 000 µg/m ³	0,0045 µg/m ³ (US EPA)	0,45 µg/m ³	De 1,1 x 10 ⁻⁵ à 1,3 x 10 ⁻⁵
Tétrachlorure de carbone (CCl ₄)	0,74 - 0,81 µg/m ³ (24H)	2,07 µg/m ³ (24H)	---	Milieu travail Québec : 31 000 µg/m ³	0,0667 µg/m ³ (US EPA)	6,67 µg/m ³	De 1,1 x 10 ⁻⁵ à 1,2 x 10 ⁻⁵
Acroléine	0,19 - 0,42 µg/m ³ (24H) (~ 50% mesures < seuil détection)	2,47 µg/m ³ (24H)	---	OMS : 50 µg/m ³ Santé Canada : 50 µg/m ³ RfC : 0,02 µg/m ³ AALG : 0,037 µg/m ³ Milieu travail Québec : 230 µg/m ³	---	---	---
Benzo(a)pyrène	0,46 - 1,99 ng/m ³ (24H)	16,00 ng/m ³ (24H)	---	Milieu Travail Québec : 5 000 ng/m ³	0,9091 ng/m ³ (Collins et al.) 0,3030 ng/m ³ (Collins et al.) 1 ng/m ³ (Slooff et al.)	90,91 ng/m ³ 30,30 ng/m ³ 100 ng/m ³	De 5,1 x 10 ⁻⁷ à 6,6 x 10 ⁻⁶

⁽¹⁾ La concentration a été calculée à partir de l'excès de risque cancérogène estimé principalement par l'US EPA (excès de risque unitaire pour inhalation) et en fonction du choix qui est fait quant à l'excès de risque « acceptable », 1 excès sur 1 million ou 1 excès sur 10 000 individus. Par exemple, le calcul pour le benzène pour un excès de risque de cancer fixé à 1 million est $10^{-6} / 8,3 \times 10^{-6} = 0,1205$. Cet estimé d'excès de risque doit être utilisé avec prudence. L'excès de risque cancérogène correspond à la probabilité qu'un individu développe un cancer s'il inhale, de façon continue, 24 heures par jour, pendant 70 années, une concentration de 1 µg/m³ du produit concerné (ex. benzène : 8,3 excès de cancers dans une population de 1 million).

⁽²⁾ L'excès de risque calculé considère que le temps passé à l'extérieur est de 24 heures, ce qui est conservateur car en moyenne, le temps moyen passé à l'extérieur est de 2,4 heures. L'excès de risque calculé serait de 10 fois inférieur à la valeur indiquée dans le tableau. L'excès de risque de cancer est fixé à 1 sur 1 million d'individus et est basé sur les concentrations ambiantes dans la GRM et sur une exposition vie entière et continue. Par exemple, le calcul pour le benzène est $8,3 \times 10^{-6} \times 1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $8,3 \times 10^{-6} \times 8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

⁽³⁾ AEL : niveau d'exposition acceptable ou concentration dans l'air qui ne devrait pas entraîner d'effets non cancérogènes à long terme.

⁽⁴⁾ AALG : niveau admissible dans l'air ambiant (« ambient air level goal »).

⁽⁵⁾ 60 µg/m³ : représente la concentration de formaldéhyde à laquelle une personne peut être exposée tout au long de sa vie sans risque pour sa santé.

⁽⁶⁾ Valeur limite à ne pas dépasser en tout temps.

⁽⁷⁾ RfC : Concentration de référence (journalière) à laquelle la population peut être exposée (par inhalation) sans subir d'effets délétères. La RfC est utilisée pour des produits dont les effets sont autres que cancérogènes.

Combustion du bois

La combustion du bois génère de nombreux produits ayant des propriétés toxiques, irritantes et cancérogènes. On les retrouve dans l'air intérieur et dans l'air extérieur. Parmi ceux-ci, mentionnons les particules de moins de 10 µm (PM₁₀) qui peuvent donc pénétrer profondément à l'intérieur des poumons, le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), les oxydes de soufre, les aldéhydes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et de multiples composés organiques volatils (COV).

Les études disponibles évaluent davantage l'effet sur la santé de la fumée résultant de la combustion du bois plutôt que l'effet de chacun des contaminants qui la composent. Les résultats obtenus de telles études suggèrent un effet possible au niveau du système respiratoire des jeunes enfants qui demeurent dans des résidences où l'on utilise le chauffage au bois. D'autres études provenant de pays où les expositions dans l'air intérieur sont extrêmement plus élevées que celles que l'on rencontre à Montréal suggèrent, quant à elles, une faible augmentation de l'incidence du cancer du poumon.

Asthme et allergies

L'asthme est une maladie qui touche de 4 à 5% de la population générale. Elle frappe plus particulièrement les enfants. On considère que sa prévalence peut atteindre 10% pour les enfants de 5 à 10 ans. La prévalence de l'asthme a triplé au Canada durant la période 1978-1991 et le nombre d'hospitalisations pour asthme dans la période 1980-1988 a augmenté de 40% par rapport à la décennie précédente, avec un taux d'admissions cinq fois plus élevé pour les sujets de moins de 15 ans, comparativement aux sujets âgés de 15 à 34 ans. L'asthme est même devenu la maladie «chronique» la plus fréquente de l'enfance. L'allergie aux aéroallergènes touche environ 30% de la population. La prévalence des allergies a augmenté de plus de 40% entre 1978 et 1991.

Outre les facteurs génétiques généralement impliqués dans la genèse des maladies respiratoires, des facteurs environnementaux ont clairement été identifiés dans le phénomène d'apparition de l'asthme et des allergies respiratoires. La présence et le rôle de ces agents environnementaux sont reliés à la présence dans l'air de l'environnement extérieur de différents produits irritants (particules, ozone, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote) ou allergènes (pollens divers), mais encore plus, à celui de l'environnement domestique que l'on considère être le grand responsable. L'on y retrouve de nombreux produits irritants (fumée de cigarettes, chauffage au bois, etc.) mais aussi de nombreux allergènes (acariens, animaux domestiques, blattes, rongeurs).

Herbe à poux

Le pollen de l'herbe à poux contient une substance qui provoque une rhinite allergique saisonnière communément appelée rhume des foins. Précisons que le pollen de l'herbe à poux est la principale cause du rhume des foins, mais ce dernier peut aussi être causé par d'autres allergènes. La population de la grande région de Montréal est exposée à des quantités importantes de pollen émis dans l'air par l'herbe à poux. La rhinite allergique saisonnière associée à cette exposition affecte près de 10% des citoyens et est responsable de coûts de santé importants.

Les principaux symptômes ressentis par les personnes qui en souffrent, sont les éternuements, la congestion, l'écoulement clair et les picotements au niveau du nez et au niveau des yeux, le larmolement et les picotements ou brûlements. L'impact sur la qualité de vie des personnes atteintes d'allergie à l'herbe à poux est, dans certains cas, suffisamment important pour obliger ces gens à s'absenter du travail ou de l'école. Notons que la rhinite allergique est un problème de santé qui affecte principalement les enfants et les jeunes adultes. La littérature scientifique des dernières années soulève la possibilité que l'effet allergique de l'herbe à poux pourrait être potentialisé en présence de certains polluants chimiques retrouvés dans l'air ambiant.

Gaz à effet de serre

Malgré l'hypothèse renforcée d'un réchauffement, conséquence d'un effet de serre accru à l'échelle mondiale, une grande incertitude entoure encore les facteurs qui régissent les variations régionales de température et de précipitations.

Notons que les problèmes sanitaires liés à la chaleur (mortalité, exacerbation de problèmes médicaux existants, problèmes respiratoires liés au smog, arboviroses et intoxications d'origine hydrique ou alimentaire) existent actuellement dans la grande région de Montréal et qu'il est difficile d'évaluer dans quelle mesure ils pourraient s'accroître, à partir des connaissances actuelles.

Couche d'ozone et cancers de peau

L'augmentation des cancers de la peau est observée depuis une quarantaine d'années alors que l'amincissement de la couche d'ozone semble avoir commencé au début des années 70. L'«épidémie» actuelle de cancers cutanés est donc plus associée à une peau de plus en plus dénudée lors de l'exposition au soleil des gens qu'à la diminution de la couche d'ozone. Malgré tout, l'amincissement de la couche d'ozone contribuera, dans le futur, à l'augmentation des cancers cutanés puisque alors l'exposition aux rayons ultraviolets sera encore plus grande, en supposant que les populations conservent les mêmes habitudes d'exposition au soleil.

Références bibliographiques

- ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienist). 1995-1996. *Threshold Limit Values (TLVs) for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices (BEIs)*. Cincinnati, OH., Technical Affairs Office. 138 p.
- ADAMS, E.M. ET AL. 1952. Vapour toxicity of carbon tetrachloride determined by experiments on laboratory animals. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.*, 6 : 50-66.
- ADAMS, W.C., SAVIN, W.M. ET CHRISTO, A.E. 1981. Detection of ozone toxicity during continuous exercise via the effective dose concept. *J. Appl. Physiol. : Respir. Environ. Exercise Physiol.*, 51 : 415-22.
- ALFHEIM, I. ET RAMDAHL, T. 1984. Contribution of wood combustion to indoor air pollution as measured by mutagenicity in Salmonella and polycyclic aromatic hydrocarbon concentration. *Environ. Mutagen.*, 6 : 121-30.
- ANDERSON, D.M. ET AL. 1994. *Dorland's Illustrated Medical Dictionary*. Philadelphia, PA., W.B. Saunders Company. 1940 p.
- ANNANDALE, D.D., DUXBURY, M.L. ET NEWMAN, P.G. 1983. Wood : the growing fuel of the future. *Search*, 14 : 263-8.
- ARTSOB, H. 1990. Arbovirus activity in Canada. *Arch. virol.*, (suppl. 1) : 249-58.
- ATKINSON, R. ET AREY, J. 1994. Atmospheric chemistry of gas-phase polycyclic aromatic hydrocarbons - Formation of atmospheric mutagens. *Environmental Health Perspectives*, 102 : 117-26.
- ATS (American Thoracic Society). 1985. Guidelines as to what constitutes an adverse respiratory health effect, with special reference to epidemiologic studies of air pollution. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 131-666.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1989. *Toxicological profile for benzene*. U.S. Department of Health and Human Services, U.S. Government Printing Office. 172 p.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992a. *Toxicological profile for 1,2-dibromoethane*. U.S. Department of Health and Human Services (TP-91/13), U.S. Government Printing Office. 148 p.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992b. *Toxicological profile for 1,3-butadiene*. U.S. Department of Health and Human Services (TP-91/07), U.S. Government Printing Office. 112 p.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992c. *Toxicological profile for carbon tetrachloride. Draft for public comment*. U.S. Department of Health and Human Services, U.S. Government Printing Office. 133 p.

BACHAND, S. 1996. *Herbe à poux : guide de gestion et nouvelles méthodes de contrôle*. Montréal. Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre., Direction de la santé publique. 202 p.

BAEK, S.O. ET AL. 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons : sources, fate and behaviour. *Water, Air, Soil Pollut.*, 60 : 279-99.

BARBEE, R.A. ET AL. 1981. Allergen Skin-test Reactivity in a Community Population Sample: Correlation with Age, Histamine Skin Reactions, and Total Serum Immunoglobulin E. *J. Allergy and Clin. Immunol.*, 68: 15-9.

BATES, D.V., BAKER-ANDERSON, M. ET SIZTO, R. 1990. Asthma attack periodicity: a study of hospital emergency visits in Vancouver. *Environ. Res.*, 51 : 41-70.

BECK, B.D., CALABRESE, E.J. ET ANDERSON, P.D. 1989. The use of toxicology in the regulatory process dans *Principles and methods of toxicology. Second edition*. New York, A.W. Hayes, ed, Raven Press, Ltd. 929 p.

BECKER, S. ET AL. 1991. Modulation of human alveolar macrophage properties by ozone exposure in vitro. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 110 : 403-15.

BENTON, G. ET AL. 1982. A study of occupant exposure to particulates and gases from woodstoves in home dans *Proceeding of 1981 International Conference on Residential Solid Fuels Impacts and Solutions*. Beavertown, Oregon Graduated Center. pp. 746-71.

BERWICK, M. ET AL. 1996. Screening for cutaneous melanoma by skin self-examination. *J. Natl. Cancer Inst.*, 88: 17-23.

BOIVIN, D.J. ET LACROIX, J. 1989. Étude du phénomène des vagues de chaleur en tant que catastrophe naturelle; une évaluation en matière de protection civile et de vulnérabilité municipale. *Le Climat*, 7 (2) : 18-51.

BOLDUC, D.G. ET AL. 1994. *Les pneus hors d'usage et le risque de transmission de maladies infectieuses par des moustiques : avis de santé publique*. Québec, Comité de santé environnementale du Québec. 20 p. + annexes.

BOND, G.G. ET AL. 1986. An Update of Mortality among Chemical Workers Exposed to Benzene. *British Journal of Industrial Medicine*, 43 : 685-91.

BOREK, C. ET AL. 1986. Ozone acts alone and synergistically with ionizing radiation to induce in vitro neoplastic transformation. *Carcinogenesis*, 10 : 1611-3.

BOREK, C. ET AL. 1989. Ozone and ultraviolet light act as additive cocarcinogens to induce in vitro neoplastic transformation. *Teratog. Carcinog. Mutagen.*, 9 : 71-4.

BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF ENVIRONMENT, LANDS AND PARKS. 1995. Reducing wood stove smoke : a burning issue. Victoria, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks.

BRODZINSKI, R. ET SING, H.B. 1983. *Volatile organic chemicals in the atmosphere: An assessment of available data*. Research Triangle Park, NC, U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA-600/3-83-027 (A).

BROWNING, K.G. ET AL. 1990. A questionnaire study of respiratory health in areas of high and low ambient wood smoke pollution. *Pediatr. Asthma Allergy Immunol.*, 4(3): 183-91.

BRUCKNER, J.V. ET AL. 1986. Oral toxicity of carbon tetrachloride: Acute, subacute and subchronic studies in rats. *Fund. Appl. Toxicol.*, 6(1) : 16-34.

BRUNEKREEF, B. ET AL. 1989. Home Dampness and Respiratory Morbidity in Children. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 140: 1363-7.

BRUNEKREEF, B. ET AL. 1994. Respiratory effects of low-level photochemical air pollution in amateur cyclists. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 150 : 962-6.

BRUNNEMAN, K.D. ET AL. 1990. Analysis of 1,3-butadiene and other selected gas-phase components in cigarette mainstream and sidestream smoke by gas chromatography-mass selective detection. *Carcinogenesis*, 11 : 1863-8.

BURNETT, R.T. ET AL. 1994. Effects of low ambient levels of ozone and sulphates on the frequency of respiratory admissions to Ontario hospitals. *Environ. Res.*, 65 : 172-94.

BURNETT, R.T. ET AL. 1995. Associations between ambient particulate sulfate and admissions to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases. *Am. J. Epidemiol.*, 142 : 15-22

BURNETT, R.T. ET AL. 1997. Association between ozone and hospitalization for respiratory diseases in 16 canadian cities. *Environ. Res.*, 72 : 24-31

BUTTERFIELD, P. ET AL. 1989. Woodstoves and indoor air: the effects on pre-schoolers' upper respiratory systems. *J. Environ. Health*, 52(3) : 172-3.

BYLIN, G. 1996. Controlled human studies of ozone exposure dans Health Risk Evaluation of Ozone. *Scand. J. Work Environ. Health*, 22 (suppl. 3) : 52-71.

CALABRESE, E.J. ET KENYON, E.M. 1991. *Air toxics and risk assessment*. Michigan, WI., Lewis Publishers, Inc. 662 p.

CALABRESE, E.J. ET KENYON, E.M. 1991a. Benzene dans *Air Toxics and Risk Assessment*. Michigan, WI., Lewis Publishers. pp. 145-9.

CALIFORNIA AIR POLLUTION CONTROL OFFICERS ASSOCIATION. 1992. *Air Toxics Hot Spots Program. Risk Assessment Guidelines*.

CASTELLSAGE, J. ET AL. 1995. Short-term association between air pollution and emergency room visits for asthma in Barcelona. *Thorax*, 50 : 1051-6.

CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement). 1995. *Environmental and health benefits of cleaner vehicles and fuels*. Rapport sommaire + 4 rapports supplémentaires. Ottawa, Groupe de travail sur les véhicules et carburants moins polluants. Pagination multiple.

CHARLSON, M.E. ET AL. 1987. A new method of classifying prognostic comorbidity in longitudinal studies: Development and validation. *J. Chron. Dis.*, 40 : 373-83.

CHRISTIN, C. ET MAZUR, R. 1994. *État de la situation sur l'herbe à poux dans l'île de Montréal*. Montréal, Direction Santé publique de Montréal-Centre. 35 p.

CLEVELAND, W.S., GRAEDEL, T.E. ET KLEINER, B. 1977. Urban formaldehyde : observed correlation with source emissions and photochemistry. *Atmos. Environ.*, 11 : 357-60.

CMHC (Canada Mortgage and Housing Corporation). 1991. *That nice «woody» smell: combustion spillage from residential wood heating systems*. Ottawa, Canada Mortgage and Housing Corporation (File No. 6718-10).

COHRSEN, J.J. ET COVELLO, V.T. 1989. *Risk analysis: a guide to principles and methods for analysing health and environmental risks*. Washington, DC, Council on Environmental Quality, Executive Office of the President. 407 p.

COLLIER, D.L. ET PARK, M. 1994. *State of Oregon PM₁₀ non attainment areas and areas of concern: progress report for residential woodburning emission reduction strategies (1993/94 winter heating season)*. Oregon, Oregon Department of Environmental Quality, Air Quality Division. 45 p.

COLLINS, J.F. 1991. Risk assessment for benzo(a)pyrene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 13 : 170-84.

COLLOFF, M.J. ET AL. 1992. The control of allergens of dust mites and domestic pets : a position paper. *Clin. Exp. Allergy*, 22 (Supp. 2) : 1-28.

COMTOIS, P. ET GAGNON, L. 1988. Concentration pollinique et fréquence des symptômes de pollinose: méthode pour déterminer les seuils cliniques. *Revue française d'Allergologie*, 14 (4) : 10-4.

CONNEY, A.H. 1982. Induction of microsomal enzymes by foreign chemicals and carcinogenesis by polycyclic aromatic hydrocarbons: G.H.A. Clowes memorial lecture. *Cancer Research*, 42 : 4 875-917.

CONSEIL DU PROGRAMME CLIMATOLOGIQUE CANADIEN. 1995. Répercussions pour le Canada des rapports d'évaluation du groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat - tour d'horizon. *Delta*, 6 (3-4) : 10-4 et 20.

COOPER, J.A. 1980. Environmental impact of residential wood combustion emissions and its implications. *JAPCA*, 30 : 855-61.

COOPER, J.A., CURRIE, L.A. ET KLOUDA, G.A. 1981. Assessment of contemporary carbon combustion sources to urban air particulate levels using carbon14 measurements. *Environ. Sci. Technol.*, 15 : 1045-50.

CORE, J.E., COOPER, J.A. ET NEULICHT, R.M. 1984. Current and projected impacts of residential wood combustion on Pacific Northwest air quality. *J. Air Pollution Control Ass.*, 31(2) : 138-43.

COTHAM, W.E. ET BIDDLEMAN, T.F. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in air at an urban and a rural site near Lake Michigan. *Environmental Science and Technology*, 29 : 2 782-9.

CSE (Comité de Santé Environnementale du Québec) et DSP (Direction de la Santé Publique) DE MONTRÉAL-CENTRE. 1994. *Estimation des coûts économiques liés aux effets allergènes de l'herbe à poux (pour l'année 1992)*. Sainte-Foy, Comité de santé environnementale du Québec. 32 p.

CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1986. *Règlement relatif à la qualité de l'air et remplaçant les règlements 44 et 44-1 de la communauté (Règlement 90)*. Montréal, Communauté urbaine de Montréal. 65 p.

CUM (Communauté urbaine de Montréal) 1996. *Rapport annuel de la qualité de l'air 1996. Sommaire des résultats*. Montréal, Service de l'environnement, Assainissement de l'air et de l'eau. 56 p.

DAHL, A.R. ET AL. 1990. Species differences in the metabolism and disposition of inhaled 1,3-butadiene and metabolites. *Environ. Health Perspec.*, 86 : 65-69.

DALES, R.E. ET AL. 1994. Prevalence of Childhood Asthma across Canada. *Int. J. Epidemiol.*, 23 : 775-81.

DANEAU, S. ET INFANTE-RIVARD, C. 1988. Hypothèses sur les changements dans la fréquence de l'asthme. *CMAJ*, 139 : 297-304.

DANN, T. 1987. *Benzene in the Ambient Air of Canadian Urban Areas. Sources and Exposures*. Ottawa, Environnement Canada. 36 p.

- DANN, T. 1994. *Ambient Air Measurements of Benzene at Canadian Monitoring Sites (1987-1993)*. Ottawa, Environnement Canada (Rapport no. PMD 94-4). 55 p.
- DASCH, J.M. 1982. Particulate and gaseous emissions from wood-burning fireplaces. *Environ. Sci. Technol.*, 16 (10) : 639-45.
- DEKONING, H.W., SMITH, K.R. ET LAST, J.M. 1985. Biomass fuel combustion and health. *Bull. WHO*, 63 : 11-26.
- DELAUNAY, M.M. 1992. *Mélanome cutané et des muqueuses superficielles*. Paris, Masson. 172 p.
- DELFINO, R.J. 1993. *Reliability of hospital data for population-based studies of air pollution. The relationship of urgent hospital admissions for respiratory illnesses to air pollution levels in Montreal. Doctoral Dissertation*, Montréal. Department of Epidemiology and Biostatistics, McGill University.
- DELFINO, R.J. ET AL. 1994. Estimation of unmeasured particulate air pollution data for an epidemiologic study of daily respiratory morbidity. *Environ. Research.*, 67 : 20-38.
- DELFINO, R.J. ET AL. 1996. *Daily asthma severity in relation to personal ozone exposure and outdoor fungal spores*. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 154 : 633-41.
- DELFINO, R.J., BECKLAKE, M.R. ET HANLEY, J.A. 1994a. The relationship of urgent hospital admissions for respiratory illnesses to photochemical air pollution levels in Montreal. *Environ. Research.*, 67 : 1-19.
- DEUTSCH-WENZEL, R.P. ET AL. 1983. Experimental studies in rat lungs on the carcinogenicity and dose-response relationships of eight frequently occurring environmental polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of the National Cancer Institute*, 71 : 539-44.
- DEVLIN, T.B. ET AL. 1991. Exposure of humans to ambient levels of ozone for 6.6 hours causes cellular and biochemical changes in the lung. *Am. J. Respir. Cell. Mol. Biol.*, 4 : 72-81.
- DILLON, D. ET AL. 1992. Ozone is mutagenic in Salmonella. *Environ. Mol. Mutagen.*, 19 : 331-7.
- DIMEO, M.J. ET AL. 1981. Threshold concentration of ozone causing an increase in bronchial reactivity in humans and adaptation with repeated exposures. *Am. Rev. Respir. Dis.* 124 : 245-8.
- DOCKERY, D.W. ET AL. 1993. An Association between air pollution and mortality in six cities. *N. Eng. J. Med.*, 329 : 1753-9.
- DOCKERY, D.W. ET POPE, C.A. 1994. Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annu. Rev. Public Health*, 15 : 107-32.

DOCKERY, D.W., SCHWARTZ, J. ET SPENGLER, J.D. 1992. *Air pollution and daily mortality: Associations with particulates and acid aerosols*. *Environ. Res.*, 59 : 362-73.

DRISCOLL, K.E. VOLLMUTH, T.A. ET SCHLESINGER, R.B. 1987. Acute and subchronic ozone inflation in the rabbit: response of alveolar macrophages. *J. Toxicol. Environ. Health*, 21 : 27-43

DUDLEY, S. E. ET GRAMM, W.L. 1997. EPA's ozone standard may harm public health and welfare. *Risk Anal.*, 17(4) : 403-5.

DURHAM, O.C. 1937. Evaluation of the ragweed hay fever resort areas of North America. *J. Allergy*, 8 : 175-80.

ELLEGARD, A. 1996. Cooking fuel smoke and respiratory symptoms among women in low-income areas in Maputo. *Environ. Health Perspect.*, 104(9) : 980-5.

ELWOOD, J.M., WHITEHEAD, S.M. ET GALLAGHER, R.P. 1989. Epidemiology of human malignant skin tumors with special reference to natural and artificial ultraviolet radiation exposures. *Carcinog. Compr. Surv.*, 11 : 55-84.

ENVIRONMENTAL HEALTH DIRECTORATE. 1988. *Reference Values for Canadian Population*. Ottawa, Environmental Health Directorate. Working Group on Reference Values, Bureau of Chemical Hazards.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1978. *A preliminary study of wood use for space heating in Canada (rapport interne)*. Ottawa, Ministère de l'Environnement du Canada.

ERNST, P. 1995. Le développement de l'allergie et de l'asthme : facteurs environnementaux dans *Formation médicale continue : Journées de santé environnementale 1995*. Québec, 16-17 nov., Université Laval, faculté de médecine. pp. 47-9.

ERNST, P. ET AL. 1995. Socio-economic Status and Indicators of Asthma in Children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 152 : 570-5.

FABRI-FORGET, M. 1993. *Rejets de HAP à l'environnement au Canada*. Montréal, Environnement Canada - Conservation et protection - Région du Québec. Pagination multiple + annexes.

FAIRLEY, D. 1990. The relationship of daily mortality to suspended particulates in Santa Clara County, 1980-1986. *Environ. Health Perspect.*, 89 : 159-68.

FERGUSON, A.C., PRICE, J.F. ET MITCHELL, I. 1993. Is there a Role for Early Therapeutic Intervention in Childhood asthma? *Annales CRMCC*, 4 : 236-40.

FERON, V.J. ET KRUYSSSE, A. 1977. Effects of exposure to acrolein vapour in hamsters simultaneously treated with benzo(a)pyrene or diethylnitrosamine. *J. Tox. Env. Health*, 3 : 379-94.

FOLINSBEE, L. J. ET AL. 1978. The influence of exercise on the pulmonary function changes due to exposure to low concentrations of ozone dans *Environmental stress: individual human adaptations*. New York, NY, Folinsbee, L. J. et al., eds. Academic Press. pp. 125-45.

FOLINSBEE, L. J. ET AL. 1994. Respiratory response to repeated prolonged exposure to 0,12 ppm ozone. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 149 : 98-105.

FOLINSBEE, L.J., MCDONELL, W.F. ET HORSTMAN, D. H. 1988. Pulmonary function and symptom responses after 6,6 hour exposure to 0,12 ppm ozone with moderate exercise. *JAPCA*, 38 : 28-35.

FRANCOEUR, L.-G. 1996. Cliche imposera au besoin le contrôle de l'herbe à poux. Montréal, *Le Devoir*, 1^{er} juin. p. A6.

FRASER, M.C., HARTGE, P. ET TUCKER, M.A. 1991. Melanoma and nonmelanoma skin cancer: epidemiology and risk factors. *Semin. Oncol. Nurs.*, 7(1) : 2-12.

GALLAGHER, R.P. ET AL. 1995. Sunlight exposure, pigmentary factors and risk of nonmelanocytic skin cancer. *Arch. Dermatol.*, 131 : 157-63.

GAMBLE, J.F. ET LEWIS, R.J. 1996. Health and respirable particulate (PM₁₀) air pollution: a causal or statistical association? *Environ. Health Perspect.*, 104 (8) : 838-50.

GEHRING, P.J. ET AL. 1991. Solvents, fumigants, and related compounds dans *Handbook of pesticide toxicology*. New York, Hayes, W.J.Jr. and Laws, E.R.Jr (eds), Academic Press Inc. 1578 p.

GEORGHIOU, P.E. ET SNOW, D. 1982. *An investigation of formaldehyde gas levels in houses in St. John's Newfoundland*. Ottawa, Canada, Environmental Health Directorate, Departement of National Health and Welfare. Publication No. 82-EHD-83.

GERMAIN, A. 1997. *Hydrocarbures aromatiques polycycliques: état de la situation au Québec de 1989 à 1994*. Montréal, P.Q., Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région de Québec. Pagination multiple.

GERVAIS, A. ET AL. 1994. *Pollution de l'air et asthme*. Montréal, Département de médecine préventive, Hôpital Saint-Luc. Texte non publié.

GILMOUR, M.I. ET AL. 1991. Suppression and recovery of the alveolar macrophage phagocytic system during continuous exposure to 0,5 ppm ozone. *Exp. Lung Res.*, 17 : 547-58.

GOLDBERG, M.S. 1996. Particulate air pollution and daily mortality. Who is at risk? *J. Aerosol Medicine*, 9 : 43-53.

GONG, H. JR ET AL. 1986. Impaired exercise performance and pulmonary function in elite cyclists during low-level ozone exposure in a hot environment. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 134 : 726-33.

GORI, G.B. 1996. Science, imaginable risks, and public policy: anatomy of a mirage. *Reg. Toxicol. Pharmacol.*, 24 : 304-11.

GOULET, L. 1996. *Prévalence et gravité des symptômes d'allergie respiratoire chez les résidents de l'île de Montréal : Rapport d'enquête*. Montréal, Unité de santé au travail et environnementale, Direction de la santé publique de Montréal-Centre. 20 p. + annexes.

GOUVERNEMENT DU CANADA. 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire; rapport d'évaluation: benzène dans *Loi Canadienne sur la protection de l'Environnement*. Ottawa, Gouvernement du Canada. 41 p.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 1994. *Règlements sur la qualité du milieu de travail*. S-2.1, r.15. Québec, Éditeur officiel du Québec. 107 p.

GRANT, L.D. 1991. Effets du changement climatique et de l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique sur la santé humaine dans *Le changement climatique mondial - santé et priorités: résumé d'un atelier*. Ottawa, 28 octobre, Santé Canada. 79 p.

GREENLAND, S. et ROBINS, J. 1994. Invited commentary: Ecologic studies - Biases, misconceptions, and counterexamples. *Am. J. Epidemiol.*, 139 : 747-60.

GRIMMER, G. 1983. *Environmental Carcinogens : Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Boca Raton, FL., CRC Press. 261 p.

GROSJEAN, D. ET SWANSON, R.D. 1983. Carbonyls in Los Angeles air: contribution of direct emissions and photochemistry. *Sci. Total Environ.*, 29 : 65-85.

GUIDOTTI, T.L. 1995. *Ambient Air Quality and Human Health : Current Concepts*. Edmonton, Université de l'Alberta. 47 p.

HAMELIN, C. 1985. Production of single - and double- strand breaks in plasmid DNA by ozone. *Inr. J. Radiat. Oncol. Biol. Phys.*, 11 : 253-7.

HARRISON, R.M., SMITH, D.J.T. ET LUHANA, L. 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U.K. *Environmental Science and Technology*, 30 : 825-32.

HASSET, C. ET AL. 1985. Murine lung carcinogenesis following exposure to ambient ozone concentrations. *J. Natl. Cancer Inst.*, 75 : 771-7.

HATTEMER-FREY, H.A., TRAVIS, C.C. ET LAND, M.L. 1990. Benzene: Environmental Partitioning and Human Exposure. *Environmental Research*, 53 : 221-32.

HATZAKIS, A. ET AL. 1986. Short-term effects of air pollution on mortality in Athens. *Int. J. Epidemiol.*, 15 : 73-81.

HAWTHORNE, S.B. ET AL. 1988. Identification of methoxylated phenols as candidate tracers for atmospheric wood smoke pollution. *Environ. Sci. Technol.*, 22 : 1191-6.

HAWTHORNE, S.B. ET AL. 1989. Collection and quantitation of methoxylated phenol tracers for atmospheric pollution from residential wood stoves. *Environ. Sci. Technol.*, 23 : 470-5.

HAZUCHA, M.J., FOLINSBEE, L.J. ET SEAL, E. 1992. Effects of steady-state and variable ozone concentration profiles on pulmonary function. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 146 : 1487-93.

HECK, H.D. A. ET AL. 1985. Formaldehyde (CH₂O) concentrations in the blood of humans and Fisher-344 rats exposed to CH₂O under controlled conditions. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 46 : 1-3.

HEMMINKI, K., ET PERSHAGEN, G. 1994. Cancer risk of air pollution - Epidemiological evidence. *Environmental Health Perspectives*, 102 (suppl. 4) : 187-92.

HENDERSON, F.W. ET AL. 1995. Correlates of recurrent wheezing in school-age children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 151 : 1786-93.

HENDERSON, R.F. ET AL. 1993. Species differences in the metabolism of 1,3-butadiene in vivo dans *Butadiene and styrene: assessment of health hazards*. Lyon, International Agency for Research on Cancer, (IARC, Scientific Publications No 127). pp. 57-64.

HEUSSEN, G.A.H. ET AL. 1994. ³²P-postlabelling analysis of DNA adducts in white blood cells of humans exposed to residential wood combustion particulate matter. *Env. Mol. Mutagen.*, 23 : 121-7.

HODGE, W.G., WHITCHER, J.P. ET SALARIANO, W. 1995. Risk factors for agerelated cataracts. *Epidemiologic Reviews*, 17(2) : 336-46.

HOLCOMB, L.C. ET SEABROOK, B.S. 1995. Indoor concentrations of volatile organic compounds: implications for comfort, health and regulation. *Indoor Environ.*, 1995 (4) : 7-26.

HOLLIDAY M.G. ET PARK, J.M. 1989. *Exposure of Canadians to Benzene*. Ottawa, Santé Canada. 52 p.

HONICKY, R.E. ET OSBORNE, S.J. 1991. Respiratory effects of wood heat: clinical observations and epidemiologic assessment. *Environ. Health Perspec.*, 95 : 105-9.

HORSTMAN, D.H. ET AL. 1990. Ozone concentration and pulmonary response relationships for 6,6-hour exposures with five hours of moderate exercise to 0,08, 0,10 and 0,12 ppm. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 142 : 1158-63.

HORTSMAN, D.H. ET AL. 1995. Comparison of pulmonary responses of asthmatic and nonasthmatic subjects performing light exercise while exposed to a low level of ozone. *Toxicol. Ind. Health*, 11: 369-85.

HORVATH, S.M. ET AL. 1991. Alterations in pulmonary function parameters during exposure to 80 ppb ozone for 6.6 hours in healthy middle aged individuals *dans Tropospheric ozone and the environment: papers from an international conference*. March 1990, Los Angeles. Berglund, R.L., Lawson, D. R., and McKee, D. J., eds. Air and Waste Management Association (A&WMA transaction series no. TR-19). pp. 59-70.

HORVATH, S.M., GLINER, J.A. ET MATSEN-TWISDALE, J.A. 1979. Pulmonary function and maximum exercise responses following acute ozone exposure. *Aviat. Space Environ. Med.*, 50 : 901-5.

HOUGH, M. 1988. Oregon's approach to reducing residential woodsmoke as part of the PM₁₀ strategy *dans* Trans. PM₁₀ implementation and standards. San Francisco, *Air Pollut. Control Assoc.* pp. 646-53.

HSDB (Hazardous Substance Data Bank). 1995. *Hazardous substance data bank on Acrolein*. Cincinnati, OH., Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Environmental Health and Safety Series. Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 oct. 1995.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1982a. Benzene *dans* Some Industrial Chemicals and Dyestuffs *dans IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*. Lyon, World Health Organization. pp. 93-148.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1982b. Chemicals, industrial processes and industries associated with cancer in humans *dans IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans*. Lyon, World Health Organization.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1983. Chemical, environmental and experimental data *dans IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Polynuclear aromatic compounds, volume 32*. Lyon, IARC et World Health Organization. pp. 1-477.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1985. Acrolein *dans IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks of Chemicals to Humans*, 36 : 133-61.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1987. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Overall evaluations of carcinogenicity : an updating of IARC monographs Volumes 1 to 42. Supplement 7*. Lyon, World Health Organization.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1992. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Solar and ultraviolet radiation*. United Kingdom, World Health Organization. 316 p.

INFANTE, P.F. ET AL. 1977. Benzene and Leukemia. *The Lancet*, 2 : 867-9.

INFANTE-RIVARD, C. 1993. Childhood asthma and indoor environmental risk factors, *Am.J. Epidemiol.*, 137 : 834-44.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1995. *Technical Summary Forming Part of the Contribution of Working Group*. Washington, D.C., WMO-UNEP. 50 p.

JOLICOEUR, N. ET CHRISTIN, C. 1994. *Estimation des coûts économiques liés aux effets allergènes de l'herbe à poux*. Montréal. Direction Santé publique de Montréal-Centre. 30 p.

KAISERMAN, M.J. ET RICKERT, W.S. 1992. Carcinogens in tobacco smoke: benzo(a)pyrene from Canadian cigarettes and cigarette tobacco. *American Journal of Public Health*, 82 : 1 023-6.

KALKSTEIN, L.S. 1993. Direct Impacts in Cities. *Lancet*, 342 : 1397-9.

KARJALAINEN, S., SALO, H. ET TEPPPO, L. 1989. Basal cell and squamous cell carcinoma of the skin in Finland. Site distribution and patient survival. *Int. J. Dermatol.*, 28 : 445-50.

KATSOUYANNI, K. ET AL. 1990. Air pollution and cause specific mortality in Athens. *J. Epidemiol. Commun. Health*, 44 : 321-4.

KATSOUYANNI, K. ET AL. 1993. Evidence for interaction between air pollution and high temperature in the causation of excess mortality. *Arch. Environ. Health*, 48 : 235-42.

KAZANTZIS, G. ET BOMFORD, R.R. 1960. Dyspepsia due to inhalation of carbon tetrachloride vapour. *Lancet*, 13 : 360-62.

KERNS, W. ET AL. 1983. Carcinogenicity of formaldehyde in rats and mice after long-term inhalation exposure. *Cancer Res.* 43: 4282-93.

KEVANY, J., ROONEY, M. ET KENNEDY, J. 1975. Health effects of air pollution in Dublin. *Irish J. Med. Sci.*, 144 : 102-15.

KILBOURNE, E.M. 1990. Atmospheric Change and Temperature-Related Health Effects dans *Global Atmospheric Change and Public Health*. New York, Elsevier Science. pp. 89-100.

KINNEY, P.L. ET ÖZKAYNAK, H. 1991. Associations of daily mortality and air pollution in Los Angeles County. *Environ. Res.*, 54 : 99-120.

KITCHENS, J.F. ET AL. 1976. *Investigation of selected potential environmental contaminants: formaldehyde*. Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency (ARC-49-5681). 204 p.

KOENIG, J. Q. ET AL. 1985. Acute effects of 0,12 ppm ozone or 0,12 ppm nitrogen dioxide on pulmonary function in healthy and in asthmatic adolescents. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 132 : 648-51.

KOENIG, J. Q. ET AL. 1987. The effects of ozone and nitrogen dioxide on pulmonary function in healthy and in asthmatic adolescents. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 136: 1152-7.

KOENIG, J. Q. ET AL. 1988. The pulmonary effects of ozone and nitrogen dioxide alone and combined in healthy and asthmatic adolescent subjects. *Toxicol. Ind. Health*, 4: 521-32.

KOENIG, J.Q. ET AL. 1990. Prior Exposure to Ozone Potentates Subsequent Response to Sulphur Dioxide in Adolescent Asthmatic Subjects. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 141 : 377-80.

KOENIG, J.Q. ET AL. 1993. Pulmonary function changes in children associated with fine particulate matter. *Environ. Research*, 63 : 26-38.

KOREN, H.S. ET AL. 1989. Ozone-induced inflammation in the lower airways of human subjects. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 139 : 407-15.

KOSUMBO, W.J. ET AGARWAL, S. 1990. Induction of DNA damage in cultured human lung cells by tobacco smoke arylamines exposed to ambient levels of ozone. *Am. J. Respir. Cell Mol. Biol.*, 3 : 711-8.

KREIT, J. W. ET AL. 1989. Ozone-induced changes in pulmonary function and bronchial responsiveness in asthmatics. *J. Appl. Physiol.* 66: 217-22

KREWSKI, D., THORSLUND, T. ET WITHEY, J. 1989. Carcinogenic risk assessment of complex mixtures. *Toxicology and Industrial Health*, 5 : 851-67.

KRICKER, A. ET AL. 1991. Pigmentary and cutaneous risk factors for nonmelanocytic skin cancer-a case-control study. *Int. J. Cancer*, 48 : 650-62.

KRUPNICK, A.J., HARRINGTON, W. ET OSTRO, B. 1990. Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data. *J. Environ. Econom. Manag.*, 18 : 1-18.

KRZYSANOWSKI, M. ET WOJTYNIAK, B. 1991. Air pollution and daily mortality in Cracow. *Public Health Rev.*, 92 : 73-81.

- KULLE, T.J. ET AL. 1982. Duration of pulmonary function adaptation to ozone in subjects with chronic bronchitis. *Environ. Res.*, 34 : 55-63.
- KUTZMAN, R.S. 1981. *A subchronic inhalation study of Fischer 344 rats exposed to 0, 0.4, 1.4 or 4.0 ppm acrolein*. Upton, NY, Brookhaven National Laboratory. National Toxicology Program (Interagency Agreement No. 222-Y01ES-9-0043).
- LAMBERT, W.E. ET SAMET, J.M. 1994. Combustion products: nitrogen dioxide, carbon monoxide and wood smoke. *Immunol. Allergy Clin. N. Am.*, 14(3) : 607-20
- LANDOLPH, J. R. 1994. *Neoplastic transformation of mammalian cells by carcinogenic-metal compounds: cellular and molecular mechanisms* dans *Biological effects of heavy metals: v. II; metal carcinogenesis*. Boca Raton, Fl., Foulkes, E. C. (ed), CRC Press, pp. 1-18.
- LAPLANTE, L., POULIN, P. ET RANGER, F. 1992. *La prévalence de la rhinite allergique à Laval*. Laval, DSC Cité de la santé de Laval. 24 p. + annexes.
- LARSON, T.V. ET AL. 1990. *Urban air toxics mitigation study*. Report submitted to Puget Sound Air Pollut. Control Agency.
- LARSON, T.V. ET KOENIG, J.Q. 1994. Wood smoke: emissions and noncancer respiratory effects. *Annual Rev. Public Health.*, 15 : 133-56.
- LAST, J.M. 1991. Global Environment, Health, and Health Services dans *MaxcyRosenau-Last : Public Health and Preventive Medicine*. Norwalk, Conn, Appleton & Lange. pp. 677-84.
- LAURITZEN, S.K. ET ADAMS, W.C. 1985. Ozone inhalation effects consequent to continuous exercise in females: comparison to males. *J. Appl. Physiol.*, 59 : 1601-6.
- LAUWERYS, R.R. 1990. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. 3ième édition. Paris, Masson. 690 p.
- LEAF, A. 1989. Potential Health Effects of Global Climatic and Environmental Changes. *N. Engl. J. Med.*, 321 : 1577-83.
- LEBRET, E. ET AL. 1986. Volatile organic compounds in dutch homes. *Environment International*, 12 : 323-32.
- LECLAIR, R. 1980. *Survey of wood fuel use on Prince-Edward Island*. P.E.I., Institute of man and resources

- LEIKAUF, G.D. ET AL. 1993. Ozonolysis products of membrane fatty acids activate eicosanoid metabolism in human airway epithelial cells. *Am. J. Respir. Cell Mol. Biol.*, 9 : 594-602.
- LESAGE, J., PERRAULT, G. ET DURAND, P. 1987. Evaluation of worker exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 48 : 753-9.
- LEWIS, C.W. ET ENFIELD, W. 1985. Origins of carbonaceous aerosol in Denver and Albuquerque during winter. *Environ. Int.*, 11 : 243-7.
- LIANG, C.K. ET AL. 1988. Natural inhalation exposure to coal smoke and wood smoke induces lung cancer in mice and rats. *Biomed. Environ. Sciences*, 1: 42-50.
- LIJINSKI, W. ET REUBER, M.D. 1987. Chronic carcinogenesis studies of acrolein and related compounds. *Toxicol. Ind. Health*, 3(3) : 337-45.
- LINN, W.S. ET AL. 1994. Effects of prolonged, repeated exposure to ozone, sulphuric acid, and their combination in healthy and asthmatic volunteers. *Am. J. Respir. Crit. Med.*, 150 : 431-40.
- LIOY, P.L. ET AL. 1988. The total human environmental exposure study (THEES) to benzo(a)pyrene : comparison of the inhalation and food pathways. *Archives of Environmental Health*, 43 : 304-12.
- LIPPMAN, M. 1988. Health significance of pulmonary function responses to airborne irritants. *JAPCA*, 38(7) : 881-7.
- LIU, L.J.S., DELFINO, R.J. ET KOUTRAKIS, P. 1997. Ozone exposure assessment in a Southern California community. *Env. Health Perspect.*, 105 (1) : 58-65.
- LOENING, K. ET AL. 1990. *Polynuclear aromatic hydrocarbons. Nomenclature guide*. Columbus, OH., Battelle Press. 87 p.
- LOFROTH, G. ET AL. 1989. Characterisation of environmental tobacco smoke. *Environ. Sci. Technol.*, 23 : 610-14.
- LOGAN J. A. 1985. Tropospheric ozone: seasonal behaviour, trends and anthropogenic influence. *J. Geophys. Res.*, 90 : 10 463-82.
- LOVATO, C., SHOVELLER, J. ET RIVERS, J. 1997. *National Survey on Sun Exposure and Protective Behaviors : Final Report*. Vancouver, Institute of Health Promotion Research, UBC. 59 p. + annexes.
- LUTTER, R. ET MORRALL, J.F. 1994. Health-health analysis: a new way to evaluate health and safety regulation. *J. Risk Uncertainty*, 8 : 43-66.

- MALDAGUE, M. 1983. *Utilisation du bois de chauffage en milieu rural au Québec*. Québec, Faculté de foresterie, Université Laval. Conseil de recherches en sciences humaines du Canada.
- MANFREDI, J. ET AL. 1996. *Distribution and Determinants of Asthma and Asthma-Like Conditions in the Adult Population of Canada (résultats préliminaires)*. Winnipeg, Université du Manitoba, National Health Research and Development Program (projet no 6607-1577-58). 29 p. + annexes.
- MANFREDI, J. ET AL. 1993. Trends in Physician-diagnosed Asthma Prevalence in Manitoba between 1980 and 1990. *Chest*, 103 : 151-7.
- MARBURY, M.C. 1991. Wood Smoke dans *Indoor air pollution: a health perspective*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press. pp. 209-223.
- MARBURY, M.C. ET KRIEGER, R.A. 1991. Formaldehyde dans *Indoor air Pollution : a Health Perspective*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press. 407 p.
- MARCUS, W.L. 1990. Chemical of Current Interest - Benzene dans *Advances in Modern Environment Toxicology*. Princeton (N.J.), Princeton Scientific Publishing Co. 235 p.
- MARTINEZ, F.D., CLINE, M. ET BURROWS, B. 1992. Increased Incidence of Asthma in Children of Smoking Mothers. *Pediatrics*, 89: 21-6.
- MCDONNELL, W.F. ET AL. 1983. Pulmonary effects of ozone exposure during exercise: dose-response characteristics. *J. Appl. Physiol. : Respir. Environ. Exercise Physiol.*, 54: 1345-52.
- MCDONNELL, W.F. ET AL. 1991. Respiratory response of human exposed to low levels of ozone for 6,6 hours. *Arch. Environ. Health*, 46 (3) : 145-50.
- MCKITTRICK, T. ET ADAMS, W. C. 1995. Pulmonary function response to equivalent doses of ozone consequent to intermittent and continuous exercise. *Arch. Environ. Health*, 50 (21) : 153-8.
- MCMICHAEL, A.J. 1993. Global Environmental Change and Human Population Health : A Conceptual and Scientific Challenge for Epidemiology. *Int. J. Epidemiol.*, 22(1) : 1-8.
- MEEK, M.E., CHAN, P.K.L. ET BARTLETT, S. 1994. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Review*, C12 : 443-52.
- MEINHARDT T.J. ET AL. 1982. Environmental epidemiologic investigation of the styrene-butadiene rubber industry. *Scand. J. Work Environ. Health*, 8 : 250-9.
- MELNIC, R, HUFF, J. ET MILLERS, R. 1989. Toxicology and carcinogenicity of 1,3-butadiene dans *Assessment of inhalation hazards: Integration and extrapolation using diverse data*. New York, NY, Mohn, U, (ed), Spriger-Verlag. pp. 177-88.

MELNICK, R.L., SHACKELFORD, C.C. ET HUFF, J. 1993. Carcinogenicity of 1,3-butadiene. *Env. Health Perspec.*, 100 : 227-36.

MER (Ministère de l'Énergie et des Ressources). 1981. *Étude de marché pour le bois de chauffage et les poêles à bois*. Québec, ministère de l'Énergie et des ressources du Québec.

MOMAS, I., CIMPELLI, S. ET FESTY, B. 1994. Effets de l'inhalation d'ozone sur la santé: bilan des expositions humaines contrôlées réalisées entre 1980 et 1993. *Pollution Atm.*, (avril-juin) : 66-74.

MORRIS, R. D., NAUMOVA, E.N. ET MUNASINGHE, R.L. 1995. Ambient air pollution and hospitalisation for congestive heart failure among elderly people in seven large US cities. *Am. J. Public Health*, 85 : 1361-5.

MOSCHANDREAS, D.J., ZABRANSKY, J. ET RECTER, H.E. 1980. The effect of woodburning on the indoor residential environment. *Environ. Int.*, 4 : 463-8.

MUMFORD, J.L. ET AL. 1987. Lung cancer and indoor air pollution in Xuan Wei, China. *Science*, 235 : 217-20.

NEAL, J. ET RIGDON, R.H. 1967. Gastric tumors in mice fed benzo(a)pyrene : A quantitative study. *Texas Reports on Biology and Medicine*, 25 : 553-7.

NELIGAN, R.E. 1962. Hydrocarbons in the Los Angeles atmosphere. *Arch. Environ. Health*, 5: 581-91.

NORTHLAND ASSOCIATES. 1980. *Fuel wood consumption in Newfoundland*. Newfoundland, Northland Associates Ltd, Newfoundland Forest Research Center (Report N-X-177.)

NTP (National Toxicology Program). 1982. *Carcinogenesis bioassay of 1,3-dibromomethane in F344 rats and B6C3F1 mice (inhalation study)*. (NTP-80-28. NIH Pub. No 82-1766).

NTP (National Toxicology Program). 1984. *Toxicology and carcinogenesis studies of 1,3-Butadiene (CAS 106-99-0) in B6C3F1 mice (inhalation studies)*. National Toxicology Program. Draft report on the toxicology and carcinogenesis studies of 4-vinylcyclohexane in F334/N rats and 6C3F1 mice. NIH Publication No. 85-2559.

NYBERG, F. ET PERSHAGEN, G. 1996. Epidemiologic studies on ozone in Health Risk Evaluation of Ozone. *Scand. J. Work Environ. Health*, 22 (suppl. 3) : 72-98.

O'HOLLAREN, M.T. ET AL. 1991. Exposure to an Aeroallergen as a Possible Precipitating Factor in Respiratory Arrest In Young Patients with Asthma. *New England J. M.*, 324 : 359-63.

OSBORNE, S.J. ET HONICKY, R.E. 1986. Health effects of heating with wood: chest illness in young children and indoor heating with woodburning stoves dans *The human equation: health and comfort*. Atlanta, GA., American Society for Heating, Refrigeration and Air-Conditioning Engineers. pp. 17-22.

OSTRO, B. 1993. The association of air pollution and mortality: Examining the case of inference. *Arch. Environ. Health*, 48 : 336-42.

OSTRO, B.D. ET AL. 1993. Air pollution and respiratory morbidity among adults in southern California. *Am. J. Epidemiol.*, 137(7) : 691-700.

OTT, G.M. ET AL. 1978. Mortality among Individuals Occupationally Exposed to Benzene. *Archives of Environmental Health*, 33 : 3-10.

OTT, M.G. ET AL. 1980. Mortality experience of 161 employees exposed to ethylene dibromide in two production units. *Br. J. Ind. Med.* 37: 163-8.

PATZ, J.A. ET AL. 1996. Global Climate Change and Emerging Infectious Diseases. *JAMA*, 275(3) : 217-23.

PEAT, J.K. ET AL. 1994. Changing Prevalence of Asthma in Australian Children. *Br. Med. J.*, 308 : 1591- 6.

PETRY, T., SCHMID, P. ET SCHLATTER, C. 1996. The use of toxic equivalency factors in assessing occupational and environmental health risk associated with exposure to airborne mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, 32 : 639-48.

POMPEI, P., CHARLSON, M.E. ET DOUGLAS J.R, R.G. 1988. Clinical assessments as predictors of one year survival after hospitalisation: Implications for prognostic stratification. *J. Clin. Epidemiol.*, 42 : 275-84.

POPE, C.A. ET AL., 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 151: 669-74.

POPE, C.A., SCHWARTZ, J. ET RANSOM, M.R. 1992. Daily mortality and PM₁₀ pollution in Utah Valley. *Arch. Environ. Health*, 47 : 211-7.

PRAUD, J.P. 1993. Contrôle de l'environnement et asthme pédiatrique. *Le clinicien* (septembre): 107-25.

PRYOR, W.A., WANG, K. ET BERMUDEZ, E. 1992. Cholesterol ozonation products as biomarkers for ozone exposure in rats. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, 188 : 618-23.

QURAISHI, T.A. 1985. Residential wood burning and air pollution. *Int. J. Environ. Studies*, 24: 19-33.

RASMUSSEN, R.E. 1986. Inhibition of DNA replication by ozone in Chinese hamster V79 cells. *J. Toxicol. Environ. Health*, 17 : 119-28.

RAU, J.A. 1989. Composition and size distribution of residential wood smoke particles. *Aerosol Science Technol.*, 10 : 181-92.

RHAINDS, M. ET DE GUIRE, L. 1994. *Protocole concernant l'implantation d'un projet-pilote pour améliorer la déclaration et la surveillance des cancers cutanés au Québec*. Québec, Centre de santé publique. 48 p.

RINSKY, R.A. ET AL. 1987. Benzene and Leukemia. *New England Journal of Medicine*, 316 (17) : 1044-50.

RINSKY, R.A., YOUNG R.J. ET SMITH A.B. 1981. Leukemia in Benzene Workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 2 : 217-45.

ROCHE ENVIROBEC. 1983. *Quantification et prévision des émissions provenant du chauffage résidentiel au bois au Québec*. Sainte-Foy, Roche Envirobec et Associés, Ltd. Environnement Canada, (12SD.KE303-2-0217). 128 p.

ROMIEU, I. ET AL. 1995. Effects of urban air pollutants on emergency visits for childhood asthma in Mexico City. *Am. J. Epidemiol.*, 141 : 546-53.

ROTHMAN, K. J. 1982. Causation and causal inference dans *Cancer Epidemiology and Prevention*. Philadelphia, PA. Eds, Schottenfeld, D. et Fraumeni, J. F. Saunders., pp. 15-22.

ROUSSEL, R., ALLAIRE, M. ET FRIAR, R.S. 1992. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons at a point source of emissions. Part A: Identification and determination of polycyclic aromatic compounds in airborne particulate matter near a horizontal stud Soderberg plant. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 42 : 1 609-13.

RUSSELL JONES, R. 1987. Ozone depletion and cancer risk. *Lancet*, 8556 : 443-6.

SAHH, J.J., ET SINGH, H.V. 1988. Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air. *Environ. Sci. Technol.*, 22 : 1381-8.

SALDIVA, P.H.N. ET AL. 1994. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in Sao Paulo, Brazil: A preliminary report. *Environ. Res.*, 65 : 218-25.

SANTÉ CANADA. 1991. *Le changement climatique mondial - santé et priorités : résumé d'un atelier*. Ottawa, Direction de l'hygiène du milieu. 79 p.

SANTÉ CANADA. 1992. Compte-rendu du colloque sur les maladies liées au rayonnement ultraviolet. Ottawa (Ontario), 24-26 mars. *Maladies chroniques au Canada*, 1992 : 13 (5): S1-S46.

SBSC (Santé et Bien-Être Social Canada). 1987. *Directives d'exposition concernant la qualité de l'air des résidences. Rapport du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail*. Ottawa, Santé Canada. 26 p.

SANTÉ-QUÉBEC. 1988. *Et la santé, ça va?* Rapport de l'enquête Santé Québec, Tome 2. Les Publications du Québec.

SANTODONATO, J., ET AL. 1985. *Monograph on human exposure to chemicals in the workplace: Ethylene dibromide (EDB)*. Syracuse, New York, Center for Chemical Hazard Assessment. Syracuse Research Corporation. SRC TR 84-622. 22 p.

SCHIMMEL, H. ET MURAWSKI, T.J. 1976. The relation of air pollution to mortality. *J. Occup. Med.*, 18 : 316-33.

SCHLESINGER, R.B. ET DRISCOLL, K.E. 1987. Mucociliary clearance from the lungs of rabbits following single and intermittent exposures to ozone. *J. Toxicol. Environ. Health*, 20 : 125-34.

SCHLESSELMAN, J.J. 1978. Assessing effects of confounding variables. *Am. J. Epidemiol.*, 108 : 3-8.

SCHNATTER, A.R. ET AL. 1993. A Retrospective Mortality Study among Canadian Petroleum Marketing and Distribution Workers. *Environmental Health Perspectives*, 101 (Suppl.6) : 85-99.

SCHWARTZ, J. 1991. Particulate air pollution and daily mortality in Detroit. *Environ. Res.*, 56 : 204-13.

SCHWARTZ, J. 1993. Air pollution and daily mortality in Birmingham, Alabama. *Am. J. Epidemiol.*, 137 : 1136-47.

SCHWARTZ, J. 1994a. Air pollution and hospital admissions for the elderly in Detroit, Michigan. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 150 : 648-55.

SCHWARTZ, J. 1994b. Air pollution and hospital admissions for the elderly in Birmingham, Alabama. *Am. J. Epidemiol.*, 131 (6) : 589-98.

SCHWARTZ, J. 1994c. Air pollution and daily mortality: A review and meta analysis. *Environ. Res.*, 64 : 36-52.

SCHWARTZ, J. 1994d. What are people dying of on high pollution days? *Environ. Res.*, 64 : 26-35.

SCHWARTZ, J. 1994e. Total suspended particulate matter and daily mortality in Cincinnati, Ohio. *Environ. Health Perspect.*, 102 : 186-9.

SCHWARTZ, J. 1994f. PM₁₀, ozone, and hospital admissions for the elderly in Minneapolis-St. Paul, Minnesota. *Arch. Environ. Health*, 49 : 366-74

SCHWARTZ, J. 1995. Short term fluctuations in air pollution and hospital admissions of the elderly for respiratory disease. *Thorax*, 50 : 531-8.

SCHWARTZ, J. 1997. Health effects of air pollution from traffic: ozone and particulate matter *dans Health at the crossroads: Transport Policy and Urban Health*. New York, Fletcher, T. and McMichael, A. J. eds. John Wiley & Sons. pp 62-83.

SCHWARTZ, J. ET AL. 1993. Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am. Res. Respir. Dis.*, 147 : 826-831.

SCHWARTZ, J. ET DOCKERY, D.W. 1992a. Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 145 : 600-4.

SCHWARTZ, J. ET DOCKERY, D.W. 1992b. Particulate air pollution and daily mortality in Steubenville, Ohio. *Am. J. Epidemiol.*, 135 : 12-9.

SCHWARTZ, J. ET MARCUS, A. 1990. Mortality and air pollution in London: A time series analysis. *Am. J. Epidemiol.*, 131: 185-94.

SCHWARTZ, J. ET MORRIS, R. 1995. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Am. J. Epidemiol.*, 142 : 23-35.

SEARS, M.R. ET AL. 1989. The Relative Risks of Sensitivity to Grass Pollen, House Dust Mite and Cat Dander in the Development of Childhood Asthma. *Clinical and Experimental Allergy*, 19 : 419-24.

SELTZER, J. ET AL. 1986. O₃-induced change in bronchial reactivity to methacholine and airway inflammation in humans. *J. Appl. Physiol.*, 60 : 1321-6.

SHAH, J.J. ET HEYERDAHL, E.K. 1988. *National ambient volatile organic compound (VOCS) database update*. Washington, Environmental Protection Agency. EPA 600/3-88-010. 54 p.

SHOPE, R. 1991. Global Climate Change and Infectious Diseases. *Environ. Health Perspect.*, 96 : 171-4.

SIMMONDS, P.G. ET AL. 1988. Carbon tetrachloride lifetimes and emissions determined from daily global measurements during 1978-1985. *J. Atmospheric. Chem.*, 7 : 35-58.

SINSHEIMER, P. 1991. The risks of economic modelling before establishing the causal inference. *Risk Anal.*, 11(2) : 187-8.

SLOOFF, W. ET AL. 1989. *Integrated criteria document PAHs*. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection. (Report no. 758474011). 199 p.

- SMITH, K.R. ET AL. 1986. Carbon monoxide and particulates from cooking stoves: results from a simulated village kitchen dans *Indoor Air: Proc. Third Int. Conf. Indoor Air Quality and Climate, Vol 4*. Stockholm, Swedish Council for Building research. pp. 389-95.
- SMITH, K.R., GARWAL, A.L. ET DAVE, R.M. 1983. Air pollution and rural biomass fuels in developing countries: A pilot village study in India and implication for research and policy. *Atmos. Environ.*, 17 : 2 343-62.
- SOCIÉTÉ ROYALE DU CANADA. 1986. *Le plomb dans l'environnement au Canada: science et réglementation*. Ottawa, Ministre des Approvisionnement et services Canada. 469 p.
- SOCIÉTÉ ROYALE DU CANADA. 1995. *Conséquences des changements à l'échelle du globe pour la santé humaine*. Ottawa, Programme canadien des changements à l'échelle du globe. 34 p.
- SPECTOR, D.M. ET LIPPMANN, M. 1991. Health effects of ambient ozone on healthy children at a summer camp dans *Tropospheric ozone and the environment: papers from an international conference*. Los Angeles, Air and Waste Management Association. pp. 83-9.
- SPECTOR, E.M. ET AL. 1991. Effects of single and multiday ozone exposures on respiratory function in active normal children. *Environ. Res.*, 55 : 107-22.
- SPIX, C. ET AL. 1993. Air pollution and daily mortality in Erfurt, East Germany, 1980-1989. *Environ. Health Perspect.*, 101: 518-26.
- SPORIK, R. ET AL. 1990. Exposure to House-dust Mite allergen and the Development of Asthma in Childhood : a Prospective Study. *New England Journal of Medicine*, 323 : 502-7.
- STATISTIQUE CANADA. 1994. *L'État de santé des Canadiens*. Ottawa, Division des statistiques sociales du logement et des familles (Rapport CS11 - 612F no 8). 179 p.
- STEWART, R.D. ET AL. 1961. Human exposure to carbon tetrachloride vapour. *J. Occup. Expos.*, 3 : 586-90.
- STIEB, D.M. ET AL. 1995. Health effects of air pollution in Canada : Expert panel findings for The Canadian Smog Advisory Program. *Can. Respir., J.* 2(3) : 155-60.
- SUNDELL, J. ET ZUBER, A. 1996. Ozone and other photochemical oxidants in ambient and indoor air - Properties, sources and concentrations in Health Risk Evaluation of Ozone. *Scand. J. Work Environ. Health*, 22 (suppl. 3) : 5-14.
- SZAKOLCAL, A. ET WELLER, R. 1994. *Windsor air quality study: health effects assessment*. Windsor, Ontario, Queen's Printer for Ontario. (Report prepared for: Windsor Air Quality Committee).
- TAUBES, G. 1995. *Epidemiology faces its limits*. *Science*, 269 : 164-9.

TAYLOR, W.R. ET NEWACHECK, P.W. 1992. Impact of Childhood Asthma on Health. *Pediatric*, 90 : 657-62.

TEXAS AIR CONTROL BOARD. 1990. *Written communication to Bill Henriques, Agency for Toxic Substances and Registry, regarding 1,3-butadiene concentrations in air*. Austin, TX. Texas Air Control Board.

THE ARA CONSULTING GROUP ET BOVAR-CONCORD ENVIRONMENTAL. 1994. *Clean air benefits and costs in the GVRD (draft)*. Rapport prepared for : Greater Vancouver regional district, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks et Environnement Canada. Pagination multiple.

THOMAS, D.C. 1994. *Statistical issues in studies of the association between daily mortality and daily pollution*. Los Angeles, University of Southern California, Department of Preventive Medicine (Technical report 98).

THURSTON, G.D. ET AL. 1992. A mullet-year study of air pollution and respiratory hospital admissions in three New York state metropolitan areas: results for 1988 and 1989 summers. *J. Exposure Anal. Environ. Epidemiol.*, 2(4) : 429-50.

THURSTON, G.D. ET AL. 1994. Respiratory hospital admissions and summertime haze air pollution in Toronto, Ontario: consideration of the role of acid aerosols. *Environ. Res.*, 65 : 271-90.

THYSSEN, J. ET AL. 1981. Inhalation studies with benzo(a)pyrene in Syrian Golden hamsters. *Journal of the National Cancer Institute*, 66 : 575-7.

TOULOUMI, G. ET AL. 1994. Short-term effects of air pollution on daily mortality in Athens: A time-series analysis. *Int. J. Epidemiol.*, 23 : 957-67.

TRAYNOR, W.G. ET AL. 1987. Indoor air pollution due to emissions from wood-burning stoves. *Env. Sci. Technol.*, 21(7) : 691-7.

TREPANIER, J.P. ET AL. 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Version préliminaire pour consultation*. Québec, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec. 761 p.

TUTHILL, R.W. 1984. Woodstoves, formaldehyde and respiratory diseases. *Am. J. Epidemiol.*, 120 : 952-5.

URBACH, F. 1989. Potential effects of altered solar ultraviolet radiation on human skin cancer. *Photochem. Photobiol.*, 50 : 507-13.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1979. Priority pollutants list. *Federal Register*, 44 (233) : 69514-7.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984. *Health assessment document for carbon tetrachloride*. Cincinnati, OH. U.S. Office of Research and Development (US EPA-600/8-82-001F).

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1986. *Air quality criteria for ozone and other photochemical oxidants*. Research Triangle Park, NC. Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, U.S. (EPA-600/8-84-020aF-eF). 5 p.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1987. *Assessment of Health Risks to Garment workers and Certain Home Residents from Exposure to Formaldehyde*. Washington, D.C., US EPA, Office of Pesticides and Toxic Substances.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1991. *Formaldehyde risk assessment update. Final Draft*. Washington, DC., Office of Toxic Substances, U.S.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. *Respiratory health effects of passive smoking: lung cancer and other disorders*. Washington, DC, Environmental Protection Agency, Office of Research and Development and Office of Air and Radiation. EPA/600/6-90/006F. Pagination multiple.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1993a. *Emission factor documentation for AP-42, section 1.9, residential fireplaces*. Research Triangle Park, N.C., Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency (Rapport préparé par Pechan, E.H. et Associés, Inc.).

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1993b. *Emission factor documentation for AP-42, section 1.10, residential wood stoves*. Research Triangle Park, N.C., Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency (Rapport préparé par Pechan, E.H. et Associés, Inc.).

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1994. *The health effects notebook for hazardous air pollutants*. Office of Air Quality Planning and Standards [En ligne]. Adresse URL: www.epa.gov/oar/oaps/airtox.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995. *Review of national ambient air quality standards for ozone: assessment of scientific and technical information*. Office of Air Quality Planning and Standards. Staff paper, U.S., External review draft. Pagination multiple.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995a. *Integrated Risk Information System (IRIS) on 1,2-dibromoethane. Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 octobre 1995.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995b. *Integrated Risk Information System (IRIS) on 1,3-butadiene. Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development. Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 octobre 1995.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995c. *Integrated Risk Information System (IRIS) on acrolein. Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 octobre 1995.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995d. *Integrated Risk Information System (IRIS) on carbon tetrachloride. Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 octobre 1995.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995e. *Integrated Risk Information System (IRIS) on formaldehyde. Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 octobre 1995.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995f. *Integrated Risk Information System (IRIS). Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Version CD-Rom. Disc I (inclut Tomes Plus). Vol. 26, échu le 31 octobre 1995.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1995g. *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants. Volume III of III*. Washington, DC. Office of Research and Development. Pagination multiple.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996a. *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants, Vol. I*. Washington, DC, Office of Research and Development, (EPA A/600/P-93/004aF). Pagination multiple.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996b. *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants, Vol. II*. Washington, DC, Office of Research and Development, (EPA A/600/P-93/004bF). Pagination multiple.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996c. *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants, Vol. III*. Washington, DC, Office of Research and Development, (EPA A/600/P-93/004cF). Pagination multiple.

US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996d. *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *Environmental Health and Safety Series*. Cincinnati, OH. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development,. Version CD-Rom. (includ Tomes Plus).

US NTP (U.S. National Toxicology Program). 1994. *NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of ozone (CAS no. 10027-15-6) and ozone/NNK (CAS no. 10028-14-6/64091-01-4) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies; technical report series no. 440)*. Research Triangle Park, NC, U.S. Department of Health and Human Services, National Institute of Health (publication no. 95-3371).

UTELL, M.J. ET SAMET, J.M. 1993. Particulate Air Pollution and Health. New Evidence on an Old Problem. *Am. Rev. Respir. Dis.*, 147 : 1334-5.

VICTORIN, K. ET STAHLBERG, M. 1988. A method for studying the mutagenicity of some gaseous compounds in *Salmonella typhimurium*. *Environ. Mol. Mutagen.*, 11 : 65-77.

VISCUSI, W. K. 1994. Mortality effects of regulatory costs and policy evaluation criteria. *Rand J. Econo.*, 25(1) : 94-109.

WALLACE, L.A. 1987. *The total exposure assessment methodology (TEAM) study. Project Summary*. Washington, DC., US EPA, Office of Acid Deposition, Environmental Monitoring and Quality Assurance (US EPA 600/S6-87/002).

WALLACE, L.A. ET AL. 1987a. Exposure to Benzene and Other Volatile Compounds from Active and Passive Smoking. *Archives of Environmental Health*, 42 : 272-9.

WALLACE, L.A. ET AL. 1987b. The TEAM study: Personal exposures to toxic substances in air, drinking water and water of 400 residents of New Jersey, North Carolina, and North Dakota. *Environ. Res.*, 43 : 290-307.

WALLACE, L.A. ET AL. 1989. Major Sources of Benzene Exposure. *Environmental Health Perspectives*, 82 : 165-9.

WEISEL, C.P., CODY, R.P. ET LIOY, P.J. 1995. Relationship between summertime ambient ozone levels and emergency department visits for asthma in central New Jersey. *Environ. Health Perspect.*, 103 (suppl. 2) : 97-102.

WEISS, K.B., GERGEN, P.J. ET CRAIN, E.F. 1992a. Inner-city asthma. The Epidemiology of an Emerging US Public Health Concern. *Chest*, 101 : 362S-7S.

WEISS, K.B., GERGEN, P.J. ET HODGSON, T.A. 1992b. An Economic Evaluation of Asthma in the United States. *New England J. Med.*, 326 : 862-6.

WHITE, M.C. ET AL. 1994. Exacerbation's of Childhood Asthma and Ozone Pollution in Atlanta. *Environ. Res.*, 65 : 56-68.

WHO (World Health Organization). 1987. *Air quality guidelines for Europe*. Copenhagen, World Health Organization, Regional Office for Europe (WHO Regional Publications, European Series No. 23). 411 p.

WHO (World Health Organization) 1989. *Formaldehyde. Environmental Health Criteria 89*. Genève, World Health Organization, International Program on Chemical Safety. 219 p.

WHO (World Health Organization). 1990. Potential Health Effects of Climatic Changes Genève, Organisation mondiale de la santé (WHO/PEP/90. 10). 58 p.

WHO (World Health Organization). 1992. *Acute effects on health of smog episodes*. World Health Organization, Regional Office for Europe, WHO Regional Publications, European Series (0478-2255, no. 39). 74 p.

WILD, S.R. ET JONES, K.C. 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution*, 88 : 91-108.

WINDER, E. L. 1987. Workshop on guidelines to the epidemiology of weak associations. *Preventive Med.*, 16: 139-41.

WITCHI, H. 1991. Effects of oxygen and ozone on mouse lung tumorigenesis. *Exp. Lung Res.*, 17 : 473-83.

WONG, L.C.K. ET AL. 1982. Carcinogenicity and toxicity of 1,2-dibromoethane in the rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 63 : 155-65.

WONG, O ET RAABE, G.K. 1995. Cell-Type-Specific Leukemia Analyses in a Combined Cohort of More Than 208,000 Petroleum Workers in the United States and the United Kingdom. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 21: 307-21.

WONG, O., MORGAN, R.W. ET WHORTON, M.D. 1983. *Comments on the NIOSH Study of Leukemia in Benzene Workers*. Technical Report Submitted to Gulf Canada Ltd by Environmental Health Association.

XU, X. ET AL. 1994. Air pollution and daily mortality in residential areas of Beijing, China *Arch. Environ. Health*, 49 : 216-22.

ZEDECK, MS. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons - A review. *Journal of Environmental Pathology and Toxicology*, 3 : 537-67.

ZHOU, Y.S. 1980. Mortality of lung cancer *dans Investigation of Malignant Tumor Mortality in China (in Chinese)*. Beijing, Office of Anti-tumor, Ministry of Public Health. People's Publishing House.

Chapitre 5- Perception du public et comportement

Les quatre chapitres précédents nous renseignent sur l'aspect objectif de la pollution atmosphérique et de ses impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal. Cependant, afin d'élaborer les éléments d'intervention prioritaires qui permettront d'agir efficacement pour améliorer la qualité de l'air, il est nécessaire de connaître, entre autres, un aspect subjectif de la pollution atmosphérique : la perception qu'en a le public. C'est le sujet de la section 5.1. En regard de certaines activités polluantes, il est également utile d'en connaître les comportements et perceptions de la population, nous en discutons à la section 5.2. Seuls les comportements et perceptions concernant le transport routier ont été retenus puisque cette source de pollution constitue la principale contribution individuelle à la pollution de l'air ambiant.

5.1 Perception du public concernant la qualité de l'air à Montréal

Par Élisabeth Hudon, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Dans cette première partie, nous tenterons d'identifier les préoccupations de la population de la grande région de Montréal (GRM) en matière de qualité d'air extérieur à travers différentes sources de données dont les résultats de deux sondages récents, les fiches de réception des appels téléphoniques adressés à l'Équipe de santé environnementale de la Direction de la santé publique de Montréal-Centre ainsi que le relevé des plaintes adressées au Service de l'environnement de la CUM au sujet de la qualité de l'air extérieur sur son territoire.

5.1.1 Sondages

En mai 1994, la firme Som menait, à la demande du Regroupement montréalais pour la qualité de l'air (RMQA), un sondage téléphonique auprès de 1 592 résidents de la région de Montréal (CUM, Laval et les municipalités de la Rive Sud membres du Conseil métropolitain de transport en commun) afin de recueillir leur opinion sur des problèmes de pollution de l'air dans la métropole et l'importance du transport en commun comme moyen de limiter ce type de problème environnemental (Som Inc., 1994). Les résultats de ce sondage reflètent que les problèmes de pollution de l'air, de même que ceux occasionnés par les automobiles, occupent une place importante dans la perception lorsqu'on demande d'identifier le principal problème environnemental dans la région. En effet, 17% de la population interrogée mentionne spontanément l'automobile comme étant le principal problème environnemental dans la région. Les déchets arrivent au second rang avec un score de 16%. Suivent ensuite la pollution de l'air (15%) et la pollution de l'eau (14%). Tous les autres problèmes mentionnés par les répondants occupent un score de moins de 10%.

De plus, lorsqu'elle est invitée à classer par ordre les problèmes de pollution de l'eau, de pollution de l'air, des sols contaminés, de dégradation des forêts, de pollution par le bruit et de la couche d'ozone réduite, la population place, dans une proportion importante, le problème de la pollution

de l'air dans les tout premiers rangs. En effet, 41% des résidents de la région de Montréal classent la pollution de l'air au premier rang de ces six problèmes environnementaux et 28% classent ce problème au second rang.

Par ailleurs, près de la moitié (48%) des répondants estiment que la qualité de l'air est plus ou moins bonne, alors que 15% la jugent mauvaise et 5% très mauvaise. L'automobile est de loin ce qu'on perçoit comme étant l'explication majeure de la pollution de l'air puisque 54% des répondants placent l'automobile comme principale cause tandis que 29% pointent du doigt les industries comme étant la première cause. Ce sont les résidents de l'est du territoire de la CUM qui sont les plus critiques à l'égard de la qualité de l'air dans leur quartier.

De plus, près des trois quarts de la population (73%) estiment que la pollution de l'air est à l'origine de problèmes de santé pour les gens qui habitent la région de Montréal et les principaux problèmes auxquels on pense lorsque l'on croit que la pollution de l'air a un effet néfaste sur la santé sont les problèmes respiratoires (44%), l'asthme (38%), les problèmes au niveau des poumons (28%) ainsi que les allergies (19%). Par ailleurs, 31% de la population affirment connaître quelqu'un qui souffre de problèmes respiratoires causés par la pollution de l'air ou ils en souffrent eux-mêmes. L'asthme et les allergies d'origine respiratoire sont les problèmes respiratoires les plus souvent mentionnés.

Plus récemment, une étude portant sur la perception des risques pour la santé reliés à l'environnement, effectuée en novembre 1995 pour le compte de la Direction de la santé publique de Montréal-Centre (Entre Les Lignes, 1996), vient renforcer les résultats de l'étude du RMQA. Ce sondage téléphonique mené auprès de 1 021 résidents de Montréal-Centre⁸⁹ avait pour objectif principal de connaître la perception de la population concernant l'environnement et les risques que ce dernier représente pour la santé. Dès le début de l'entrevue, il est facile de remarquer que les gens établissent un lien entre la qualité de l'air et la santé. En effet, 61% des répondants ont affirmé qu'il existe, dans leur environnement, quelque chose qui risque d'affecter ou affecte déjà leur santé. Dans 38% des cas, ce quelque chose faisait spontanément référence au monoxyde de carbone tandis que 19% référait à la pollution de l'air, 15% aux usines et à l'industrie, 11,8% à la pollution de l'eau, 11,5% à la cigarette et 8,9% aux produits toxiques.

Lorsqu'on leur a demandé de se prononcer sur le degré de pollution d'un certain nombre de milieux, l'air du quartier et l'air de certains lieux publics viennent en tête de liste des milieux perçus comme les plus pollués. En effet, près d'une personne sur deux considère que l'air du quartier (53%) ou l'air des lieux publics (49%) est assez, très ou extrêmement pollué tandis que le pourcentage diminue lorsqu'on considère d'autres milieux tels que l'air au travail (39%), le bruit du quartier (39%), l'eau du robinet (38%), les aliments (35%), le sol du quartier (33%), l'eau de la piscine publique (30%), l'air de la résidence (26%), le sol dans la cour (15%) et finalement l'air dans la garderie (12%). De plus, au moment de l'enquête, 16% des répondants disent souffrir eux-mêmes d'un problème de santé causé par la pollution et 15% estiment qu'un ou plusieurs membres de leur famille souffre(nt) d'un problème de santé causé par la pollution.

⁸⁹ L'expression Montréal-Centre fait référence à l'unité administrative formée de l'île de Montréal, l'île Bizard, l'île-des-Sœurs et l'île Dorval

Les problèmes de santé mentionnés le plus fréquemment par ceux qui estiment souffrir d'un problème de santé relié à l'environnement sont l'asthme (29%), les allergies (25%) et les problèmes respiratoires non précisés (23%) et ils attribuent spontanément ces problèmes surtout à la pollution de l'air (35%), aux émissions de polluants des voitures (16%) et à la fumée de cigarette (16%); ensuite, à la mauvaise aération (7,5%), à la malpropreté de l'air (5%), au pollen en général (5%) et aux aliments (5%). Comme on peut le constater, la plupart de ces causes peuvent être regroupées sous le vocable "qualité de l'air". Cependant, on ne peut spécifier davantage s'il s'agit de qualité de l'air intérieur ou extérieur bien que l'analyse des réponses aux autres questions ainsi que les résultats du sondage précédent suggèrent qu'il s'agit surtout de l'air extérieur. Et encore, un peu plus loin au cours de l'enquête, lorsqu'il est demandé lequel des problèmes environnementaux, dont nous venons de discuter, représente le plus de risque pour votre santé, 31% des répondants nomment spontanément la pollution de l'air par les véhicules ou par les usines (16%) tandis que les additifs alimentaires (13,5%) arrivent en troisième position.

D'après les résultats de ces deux sondages, on peut conclure que l'opinion à l'égard de la qualité de l'air fait l'objet d'un assez large consensus sur les territoires étudiés. Le problème de la qualité de l'air est considéré comme important et la perception de ce problème est négative. On peut penser que l'importance accordée au problème tient, dans une large part, au fait que l'on considère que la pollution de l'air peut occasionner des problèmes de santé.

Suite à ces constats, il pourrait être tentant de penser que, si la population perçoit l'air comme pollué et que ce problème représente pour elle une menace pour la santé, tout programme visant à diminuer les comportements polluants des individus aura des grandes chances de succès. Une mise en garde s'impose ici puisque, d'après la littérature et les conclusions de plusieurs chercheurs, les comportements de protection envers un risque ne sont pas directement corrélés avec la perception des risques (Vertinsky et Wehrung, 1990; Décima Research, 1993; Baldassare et Katz, 1992; Axelrod et Lehman, 1993; Trisoglio et Kate, 1995; Hudon, 1991; Godin, 1988; Janz et Becker, 1984).

En effet, l'adoption de comportements favorisant la santé est déterminée par plusieurs facteurs autres que la perception des dangers pour sa santé. D'après la littérature, les variables dont il faut tenir compte pour prédire les comportements sont:

- la perception de l'efficacité personnelle;
- la perception du risque personnel;
- la perception des conséquences des technologies ou événements;
- la perception de l'efficacité du comportement pour atteindre le ou les but(s) visé(s);
- la perception des barrières à l'adoption du comportement;
- l'attitude à l'égard du comportement à adopter;
- les pressions sociales favorisant ou non l'adoption du comportement et
- les habitudes favorisant, ou au contraire défavorisant, le comportement.

Il est difficile de préciser le poids relatif de toutes ces variables puisqu'elles sont rarement toutes employées ensemble. Cependant, plusieurs indications laissent entendre que les barrières perçues et la perception du risque personnel sont parmi les plus déterminantes de l'action.

Il semble également important de bien connaître la hiérarchie des buts et aspirations des individus afin de comprendre si certaines aspirations pourraient entrer en compétition avec les comportements de protection visés.

5.1.2 Analyse des fiches de réception des appels téléphoniques à la DSP de Montréal-Centre

Un rapport de la Direction de la santé publique de Montréal-Centre (Provencher, 1996) décrit les appels téléphoniques qui lui sont adressés par le public en général ou par des organismes publics ou privés entre novembre 1994 et octobre 1995. Ce rapport a été rédigé pour, entre autres, connaître les préoccupations de la population de Montréal-Centre (territoire de la CUM) concernant les problématiques environnementales. On y apprend que l'Équipe de santé environnementale a reçu 315 appels téléphoniques au cours de cette période. Dans la majorité des cas, les demandes se rapportent à la pollution (62%) et, plus spécifiquement, d'air intérieur (46,7%), d'air extérieur (6,6%) ou les deux (7,6%). La contamination de l'eau est le deuxième milieu le plus fréquemment rapporté (13,6%). Ces résultats ne vont pas dans le même sens que l'enquête de la DSP décrite précédemment (Entre Les Lignes, 1996) puisque dans ce cas-ci, c'est la qualité de l'air intérieur qui semble le plus préoccuper la population.

Cependant, l'interprétation des données concernant les appels téléphoniques reçus à la DSP doit être faite avec prudence car plusieurs biais peuvent être introduits. D'une part, il est reconnu que la CUM a une responsabilité légale face à la qualité de l'air extérieur, il n'est donc pas surprenant que la population s'adresse à cet organisme pour les questions de cet ordre. D'autre part, comme aucune autorité publique n'a de mandat légal en matière de qualité d'air intérieur et que la santé publique a un mandat général de protection de la santé, les questions touchant l'air intérieur lui sont adressées.

5.1.3 Plaintes adressées à la CUM

Si l'on considère l'ensemble des plaintes adressées au service de l'Environnement de la CUM au cours de la période 1990-1995, celles concernant la qualité de l'air extérieur ont tendance à être légèrement plus nombreuses bien que les plaintes concernant la qualité de l'eau aient également une importance marquante⁹⁰.

L'analyse des plaintes concernant la qualité de l'air au cours de cette même période (tableau 5.1) permet de faire les constats suivants:

- les plaintes concernant la qualité de l'air se rapportent principalement aux odeurs et aux particules;
- les sources fixes de pollution (industrie, commerce, incinérateur, etc.) sont nettement plus souvent mises en cause que les sources mobiles (auto, autobus, camion, train, autres) et
- pour l'ensemble des plaintes concernant la qualité de l'air, la source de production de la nuisance identifiée dans près de la moitié des cas est l'industrie.

⁹⁰ Communication personnelle téléphonique, P. Cejka, Communauté urbaine de Montréal, service de l'Environnement, Août 1996.

TABEAU 5.1 Plaintes concernant la qualité de l'air adressées au service de l'Environnement de la CUM de 1990 à 1995

PLAINTES	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Objet principal						
Odeurs	62%	55%	49%	68%	58%	68%
Particules	21%	20%	19%	21%	22%	20%
Type de source de nuisance						
Fixe	70%	64%	63%	71%	62%	60%
Mobile	6%	8%	7%	3%	10%	8%
Autre	23%	27%	33%	26%	29%	32%
Nombre total	1245	1201	981	1250	868	839

Source : Communication personnelle écrite, P. Cejka, Communauté urbaine de Montréal, service de l'Environnement, août 1996

Il faut néanmoins interpréter avec prudence les résultats du classement des plaintes concernant la qualité de l'air. Tout d'abord, les plaintes adressées à la CUM peuvent être influencées, entre autres, par la température (par exemple, la chaleur peut faire augmenter les plaintes concernant les odeurs), des problèmes dans le réseau d'aqueduc, un problème spécifique et passager dans une industrie et comme nous l'avons vu, par le fait que la CUM a un mandat légal en regard de la qualité de l'air. De plus, selon Cejka⁹¹, même si l'eau est parfois la cause de plaintes concernant les odeurs, cette donnée est classée dans les plaintes se rapportant à la qualité de l'air puisque les odeurs font partie de cette catégorie. Ceci aurait pour effet de sous-estimer les plaintes se rapportant à la qualité de l'eau et surestimer celles se rapportant à la qualité de l'air.

5.1.4 Conclusion

Les sources de données concernant les plaintes adressées à la CUM et à la Direction de la santé publique devraient plutôt être considérées comme projetant une image des préoccupations ponctuelles de la population, préoccupations qui varient selon plusieurs facteurs, et non comme un indicateur de la perception du public envers tel ou tel risque.

Seuls les résultats des sondages nous permettent d'apprécier avec plus de certitude les préoccupations de la population de la GRM en matière de qualité de l'air extérieur. Cette appréciation a toutefois des limites puisque les populations sondées (1^{er} sondage : CUM, Laval, municipalités de la Rive Sud membres du CMTC; 2^{ème} sondage : Montréal-Centre) ne correspondent pas à l'ensemble de la population de la GRM. Cependant, puisqu'elles représentent tout de même une très forte proportion de la population de la GRM, on peut supposer que la

⁹¹ Communication personnelle téléphonique, P. Cejka, Communauté urbaine de Montréal, service de l'Environnement, août 1996

GRM partage les préoccupations des populations sondées au sujet de la qualité de l'air extérieur et ses impacts sur la santé.

5.2 Comportements et perceptions concernant le transport routier des personnes

Cette section présente un portrait des déplacements dans la grande région de Montréal (GRM) et des principaux facteurs qui influencent les comportements individuels concernant le mode de transport emprunté. Les études réalisées à ce sujet dans la GRM sont peu nombreuses. On dispose néanmoins de données de la STCUM ainsi que de deux enquêtes «Enquête-Ménages Origine-destination» effectuées par cet organisme et le ministère des Transports du Québec (MTQ).

5.2.1 Portrait des déplacements dans la grande région de Montréal et facteurs d'influence associés

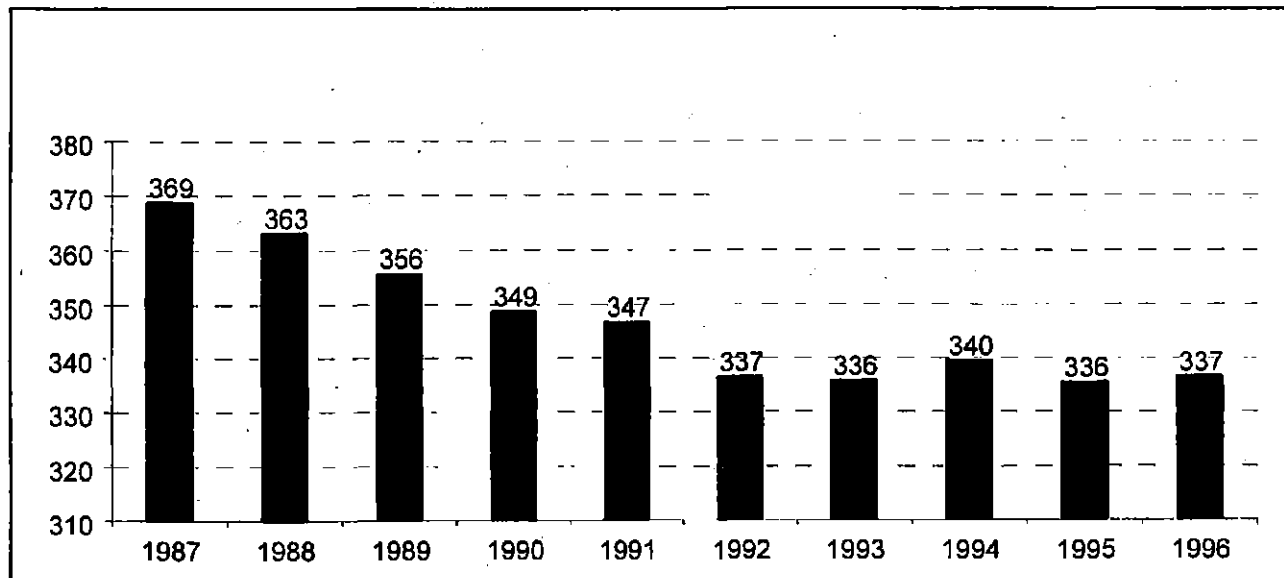
Par Danielle Ripeau, Société de transport de la communauté urbaine de Montréal (STCUM)

5.2.1.1 L'achalandage à la STCUM

Au cours des dix dernières années, l'achalandage du transport en commun sur l'île de Montréal a chuté de 6 %. Près de 32 millions de déplacements annuels ont ainsi été perdus. Sur une base quotidienne, cette perte d'achalandage représente environ 50 000 utilisateurs.

Toutefois, comme l'indique la figure 5.1, la décennie recouvre deux périodes distinctes. Les premiers cinq ans montrent une décroissance continue de l'achalandage, à raison de 1,2 % par année, en moyenne. Dans la seconde moitié de la décennie, l'achalandage s'est relativement stabilisé autour de 337 millions de déplacements annuels.

FIGURE 5.1 Évolution des déplacements annuels à la STCUM (en millions)



5.2.1.2 Le déclin du transport en commun, un phénomène mondial

Le déclin du transport en commun n'est pas particulier à Montréal. C'est un phénomène mondial. Comparée aux transporteurs nord-américains, la STCUM s'en tire plutôt bien. Dans l'ensemble du Canada, la chute amorcée en 1990 n'a jamais été corrigée, de sorte que la baisse d'achalandage est deux fois plus forte qu'à Montréal. Les États-Unis, qui connaissent depuis 1989 une baisse d'achalandage semblable à la nôtre, n'ont pas réussi à maîtriser cette décroissance.

L'Union internationale des transports publics (UITP) pointe trois facteurs inter-reliés expliquant le déclin du transport en commun. Le premier facteur est économique, soit l'amélioration de l'avantage concurrentiel de l'automobile grâce à la mondialisation des échanges commerciaux et aux gains de productivité obtenus par la restructuration de l'industrie automobile. Les deux autres facteurs sont de nature politique, soit l'ambivalence des gouvernements face à l'urbanisation et le relâchement du soutien financier accordé au transport en commun.

L'ambiguïté des gouvernements face à l'étalement urbain a favorisé la faible densité résidentielle, laquelle mine l'efficacité du transport collectif au profit d'une plus grande utilisation de l'automobile. Parallèlement, la diminution des subventions accordées au transport en commun a conduit à une diminution de la qualité du service offert (souvent jumelée à une augmentation de tarif) et, conséquemment, à une diminution de l'achalandage, laquelle à son tour incite les gouvernements à moins investir dans le transport en commun. Combinés, ces trois facteurs ont largement contribué à accroître la dépendance à l'automobile.

5.2.1.3 Le marché des déplacements

La perte d'achalandage du transport en commun s'est faite au profit de l'auto. De plus, le taux de motorisation s'est sensiblement accru de sorte que l'écart s'est creusé davantage. Les résultats des enquêtes-ménages «Origine-Destination» de 1987 et 1993 montrent que les déplacements en automobile ont augmenté de 23% au cours de cette période dans l'ensemble de la grande région de Montréal, pour atteindre près de 1 million de déplacements en période de pointe du matin. Pendant ce temps, les déplacements en transport en commun diminuaient de 5%.

Concernant seulement les déplacements vers le territoire de la CUM, en période de pointe du matin, le tableau 5.2 montre l'évolution de 1987 à 1993.

TABEAU 5.2 Déplacements à destination de la Communauté urbaine de Montréal période de pointe du matin

Origine	1987		1993		Variation %	
	VMP	TC	VMP	TC	VMP	TC
CUM	379 600	348 700	440 900	331 000	16,1%	-5,1%
Rive-Sud	41 400	30 300	42 900	29 700	3,6%	-2,0%
Couronne sud	40 800	9 700	46 400	11 000	13,7%	13,4%
Laval	54 400	17 300	60 000	16 900	10,3%	-2,3%
Couronne nord	39 400	6 800	51 700	7 700	31,2%	13,2%
Total	555 600	412 800	641 900	396 300	15,5%	-4,0%

VMP = Véhicule motorisé personnel

TC = Transport en commun

Sur le territoire de la CUM, là où se retrouvent les volumes les plus importants, les déplacements en transport en commun sont en baisse de 5%. Seules les Couronnes sud et nord présentent une augmentation du transport en commun, et encore s'agit-il de faibles volumes. Pour un déplacement gagné au transport en commun qui a son origine à l'extérieur de la CUM, sept ont été perdus sur le territoire de la CUM.

Cette situation se reflète évidemment sur la part de marché du transport en commun, en baisse dans tous les secteurs, y compris pour les destinations du centre-ville. En effet, même ce secteur, traditionnellement fort pour le transport en commun, a vu sa part de marché diminuer de 56 à 53%.

La baisse d'achalandage observée au cours de la période 1987-1993 s'explique par l'étalement urbain, une plus grande motorisation, le vieillissement de la population et, pour une partie, par les hausses de tarifs.

5.2.1.4 L'étalement urbain et la motorisation

Entre 1987 et 1993, l'étalement urbain a continué sa progression; la croissance de 7%, observée pour la population de la grande région de Montréal, se répartit ainsi: la CUM demeure relativement stable avec une croissance de 1%, alors que la population hors CUM s'accroît de près de 15%.

Parallèlement à l'étalement résidentiel, on note un étalement des activités, dont le travail. Entre 1987 et 1993, le nombre d'emplois sur la CUM a diminué de 80 000, alors qu'il augmentait de 60 000 dans la région périphérique.

L'étalement des activités a aussi un impact sur la motorisation. L'augmentation du taux de possession automobile, de l'ordre de 18%, est généralisée dans tous les secteurs. À l'extérieur de la CUM, ce sont les déplacements réalisés à l'intérieur d'une même région qui sont les plus à la hausse.

5.2.1.5 Le vieillissement de la population

Malgré le vieillissement de la population dans la grande région de Montréal, l'âge moyen de la population habitant la CUM demeure stable, en bonne partie grâce à l'apport de l'immigration. Le phénomène de vieillissement affecte cependant le transport en commun sur l'île de Montréal puisque ce sont les 20-29 ans qui sont le plus touchés (en baisse de 13% sur la CUM). Or, la diminution de ce groupe, accentuée sur la CUM, atteint particulièrement le transport en commun sur l'île de Montréal puisqu'il s'agit là du plus important segment de la clientèle de la STCUM.

On peut estimer, en isolant le facteur démographique, que l'impact du vieillissement de la population sur les déplacements STCUM est d'environ -1% pour les déplacements dont l'origine est sur le territoire de la CUM, lorsque l'origine est la GRM, il est de +3%. C'est dire qu'entre les recensements de 1986 et 1991, le facteur démographique a été favorable au transport en commun pour la grande région de Montréal, mais défavorable pour le territoire de l'île de Montréal.

Ce n'est pas tant le vieillissement de la population qui a joué défavorablement sur le transport en commun que les comportements qui y sont associés, notamment l'exode des jeunes ménages vers la banlieue et une motorisation accélérée qui tend à rejoindre toutes les cohortes d'âge.

5.2.1.6 Les femmes sur le marché du travail

Enfin, on peut s'interroger sur l'impact de l'augmentation continue du taux d'activité des femmes sur le marché du travail, puisqu'il s'agit d'une clientèle traditionnelle au transport collectif. L'augmentation du taux d'activité entraîne une augmentation de la mobilité, laquelle devrait entraîner une augmentation de l'achalandage du transport en commun.

Or, des exercices de simulation ont mis en évidence le fait que cet apport positif se voyait contré par une augmentation concurrente du taux de motorisation chez les femmes, de sorte que l'effet net est quasi nul.

5.2.1.7 Conclusion

Malgré une relative stabilisation, la situation du transport en commun demeure précaire. Outre les tendances lourdes qui l'affectent, des pressions importantes viennent s'exercer sur son financement public. Par ailleurs, l'augmentation du nombre de voitures et la congestion appréhendée, de même que l'importance des investissements requis pour y pallier, dans un contexte de resserrement des finances publiques, incitent les décideurs publics à se tourner davantage vers le transport collectif.

Le transport collectif génère des effets positifs importants qui profitent à l'ensemble de la collectivité et à des groupes spécifiques, non utilisateurs. Ces externalités sont connues, mais ne sont pas facilement quantifiables.

Pour reprendre l'expression du sociologue Henri Lefebvre, le transport collectif assure le droit à la ville, en facilitant l'accès aux diverses fonctions urbaines à des personnes ne disposant pas de transport privé. Parmi celles-ci, on retrouve les personnes qui ne veulent pas de voiture, celles qui ne peuvent en posséder et celles qui n'en possèdent pas. À Montréal, cette catégorie regroupe 40 % de la population de la ville.

Le transport public est aussi moins polluant et moins énergivore que le transport privé. Selon diverses études, quelle que soit la méthode retenue pour l'estimer, la pollution atmosphérique générée par l'automobile est dix fois plus importante que la pollution du transport collectif. En milieu urbain, la consommation énergétique de l'automobile est trois fois plus élevée que celle du transport en commun. Cette dimension est d'autant plus importante que les transports urbains représentent le quart de la consommation totale.

Il est aussi moins coûteux, en termes d'infrastructures et de consommation d'espace. Les coûts d'une autoroute à quatre voies et d'un métro léger sont comparables. Les deux peuvent rencontrer les besoins additionnels, à l'heure de pointe, d'une agglomération d'environ un million de personnes. Toutefois, la capacité de la première est en moyenne quatre fois plus importante. De plus, un déplacement automobile consomme en moyenne entre 10 et 20 fois plus d'espace qu'un déplacement effectué en transport en commun.

Enfin, la valeur ajoutée des résidences et commerces bien desservis par le transport collectif et leur potentiel fiscal, la compétitivité d'un centre urbain bénéficiant d'un réseau routier fluide, la vitalité du centre-ville et la qualité de vie de la région sont autant d'éléments qui ajoutent à la valeur globale du transport collectif.

À cause de ces avantages, le transport collectif est un des rares services publics dont on souhaite l'augmentation de la consommation. Ses externalités justifient un financement public qui permet de redistribuer aux bénéficiaires non utilisateurs le coût du service reçu.

5.2.2 Perceptions individuelles associées à l'automobile et au transport en commun *Par Josée Brosseau, Direction de la santé publique de Montréal-Centre.*

5.2.2.1 Généralités

Le choix individuel d'un mode de transport, que ce soit l'automobile ou le transport en commun, est en principe basé sur des critères objectifs et quantifiables tels le coût et la durée des déplacements. Des études ont mis en évidence l'importance de facteurs d'influence liés aux perceptions individuelles en regard des modes de transport (MTQ, 1995).

Le choix de l'automobile au détriment du transport en commun peut donc être partiellement influencé, selon les études de Kaufmann (1992 cité par MTQ, 1995), par la perception positive qu'en auraient les individus : autonomie, maîtrise du déplacement, confort et rapidité. Par opposition, ces études associent parfois au transport en commun de plus grandes contraintes d'utilisation (distance de marche, correspondance, horaire, durée du déplacement) et des conditions d'utilisation plus désagréables (véhicules bondés, lents, etc.) qu'ils perçoivent donc négativement.

La perception de la durée des déplacements est, selon ce chercheur, soumise à d'importants biais. La durée des déplacements est ainsi perçue par les individus selon qu'ils utilisent le transport en commun ou l'automobile : pour les premiers, elle est surestimée tandis que les seconds sous-estiment la leur, ayant des biais encore plus défavorables au transport en commun. Le choix modal des individus est aussi influencé par les conditions de stationnement. L'assurance d'un espace de stationnement au travail constitue, selon Kaufmann (1992 cité par MTQ, 1995), une incitation à l'usage d'une automobile puisqu'elle élimine l'incertitude et le temps perdu à rechercher une place de stationnement.

5.2.2.2 Résultats d'un sondage sur le transport en commun

Pour le compte de la STCUM, la firme de marketing Saine a effectué en janvier 1996 un sondage auprès de 1 004 résidents de la CUM choisis au hasard, le but étant de connaître, chez les personnes interrogées, leurs perceptions et attitudes générales vis-à-vis le transport en commun. Parmi la multitude de résultats présentés, certains nous paraissent davantage liés à la perception individuelle de ces deux modes de transport : ce sont ces résultats que nous exposons dans le texte qui suit.

Les individus ont entre autres été questionnés sur les aspects pour lesquels le transport en commun, à son coût actuel, leur apparaît plus avantageux que l'automobile durant les heures de pointe. Ils se montrent favorables aux aspects suivants (le % en accord est fourni entre parenthèses) : la sécurité (77%), l'aspect pratique (73%), l'accessibilité (70%), la rapidité (65%), l'assurance d'être à l'heure (63%), le temps total de déplacement (62%), la tranquillité d'esprit

(58%) et le confort (31%). Ce dernier aspect ressort clairement comme étant favorable à l'automobile : le transport en commun étant perçu par une majorité moins confortable que l'automobile. La majeure partie des aspects précédents va en faveur du transport en commun et ce, pour six personnes sur dix et plus.

Par ailleurs, une partie des personnes interrogées (exprimée en %) se sont dites «tout à fait et plutôt d'accord» avec les opinions suivantes :

- Le transport en commun permet de se déplacer aisément sur l'Île : 86%.
- Un coût d'utilisation moindre que l'automobile pour les déplacements sur l'Île : 82%.
- Une amélioration nécessaire du service de transport en commun pour que les automobilistes délaissent leur automobile : 82%.
- Le transport en commun est surtout efficace quand on habite près du métro : 78%.
- Le transport en commun répond bien aux besoins des gens demeurant en banlieue de Montréal: 48%.
- La fréquence de passage des autobus est suffisante en dehors des heures de pointe : 48%.

Il ressort que pour les gens demeurant en banlieue de Montréal, le service de transport en commun est inadéquat. Cette opinion semble contredire, en apparence, les 86% «tout à fait et plutôt d'accord» sur le fait que le transport en commun permet un déplacement aisé sur l'Île (incluant donc la banlieue de Montréal). Cependant nous ne disposons pas de suffisamment de détails pour évaluer en définitive ce point. Une grande majorité (82%) souligne la nécessité d'améliorer le service de transport en commun pour que les automobilistes s'y intéressent.

5.2.2.3 Conclusion

Nous disposons d'une seule enquête qui nous permet de dégager quelques perceptions individuelles concernant le choix modal entre l'automobile et le transport en commun. Et bien que les résultats qui en émanent indiquent que le transport en commun semble généralement perçu de façon positive par les résidents de la CUM, certaines opinions expriment nettement une amélioration nécessaire du service. Par ailleurs, le manque de confort est souligné comme un élément clair faisant partie de la perception négative face au transport en commun (par opposition à la perception positive à cet égard vis-à-vis l'automobile). Cependant, une étude plus large, menée sur le territoire de la grande région de Montréal, visant spécifiquement à évaluer l'ensemble des perceptions individuelles, citées dans la littérature scientifique, et les facteurs qui les influencent serait à faire. Ainsi, il serait possible d'avoir une meilleure compréhension des comportements individuels associés au choix modal, entre l'automobile et le transport en commun: un élément nécessaire à l'établissement de stratégies de transport efficaces.

RÉSUMÉ – CHAPITRE 5

Deux sondages téléphoniques ont été réalisés dans la grande région de Montréal (GRM) afin de mieux apprécier les préoccupations de la population montréalaise en matière de qualité de l'air extérieur.

Un premier sondage a été réalisé en 1994 par la firme SOM à la demande du RMQA, auprès de 1 592 résidents de la CUM, Laval et des municipalités de la Rive Sud membres du Conseil métropolitain de transport en commun. Bien que le territoire couvert par le sondage ne corresponde pas tout à fait à celui de la GRM, on peut facilement supposer que les préoccupations formulées par les populations sondées sont les mêmes que celle de la GRM. Les objectifs de ce sondage étaient de recueillir les opinions sur des problèmes de pollution de l'air dans la métropole et l'importance du transport en commun comme moyen de limiter ce type de problème environnemental. Un second sondage a été réalisé par la firme Entre les Lignes pour le compte de la DSP de Montréal-Centre en 1995, auprès de 1 021 résidents du territoire de la CUM. L'objectif de ce dernier visait la connaissance de la perception de la population à l'égard de l'environnement et les risques à la santé que représente celui-ci.

D'après les résultats de ces deux sondages, on peut conclure que l'opinion à l'égard de la qualité de l'air fait l'objet d'un assez large consensus sur les territoires étudiés. Le problème de la qualité de l'air est considéré comme important et la perception de ce problème est négative.

Selon le sondage du RMQA, 41% des personnes interrogées classent cette problématique au premier rang et 28% au second parmi six problèmes environnementaux reconnus. Près de la moitié des personnes sondées estiment que la qualité de l'air est plus ou moins bonne et 20% la jugent mauvaise et très mauvaise. Les principales sources indiquées comme étant responsables de la pollution de l'air sont l'automobile (54% des répondants) et l'industrie (29% des répondants). Soixante-treize pour cent (73%) des personnes interrogées estiment que la pollution de l'air est à l'origine de problèmes de santé pour les gens de la région. Parmi les effets néfastes à la santé cités, on retrouve les problèmes respiratoires (44%), l'asthme (38%), les problèmes au niveau des poumons (28%) et les allergies (19%).

Le sondage de la DSP Montréal-Centre révèle, quant à lui, que : 61% croit que leur environnement menace ou peut affecter leur santé; 16% disent souffrir eux-mêmes d'un problème de santé causé par la pollution et 15% estiment qu'un ou plusieurs membres de leur famille souffre(nt) d'un problème de santé causé par la pollution. Ces problèmes seraient surtout l'asthme, les allergies et autres problèmes respiratoires. Ces problèmes de santé sont attribués spontanément à la qualité de l'air tout particulièrement celle de l'air extérieur. L'analyse de l'ensemble du questionnaire permet d'identifier les véhicules à moteur et les émissions de polluants provenant des usines comme les principales sources de pollution de l'air.

Une autre source d'information, les plaintes adressées à la CUM, révèle que les plaintes concernant l'air extérieur sont légèrement plus élevées que celles portant sur la qualité de l'eau. Les objets des plaintes ayant trait à la qualité de l'air sont surtout les odeurs et ensuite les

particules. Les sources fixes (industrie, commerce, incinérateur, sablage, feu à ciel ouvert, BBQ, poêle à bois) font l'objet de plaintes plus fréquemment.

L'autre source d'information, soit les fiches de réception des appels téléphoniques à la DSP Montréal-Centre, pour l'année 1995-96, montre que, dans la majorité des cas, les demandes se rapportent à la pollution de l'air intérieur (46,7%), d'air extérieur (6,6%) ou les deux à la fois (7,6%), pour un total de 62% des demandes ayant trait à pollution de l'air.

Le comportement de la population en ce qui concerne le mode de transport utilisé dans les déplacements a été également sondé par la STCUM et le MTQ, par le biais d'enquêtes-ménages «Origine-Destination». On y apprend qu'entre 1987 et 1993, les déplacements en automobile, en période de pointe du matin, ont augmenté de 23%, dans la GRM, pour atteindre près de 1 million de déplacements. Pendant cette période, les déplacements en transport en commun diminuaient de 5%.

La perte d'achalandage du transport en commun s'est fait au profit de l'auto. Le taux de motorisation s'est sensiblement accru de sorte que l'écart s'est creusé davantage. Trois facteurs inter-reliés expliqueraient ce déclin :

- l'amélioration de l'avantage concurrentiel de l'automobile grâce à la mondialisation des échanges commerciaux et aux gains de productivité obtenus par la restructuration de l'industrie automobile ;
- l'ambivalence des gouvernements face à l'urbanisation et
- le relâchement du soutien financier accordé au transport en commun.

Pour le compte de la STCUM, la firme de marketing Saine a effectué en 1996 un sondage auprès de 1 004 résidents du territoire de la CUM dans le but de connaître les perceptions et attitudes générales vis-à-vis le transport en commun. Les individus ont entre autres été questionnés sur les aspects pour lesquels le transport en commun à son coût actuel, leur apparaît plus avantageux que l'automobile durant les heures de pointe.

Les résultats qui émanent de cette enquête indiquent que le transport en commun semble généralement perçu de façon positive par les résidents de la CUM (sécurité, accessibilité, rapidité, assurance d'être à l'heure, temps total de déplacement, tranquillité d'esprit et coût d'utilisation). Néanmoins, seulement 31% des personnes interrogées estiment que le transport en commun est plus confortable que l'automobile. Le degré de satisfaction à l'égard de la fréquence de passage des autobus en dehors des heures de pointe est également peu élevé (48% des personnes étant en accord) et 78% des gens croient que le transport en commun est surtout efficace lorsqu'on habite près du métro. Enfin, une bonne partie des personnes interrogées (82%) pense qu'il est souhaitable d'améliorer le service pour inciter les automobilistes à délaisser leur automobile.

Références bibliographiques

AXELROD, L.J. ET LEHMAN, D.R. 1993. Responding to environmental concerns : what factors guide individual action? *Journal of Environmental Psychology*, 13 : 149-59.

BALDASSARE, M. ET KATZ, C. 1992. The personal threat of environmental problems as predictor of environmental practices. *Environment and Behaviour*, 24(5) : 602-16.

DECIMA RESEARCH. 1993. *An investigation of the Attitudes of Canadians on Issues Related to Health and the Environment*. Ottawa, Health and Welfare Canada, Healthy Environment Program. 84p.

ENTRE LES LIGNES. 1996. *Étude sur la perception des risques pour la santé reliés à l'environnement auprès de la population de Montréal-Centre*. Montréal, Unité de santé au travail et environnementale de la Direction de la santé publique. Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre. 60 p.

GODIN, G. 1988. Les fondements psychosociaux dans l'étude des comportements reliés à la santé dans *Cahier Santé Société. Collection Promotion de la santé*. Québec, Service de promotion de la santé, Ministère de la santé et des services sociaux du Québec. pp. 5-25.

HUDON, É. 1991. *Habitudes de consommation de l'eau potable au Québec et perception du risque par le consommateur*. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal. 45 p.

JANZ, N.K. ET BECKER, M.H. 1984. The health belief model : A decade later. *Health Education Quarterly*, 2 (1) : 1-47.

MTQ (ministère des Transports du Québec). 1995. *Vers un plan de transport pour la région de Montréal. Phase 1: Choisir --Diagnostic et orientations. Document de référence*. Montréal, Direction régionale de Montréal, 458 p. + annexes.

PROVENCHER, S. 1996. *Demandes environnementales reçues dans la région de Montréal-Centre, novembre 1994 - octobre 1995*. Montréal, Unité de santé au travail/santé environnementale, Direction de la santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre. 42 p.

SOM INC. 1994. *Sondage sur l'opinion des résidents de la région de Montréal à l'égard de la qualité de l'air*. Montréal, Regroupement montréalais pour la qualité de l'air. 10 p.

TRISOGLIO, A. ET KATE, K.T. 1995. Consommation et environnement : Dépasser les contradictions. *Ecodécision*, 16 : 15-16.

VERTINSKY, I. ET WEHRUNG, D. A. 1990. *Perception du risque et évaluation de l'innocuité des médicaments*. Ottawa, Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Santé Canada. 38 p.

Chapitre 6- Enjeux et stratégies

6.1 Enjeux atmosphériques et impacts sur l'environnement et la santé dans la grande région de Montréal

Par Louis Drouin, Direction régionale de la Santé publique, Montréal

Le tableau 6.1 résume les principaux enjeux atmosphériques et leurs impacts sur la santé et l'environnement dans la grande région de Montréal. Ces enjeux sont au nombre de cinq :

- *Le smog urbain*, c'est-à-dire les particules inhalables (PM₁₀), l'ozone troposphérique et ses précurseurs (les oxydes d'azote et les composés organiques volatils)

Le smog urbain (surtout l'ozone) exerce un impact significatif en termes de diminution de la productivité des cultures. De plus, les études épidémiologiques récentes suggèrent qu'aux concentrations actuellement mesurées pour l'ozone et les particules inhalables à Montréal, une augmentation de la morbidité et de la mortalité par maladie respiratoire soit plausible, notamment chez les personnes âgées, les enfants asthmatiques et les personnes atteintes de maladies cardio-respiratoires, quoiqu'une certaine controverse scientifique existe à ce sujet. Une étude épidémiologique actuellement en cours à Montréal sur la mortalité respiratoire et l'exposition aux particules inhalables nous permettra de mieux objectiver l'impact de la qualité de l'air sur la santé de la population montréalaise.

- *Les changements climatiques*

Le Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) qui regroupe 135 pays et plus de 350 scientifiques reconnus a, pour la première fois dans son 2^{ème} rapport d'évaluation déposé en 1995, énoncé que «l'homme a une influence perceptible sur le climat global». Les émissions de dioxyde de carbone (CO₂), dont 50% proviennent du secteur du transport dans la grande région de Montréal, sont principalement responsables de cette situation. L'étude pan-canadienne sur les impacts du changement du climat, chapitre québécois, prévoit pour le sud du Québec que dans un environnement où la concentration du CO₂ atmosphérique est doublée un réchauffement de +1 à +4°C, une augmentation du régime des précipitations et une accentuation possible des événements extrêmes (inondations, périodes de sécheresse, vagues de froid et de chaleur, etc.) (Bergeron et al., 1997). Des recherches sont en cours actuellement afin d'objectiver davantage ces scénarios.

TABLEAU 6.1 Enjeux atmosphériques et impacts sur l'environnement et la santé dans la grande région de Montréal

ENJEUX ATMOSPHÉRIQUES	POLLUANTS PRINCIPAUX	SOURCES PRINCIPALES	PRINCIPAUX IMPACTS (RÉELS OU APPRÉHENDÉS)	
			ENVIRONNEMENTAUX	SANITAIRES
Smog urbain	Ozone et précurseurs (NOx –COV) Particules respirables	• Transport • Chauffage au bois • Industries	• Diminution de la productivité des cultures • Diminution du rythme de croissance des végétaux • Impacts sur les infrastructures • Diminution de la visibilité	• Intoxications au monoxyde de carbone (entretien des voitures) • Maladies respiratoires et mortalité prématurée augmentées
Changements climatiques	Gaz carbonique (CO ₂)	• Transport • Chauffage • Industries	• Augmentation du régime de précipitations (+5 à 20%) • Accentuation des événements extrêmes (ex. vagues de froid et de chaleur) • Changement dans le débit et le niveau moyen du fleuve (à la baisse) • Modification des écosystèmes • Activités de loisir	• Augmentation de la fréquence des urgences environnementales (inondation, sécheresse, etc.) • Coup de chaleur et mortalité cardio-vasculaire augmentés • Augmentation des maladies transmises par des insectes
Déplétion de la couche d'ozone	Chlorofluorocarbones (CFC)	• Systèmes de réfrigération et de climatisation	• Augmentation du rayonnement UV-B • Diminution de la productivité des plantes • Altération du phytoplancton. • Impacts sur la population marine	• Augmentation de l'exposition de la population au rayonnement UV-B • Augmentation du risque de cancer cutané
Pluies acides	Nitrates, sulfates	• Transport • Industries	• Diminution du taux de croissance moyen des feuillus • Acidification des lacs • Diminution du nombre de poissons dans les lacs • Impacts sur les activités de loisirs	• Augmentation de la morbidité respiratoire
Pollen de l'herbe à poux	Pollen de l'herbe à poux	• Terrains contaminés		• Allergies respiratoires (10% population atteinte)

- *La déplétion de la couche d'ozone*

Le rôle des chlorofluorocarbones dans la déplétion de la couche d'ozone est bien établi et ses conséquences sur l'environnement et la santé de mieux en mieux saisis. Les différentes mesures internationales (ex. Protocole de Montréal) constituent des initiatives positives pour contrôler cet enjeu.

- *Les pluies acides*

Elles sont causées par les émissions d'oxyde de soufre en provenance du secteur industriel (raffineries de pétrole, centrales thermiques) et d'oxyde d'azote en provenance notamment des secteurs du transport et de l'industrie. Malgré les progrès accomplis en la matière depuis les 20 dernières années (réduction de 54% par rapport aux niveaux de 1980 des émissions de SO₂ dans les sept provinces de l'Est du Canada), réalisés dans le cadre du programme canadien de réduction des émissions de dioxyde de soufre et de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, les chercheurs constatent aujourd'hui que l'objectif de ramener les dépôts annuels au sol à 20 kg d'acide par hectare est insuffisant pour enrayer la destruction des écosystèmes les plus fragiles.

Les études démontrent que le Québec demeure avec l'Est américain, un des territoires les plus menacés par la pollution acide et constatent que les forêts du sud de la province accusent toujours, et ce, malgré les progrès accomplis, une baisse notable de productivité de 30%, ce qui se répercute directement sur le taux de récolte. Les chercheurs notent que les nitrates (NO₃⁻), la deuxième composante des pluies acides, ont tendance à s'accumuler dans le sol et que les 29 000 lacs fortement acidifiés de la province ne se remettent pas encore de cette pollution et pourraient même voir leur situation se dégrader avec l'accumulation inquiétante des dépôts azotés dans le sol, provenant principalement des émissions des voitures.

- *Le pollen de l'herbe à poux*

Le pollen de l'herbe à poux, émis dans l'air ambiant par les milliers de terrains contaminés par cette mauvaise herbe, est la cause de symptômes de rhinite allergique chez près de 10% de la population de la région et génère des coûts santé d'environ 17 millions par année pour la GRM.

6.2 Objectifs et stratégies proposés

Il existe différentes approches d'intervention en assainissement de l'air dépendant, entre autres, des caractéristiques des polluants visés et de leurs aires d'influence, des types de sources d'émissions et de l'étendue du territoire d'intervention. Ainsi la problématique des pluies acides, qui affecte une partie de l'est du continent Nord américain, ne sera pas abordée de la même façon

et avec les mêmes outils que le cas d'une source unique d'émissions d'un polluant spécifique affectant un quartier circonscrit et bien délimité ou le cas de sources mobiles liées au transport. Toute stratégie d'intervention doit donc reposer sur une connaissance exhaustive de l'ensemble des impacts des polluants de l'air (environnementaux, sanitaires, économiques, etc.), des outils disponibles pour les atténuer et de la faisabilité technique, économique et sociale de les implanter aux échelons municipaux, régional, provincial, national ou international.

Les objectifs généraux que nous proposons pour la grande région de Montréal sont les suivants :

- Abaisser les émissions d'oxyde d'azote (NOx) et de composés organiques volatils (COV) de façon à ce que les normes fixées pour l'ozone ne soient en aucun moment dépassées. Cet objectif de réduction de polluants précurseurs de l'ozone vise le niveau local mais également celui inter-provincial et international, étant donné le rôle notable que joue le transport à grande distance dans la répartition de ces polluants.
- Abaisser les émissions de particules en suspension de façon à maintenir les concentrations dans l'air ambiant au plus bas niveau possible afin de protéger la santé publique.
- Abaisser les émissions de pollen de l'herbe à poux afin de réduire la fréquence et la gravité des symptômes de rhinite allergique chez la population allergique.
- Prévenir le changement climatique en maintenant les émissions de dioxyde de carbone au niveau de 1990.
- Prévenir les pluies acides et la déplétion de la couche d'ozone en réduisant les émissions d'oxydes d'azote, d'oxydes de soufre et des substances amenuisant la couche d'ozone (ex. CFC, HCFC, etc.). Ces problématiques dépassant le cadre régional, les scénarios de réduction doivent s'étendre au niveau international ou du moins inter-provincial.
- Prévenir l'étalement urbain en privilégiant une planification intégrée de l'aménagement du territoire et des transports de façon à réduire l'utilisation de la voiture personnelle.

Tel qu'illustré au tableau 6.2, la priorité de réduction des émissions doit être consentie aux sources mobiles, principale source d'oxydes d'azote, de composés organiques volatils, de monoxyde et de dioxyde de carbone. La seconde priorité revient au chauffage au bois, principale source de particules et au secteur industriel pour son impact local important.

Pour atteindre ces objectifs, la mise en place de politiques intégrées et complémentaires fondées sur diverses stratégies est nécessaire. Ces stratégies sont au nombre de six :

- la réglementation et les programmes publics;
- les incitatifs économiques;
- la sensibilisation et l'information du public;
- la planification des transports et l'aménagement du territoire ou la lutte contre l'étalement urbain;

- le développement des technologies et
- la surveillance des indices de qualité de l'air et sanitaires (entre autres pour mesurer les progrès réalisés).

TABEAU 6.2 Émissions atmosphériques de polluants, par type de source, dans la grande région de Montréal (en tonnes métriques) en 1994

Type de source	CO	SO ₂	NO et NO ₂	Particules	COV	Équivalents CO ₂
Sources industrielles	7 777	21 115	8 224	8 834	17 528	4 460 581
Commerces et services	8	24	67	1 279	5 871	1 678 773
Domestique	--	--	--	--	23 710	--
Chauffage (chauffage au bois)	132 582 (131 635)	5 311 (244)	4 751 (610)	30 914 (30 525)	25 069 (24 905)	6 531 009 (1 650 504)
Sources mobiles	459 507	--	72 172	17 857	54 335	12 609 375

La mise sur pied de mécanismes formels de coordination, faisant appel à la participation de tous les secteurs (santé, environnement, transport, énergie) et échelons (municipal, régional, provincial, fédéral) en collaboration étroite avec les ONG et les milieux universitaires est souhaitable, de façon à ce que les mesures adoptées respectent les aires de compétence respectives de chacun, évitent les chevauchements inutiles et exploitent les synergies présentes dans les mesures prises de part et d'autre.

Nous allons maintenant décrire de façon plus détaillée chacune de ces stratégies qui sont ou pourraient être appliquées dans la grande région de Montréal.

6.3 La réglementation et les programmes d'intervention publics

6.3.1 Réglementation et programmes d'intervention de la Communauté urbaine de Montréal pour les sources fixes

Par Régent Brosseau, Communauté urbaine de Montréal

La Communauté urbaine de Montréal s'est vue confier, lors de sa création, la responsabilité d'assurer une qualité de l'air permettant de protéger la santé des citoyens de son territoire et l'intégrité de leurs biens. Elle doit également, tenir compte des effets des polluants émis de son territoire sur les régions avoisinantes plus ou moins éloignées. Son domaine d'intervention est

donc local mais ses responsabilités débordent l'espace de son territoire. Plus spécifiquement et tenant compte du partage des compétences entre les différents paliers de gouvernement, la Communauté est responsable des sources fixes d'émissions qu'elles soient industrielles, commerciales, institutionnelles ou domestiques et de certains aspects reliés aux sources mobiles.

L'établissement d'objectifs d'assainissement implique, d'une part, la connaissance de la qualité de l'atmosphère la plus précise possible pour les polluants les plus susceptibles d'être présents en concentrations trop élevées et, d'autre part, l'identification et la caractérisation des sources d'où ils émanent. La réponse à la première préoccupation est obtenue par la mesure en continu des polluants dans l'air ambiant à l'aide d'un réseau suffisamment étendu pour caractériser le territoire d'intervention et par l'interprétation des résultats obtenus en fonction de leur impact. Une connaissance exhaustive de la documentation scientifique est alors nécessaire et les spécialistes du domaine de la santé publique, de celui de la météorologie et de ceux des différents aspects de la biologie doivent être mis à contribution. La connaissance des sources exige, d'autre part, l'inventaire de chacune de celles-ci et bien souvent, la mesure de leurs émissions à l'atmosphère. La synthèse de ces informations permet d'établir des objectifs de réduction par type de polluants. Pour répartir entre chaque source l'effort à consentir pour rencontrer ces objectifs, il faut tenir compte des possibilités offertes par les technologies d'épuration disponibles ou par celles de réduction à la source ainsi que de leurs coûts.

En milieu urbain dense, les conflits de partage de l'atmosphère sont omniprésents et les nuisances par odeurs, les dommages aux biens et même les impacts visuels deviennent parfois prioritaires même si la protection de la santé est assurée. Il peut alors être nécessaire d'être plus exigeant que le demandent les normes basées sur la protection de la santé des humains.

Par souci d'efficacité et d'équité, la Communauté a inscrit ses objectifs d'assainissement de l'air et les efforts requis de réduction des polluants par type de source dans une réglementation qui s'applique uniformément à tous. En plus des prescriptions classiques limitant les rejets atmosphériques, la réglementation actuelle stipule des normes de qualité de l'air ambiant pour quelques 470 composés chimiques dont plusieurs sont reconnus comme toxiques ou cancérogènes.

La relation entre le respect de ces normes d'air ambiant et les sources d'émissions est quantifiée par une équation de diffusion peu complexe dont le but est d'établir une norme d'émission pour chacun de ces polluants.

Cette réglementation incorpore, d'autre part, plusieurs dispositions relatives aux émissions diffuses et aux nuisances particulièrement celles générant des odeurs. À ce dernier chapitre l'approche retenue est quantitative plutôt que qualitative comme c'est le cas dans la plupart des réglementations. Il est ainsi plus facile de préciser l'ampleur des mesures correctives requises ou d'étayer une preuve légale convaincante dans les cas de manque de coopération ou de négligence devant être portés devant les instances judiciaires. En plus des aspects strictement environnementaux, des outils sont prévus pour faciliter sa mise en application et pour permettre au personnel chargé de ce faire de concentrer leurs efforts sur les objectifs visés plutôt que sur les embûches juridiques.

Cependant, l'approche d'intervention retenue par la Communauté n'est pas strictement coercitive mais repose en premier lieu sur la négociation avec les responsables des sources d'émissions. À cette étape, la compétence et l'expérience de son personnel sont d'une première importance et le contenu technique de chaque dossier doit être sans faille. Le recours aux clauses contraignantes de la réglementation est utilisé seulement lorsque la coopération fait défaut ou lorsque la mauvaise foi est évidente. Il s'agit, en somme, de se montrer intransigeant quant à la poursuite des objectifs de réduction mais flexible au niveau des échéanciers de réalisation compte tenu des difficultés techniques ou financières en jeu sans oublier la priorité qui doit être accordée à la protection de la santé des citoyens affectés.

La complexité de la problématique de l'assainissement de l'air, les nouvelles connaissances qui s'ajoutent continuellement quant aux impacts sur la santé et l'environnement et les développements technologiques rapides au chapitre des équipements d'épuration ou de réduction à la source font en sorte qu'il faut réviser périodiquement les objectifs initiaux de réduction des polluants de l'air. Ce processus interactif implique la mise à jour continue des connaissances techniques, le maintien d'un dialogue constant avec les spécialistes impliqués, surtout avec ceux du domaine de la santé publique, l'écoute attentive des citoyens et l'adaptation périodique de la réglementation et des programmes d'intervention.

L'efficacité des programmes d'intervention est fonction, entre autres, de la pertinence des objectifs poursuivis, des moyens déployés pour les atteindre, des outils retenus et de la crédibilité du personnel impliqué. Les résultats obtenus ne sont jamais définitifs.

6.3.2 Initiatives pour la réduction des gaz à effet de serre

Par Steven Guilbeault, Groupe de recherche en intérêt public de l'Université de Montréal

Plusieurs initiatives pour la réduction des gaz à effet de serre (GES) existent au Canada et au Québec.

Il y a d'abord le Plan d'action canadien face aux changements climatiques, un plan d'action basé sur le volontariat qui s'adresse aux grandes entreprises canadiennes. Ce plan d'action comprend une participation importante des édifices gouvernementaux qui sont appelés à réduire leurs émissions de différentes façons : efficacité énergétique, meilleure isolation, etc. Les meilleurs estimés du fédéral sont à l'effet que le Canada augmentera probablement de 13% ses émissions de GES d'ici l'an 2000. En termes d'émissions de CO₂, bien qu'il ne soit responsable que de 2% des émissions mondiales, le Canada se situe néanmoins au 4^{ième} rang des États les plus émetteurs per capita; le Québec, quant à lui, se classe à peu près au 11^{ième} rang (per capita).

Nous avons ensuite le Plan d'action québécois sur les changements climatiques. Le programme pour la mise en application du Plan d'action québécois est également basé sur des mesures volontaires.

Viennent ensuite les initiatives municipales telles le programme I.C.L.E.I. «International Council for Local Environmental Initiatives» et celui de la Fédération canadienne des municipalités qui connaissent une certaine popularité auprès des villes canadiennes, une dizaine de grandes villes canadiennes s'étant engagées à réduire leurs émissions de GES de 20%. Parmi ces villes et agglomérations notons Vancouver, Victoria, Toronto, Toronto métropolitain et Ottawa. Les initiatives municipales sont en fait les seules à s'attaquer à l'un des principaux secteurs d'émissions de GES, soit le secteur du transport.

Il est intéressant de noter que toutes les initiatives mentionnées plus haut s'attaquent aux problèmes des changements climatiques à partir de l'offre (production de biens de consommation) et qu'aucun de ces plans n'aborde la question du point de vue de la demande, c'est-à-dire que personne (ou presque) ne s'adresse aux citoyens et citoyennes.

6.3.3 Réglementations et stratégies de contrôle de l'herbe à poux

6.3.3.1 Réglementations

Par Serge Asselin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

Il existe une réglementation provinciale et, plus près de nous, des réglementations municipales concernant l'herbe à poux.

La Loi des abus préjudiciables à l'agriculture (section IV, art. 7.2) du ministère de l'Agriculture du Québec stipule que :

«... tout propriétaire, occupant ou exploitant d'une terre, d'un terrain ou d'un lot vacant ou non, que ce propriétaire, occupant ou exploitant, y réside ou non, doit détruire les mauvaises herbes considérées comme telles par l'arrêté du lieutenant-gouverneur en conseil, avant la maturation de leur graines».

Par les règlements de cette même loi, les herbes à poux sont considérées comme mauvaises herbes lorsqu'elles croissent dans les champs cultivés et les pâturages, sur le bord des chemins, des routes ou des rues, le long des chemins de fer, des lignes de transmission d'énergie électrique et des fossés, sur les terres agricoles, terrains ou lots vacants ou inoccupés.

Toutes les municipalités régies par le Code municipal ont l'obligation de détruire les mauvaises herbes en bordure de leurs routes entre le 20 juin et le 10 juillet de chaque année (art. 748, chap. C-27.1 des Lois Refondues du Québec).

Des municipalités de la grande région de Montréal (extérieur à l'île de Montréal) possèdent un règlement municipal obligeant les propriétaires de terrains à détruire l'herbe à poux qui se trouve sur leur terrain.

Sur l'île de Montréal, la réglementation était, jusqu'à récemment, supra-municipale. Ainsi, la CUM adoptait en 1979 un règlement traitant spécifiquement de l'herbe à poux. L'article 7.03 du

Règlement 90 de la CUM (CUM, 1986), relatif à l'assainissement de l'air stipulait que :

«Le propriétaire d'un terrain, la personne qui l'utilise ou celle qui l'occupe doit voir à ce qu'il soit exempt des herbes à poux *Ambrosia artemisiifolia* et *Ambrosia trifida* en fleur, après le premier août de chaque année».

Cette réglementation a été abolie par la Communauté Urbaine de Montréal en juin 1996.

Par ailleurs, certaines municipalités de l'île de Montréal utilisent leur règlement municipal sur les nuisances ou sur les mauvaises herbes pour contrôler la prolifération de l'herbe à poux sur leur territoire.

6.3.3.2 Stratégies de contrôle de l'herbe à poux

Par Suzanne Bachand, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

La relation entre la dose de pollen de l'herbe à poux et les symptômes chez les personnes atteintes de rhinite allergique reste à établir. Cependant, le meilleur moyen de diminuer la gravité des symptômes d'allergie que provoque le pollen de l'herbe à poux est de contrôler la source du problème.

Le programme initié il y a 3 ans par la Direction de la santé publique de Montréal-Centre privilégie cette approche de contrôle à la source. Ce programme a pour objectif de soutenir les principaux propriétaires de terrains contaminés de la région (municipal, industriel, transport, privé) en leur donnant de la formation et des outils de gestion.

Le contrôle à la source débute par la capacité à reconnaître la plante. On pourra alors sur une carte identifier les sites infestés d'herbe à poux ainsi que la densité de l'infestation. Par la suite, le choix d'une méthode de contrôle peut être effectué. Qu'elles soient mécaniques (arrachage, tonte, utilisation d'un paillis ou d'une membrane géotextile), thermiques (eau chaude ou rampe thermique) ou biologiques (agents biologiques pathogènes ou consommateurs), ces mesures doivent être bien appliquées pour être efficaces (Bachand, 1996).

L'amélioration des conditions de croissance du sol est sans doute la technique à utiliser, après avoir éliminé la plante, pour favoriser le couvert végétal existant. Si toutefois, le couvert végétal est absent, on peut faire l'implantation d'un couvert végétal compétitif. Cette technique constitue une solution définitive pour le contrôle de l'herbe à poux puisque cette plante supporte difficilement la compétition.

La problématique de l'herbe à poux est un signe d'un déséquilibre environnemental. Elle nous permet d'avoir un regard critique sur les pratiques d'entretien des terrains qui sont souvent peu respectueuses de l'environnement, des paysages et de notre économie. Depuis déjà dix ans, dans plusieurs villes européennes, on a modifié les méthodes de gestion de l'entretien des terrains de

façon à créer un meilleur équilibre environnemental. On parle aujourd'hui de gestion extensive des dépendances vertes routières et de gestion différenciée des espaces verts. Ceci consiste à inclure dans les méthodes d'entretien des notions écologiques et paysagères. Leur philosophie :

«Entretien autant que nécessaire mais aussi peu que possible».

Il s'agit d'intervenir dans les endroits stratégiques et dans d'autres cas laisser la nature jouer son rôle. En réduisant les impacts sur l'environnement, on assure une plus grande stabilité des sites et un retour à la dynamique naturelle de l'écosystème.

6.3.4 Sources mobiles

6.3.4.1 Juridiction

Par Marie-Claude Boivin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

En matière de contrôle de la pollution atmosphérique causée par les véhicules routiers, 3 paliers de gouvernement interviennent : fédéral, provincial et municipal.

Au niveau fédéral, le ministère des Transports (Direction générale de la sécurité routière et de la réglementation automobile⁹²) a la juridiction des émissions de polluants des véhicules routiers et est responsable du Centre d'essais pour l'inspection et la mise à l'essai des véhicules automobiles. En vertu de la Loi sur la sécurité des véhicules automobiles du Canada, il a le pouvoir d'établir des normes nationales de sécurité en regard de la conception et la fabrication des véhicules automobiles. On sait que l'adoption de normes plus sévères oblige les constructeurs de véhicules à apporter des modifications à la fabrication des véhicules et les raffineurs à modifier la manière dont le carburant est produit. La réduction des émissions polluantes des véhicules observée depuis les vingt dernières années est tributaire des améliorations technologiques découlant de l'adoption de normes plus sévères.

Les tableaux 6.3 et 6.4 présentent les normes fédérales adoptées pour les émissions de véhicules routiers. Dès 1972, au Canada, des normes d'émissions étaient en vigueur pour les nouveaux véhicules fabriqués. Des nouvelles normes ont été également fixées en 1974 et 1975 pour les composés organiques volatils (COV) ou hydrocarbures, le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NOx). En 1987, des normes plus strictes sont entrées en vigueur pour les COV, CO, NOx, particules de même que sur l'opacité de la fumée de diesel provenant des véhicules (tableau 6.3) (PRDE, 1993). Les émissions qui s'évaporent (soit des hydrocarbures) et les émissions du carter (hydrocarbures) sont aussi limitées au niveau du fabricant.

Il est prévu que le Règlement sur la sécurité des véhicules automobiles sera de nouveau modifié de manière à harmoniser les normes d'émission canadiennes à celles des États-Unis. Les normes proposées s'appliqueront aux modèles fabriqués à partir de l'année 1998. Présentement, le

⁹² Cette Direction fut mise sur pied en 1969

règlement ne vise que les véhicules légers, camionnettes et véhicules lourds qui fonctionnent à l'essence ou au carburant diesel. La modification aura pour effet d'inclure également les motocyclettes et les véhicules fonctionnant au méthanol, au gaz de pétrole liquéfié (GPL) et au gaz naturel.

Il y aura un assouplissement des normes pour tenir compte «de la diminution normale des performances du système antipollution à mesure que le kilométrage augmente et que le véhicule vieillit» (Gazette du Canada, 1996). Ainsi, il y aura des normes après cinq ans ou 80 000 km soit la durée de vie intermédiaire du véhicule et des normes moins sévères à la fin de la durée de vie utile complète du véhicule soit après dix ans ou 160 000 km dans le cas de véhicules légers et après onze ans ou 193 000 km pour les camionnettes.

Un autre élément apparaissant au règlement est de nouvelles normes de CO par temps froid pour les véhicules légers et camionnettes, sauf les véhicules au diesel, soit 6.25 g de CO par km à -7°C à la durée de vie intermédiaire. Les autres camionnettes devront respecter une norme de 7,77 g/km à cette température. Concernant les gaz d'évaporation, des modifications sont également apportées aux normes d'émission à partir de l'année de modèles 1998 et 1999. Par exemple, les véhicules fonctionnant à l'essence ou au méthanol devront faire l'objet de quatre nouveaux essais pour attester de la conformité aux nouvelles normes relatives à chacun de ces essais (voir tableau 6.3).

Dans le secteur des transports, un autre organisme fédéral, soit Environnement Canada, peut également promulguer des règlements. En 1974, en vertu de la Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique, Environnement Canada adoptait des règlements concernant la teneur en plomb dans l'essence (ex. Règlement concernant la concentration de plomb et de phosphore dans l'essence des véhicules à moteur). La Loi canadienne sur la protection de l'environnement (adoptée en 1988) confère à Environnement Canada des pouvoirs nouveaux quant au contrôle des émissions des véhicules à moteur.

En plus du contrôle des émissions de polluants, le gouvernement fédéral élabore des normes de qualité et d'efficacité pour les carburants et fait la promotion de carburants de rechange (IRDEST, 1993).

TABLEAU 6.3 Normes fédérales canadiennes sur les émissions des véhicules légers alimentés à l'essence ou au diesel
(à l'exclusion des motocyclettes et des véhicules fonctionnant au méthanol, au gaz de pétrole liquéfié et au gaz naturel qui sont inclus dans la modification proposée en 1998)

TYPE DE VÉHICULES	ANNÉE DE CONSTRUCTION DU VÉHICULE	HC ¹	HC ¹ NON MÉTANNIQUES	MONOXYDE DE CARBONE	OXYDES D'AZOTE	PARTICULES EN SUSPENSION	HC ¹ DES GAZ D'ÉVAPORATION ² ESSENCE (g/essai)
Véhicule léger: voiture à passagers («light duty vehicle») (essence et diesel) en gramme/kilomètre	1972-1973 1974 1975-1987 1988-1997 1998 -	2,12 2,12 1,25 0,25 0,25		24,37 24,37 15,62 2,12 2,12 ⁵ et 2,6 ⁷			2,0 2,0 2,0 2,0 2,0 2,5, 0,08 et 1,0
Véhicule léger: camionnette («light duty truck») (essence et diesel) en gramme/kilomètre	1972-1973 1974 1975-1987 1988-1997	2,12 2,12 1,25 0,5		24,37 24,37 15,62 6,2	1,87 1,87 1,93 0,75 (PVC ³ ≤ 1701 kg) 1,1 (PVC ³ > 1701 kg)		2,0 2,0
<i>Essence</i> PNVB ⁴ ≤ 2722 kg et PVC ³ ≤ 1701 kg PNVB ≤ 2722 kg et PVC = 1702-2608 kg PNVB > 2722 kg et PVC = 1702-2608 kg PNVB > 2722 kg et PVC > 2608 kg	1998 -	0,5 ⁷ 0,5 ⁷ 0,5 ⁸ 0,5 ⁸	0,15 ⁶ et 0,19 ⁷ 0,20 ⁶ et 0,25 ⁷ 0,20 ⁶ et 0,28 ⁸ 0,24 ⁶ et 0,35 ⁸	2,12 ⁶ et 2,6 ⁷ 2,75 ⁶ et 3,4 ⁷ 2,75 ⁶ et 4,0 ⁸ 3,12 ⁶ et 4,5 ⁸	0,25 ⁶ et 0,37 ⁷ 0,43 ⁶ et 0,60 ⁷ 0,43 ⁶ et 0,61 ⁸ 0,68 ⁶ et 0,95 ⁸	0,03 ⁶ et 0,062 ⁷ 0,03 ⁶ et 0,062 ⁷ 0,062 ⁸ 0,07 ⁸	
Camionnette légère (capacité réservoir < 113 l) Camionnette lourde (capacité réservoir > 113 l)							2,0 2,5, 0,08 et 1,0 2,5 3,0 0,08 et 1,0
<i>Diesel</i> PNVB ≤ 2722 kg et PVC ≤ 1701 kg PNVB ≤ 2722 kg et PVC = 1702-2608 kg PNVB > 2722 kg et PVC = 1702-2608 kg PNVB > 2722 kg et PVC > 2608 kg		0,5 ⁷ 0,5 ⁷ 0,5 ⁸ 0,5 ⁸	0,16 ⁶ et 0,19 ⁷ 0,20 ⁶ et 0,25 ⁷ 0,20 ⁶ et 0,29 ⁸ 0,24 ⁶ et 0,35 ⁸	2,1 ⁶ et 2,6 ⁷ 2,7 ⁶ et 3,4 ⁷ 2,7 ⁶ et 4,0 ⁸ 3,1 ⁶ et 4,5 ⁸	0,62 ⁶ et 0,78 ⁷ 0,60 ⁷ 0,43 ⁶ 0,61 ⁸ 0,68 ⁶ 0,95 ⁸	0,05 ⁶ et 0,062 ⁷ 0,05 ⁶ et 0,062 ⁷ 0,062 ⁸ 0,074 ⁸	

¹ Hydrocarbures ou composés organiques volatils.

² Les gaz d'évaporation correspondent « aux hydrocarbures émis dans l'atmosphère par toute partie d'un véhicule, à l'exclusion des gaz d'échappement et des gaz de carter » (« evaporative émission ») (Transports Canada, 1997). Les normes sont applicables pour les véhicules fonctionnant à l'essence. A noter que les nouvelles normes proposées pour l'année de modèle 1998 correspondent à quatre nouveaux essais (1) essai sur les émissions résultant de trois variations diurnes de température et des imprégnations à chaud en stationnement; (2) essai complémentaire sur les émissions résultant de deux variations diurnes de température et des imprégnations à chaud en stationnement; (3) essai sur les pertes en marche et (4) essai sur les pertes au remplissage du réservoir (Gazette du Canada, 1996).

³ Les véhicules légers, jusqu'en 1987, comprenaient tout véhicule dont le poids maximal était de 2 722 kg (6 000 lbs). En 1987, la Loi sur la sécurité des véhicules automobiles a modifié la définition de véhicule léger pour inclure tout véhicule dont le poids nominal brut (PNBV) est de 3 855 kg (8 500 lbs).

⁴ PNBV correspond au poids nominal brut du véhicule soit le poids maximal d'un véhicule avec charge.

⁵ PVC est le poids du véhicule chargé.

⁶ Vie utile de 5 années ou 80 000 km (50 000 milles) soit la durée de vie intermédiaire du véhicule.

⁷ Vie utile de 10 années ou 160 000 km (100 000 milles) soit la durée de vie complète du véhicule.

⁸ Vie utile de 11 années ou 193 000 km (120 000 milles) soit la durée de vie complète du véhicule.

Pour la conversion de g/km en g/mille: g/km = 0,625

Source: CCME, 1994; Gazette du Canada, 1996; Transports Canada, 1997.

TABEAU 6.4 Normes fédérales sur les émissions des véhicules lourds alimentés à l'essence ou au carburant diesel
(à l'exception des véhicules fonctionnant au méthanol, au gaz de pétrole liquéfié et au gaz naturel qui sont inclus dans la modification proposée en 1998)

TYPE DE VÉHICULE	ANNÉE DE CONSTRUCTION DU VÉHICULE	HC ¹	HC NON MÉTANNIQUES	MONOXYDE DE CARBONE	OXYDES D'AZOTE	PARTICULES EN SUSPENSION	HC ¹ DES GAZ D'ÉVAPORATION ESSENCE (g/essai)
Véhicules lourds (VL) ² en gramme/mégajoule (gramme/puissance horse power au frein-heure)		HC et NOx combinés					
Autobus ou camion PNBV ³ > 2721 kg (essence, diesel)	1975-1987	6,0 (16,0)		14,9 (40,0)	6,0 (16,0)		
VL essence PNBV = 3855 - 6350 kg PNBV > 6350 kg	1988-1993	0,41 (1,1) 0,71 (1,9)		5,36 (14,4) 13,8 (37,1)	2,2 (6,0) 2,2 (6,0)		3,0 4,0
VL diesel PNBV > 3855 kg	1988-1990	0,48 (1,3)		5,77 (15,5)	2,2 (6,0)	0,22 (0,60)	
camion diesel PNBV > 3855 kg autobus diesel PNBV > 3855 kg	1991-1993 base volontaire	0,48 (1,3) 0,48 (1,3)		5,77 (15,5) 5,77 (15,5)	1,9 (5,0) 1,9 (5,0)	0,09 (0,25) 0,03 (0,10)	
PNBV ≤ 6350 kg PNBV > 6350 kg	1998-		Conformité aux normes d'émission fédérales des États-Unis				3,0, 3,5, 0,08 et 1,0 4,0, 4,5, 0,08 et 1,0

¹ Hydrocarbures ou composés organiques volatils.

² Les véhicules lourds, selon les modifications de la *Loi sur la sécurité des véhicules automobiles*, de 1987, comprennent tout véhicule dont le poids nominal brut du véhicule (PNBV) est supérieur à 3 855 kg (8500 lbs), dont le poids à vide est supérieur à 2 722 kg (6 000 lbs) ou dont la surface frontale de base est supérieure à 4,2 m² (45 pi²) «heavy-duty vehicle». Avant 1987, un véhicule lourd devait avoir un PNBV supérieur à 2722 Kg.

³ PNBV correspond au poids nominal brut du véhicule soit le poids maximal d'un véhicule avec charge.

Pour la conversion de g/km en g/mille: g/km × 0,625

Source: CCME, 1994. Gazette du Canada, 1996, Transports Canada, 1997.

Au Québec, le gouvernement provincial exerce, quant à lui, une juridiction sur le bon fonctionnement et le maintien des systèmes antipollution installés sur les véhicules légers (poids inférieur à 2700 kg) en circulation sur le territoire québécois. Le Règlement sur la qualité de l'atmosphère, découlant de la Loi sur la qualité de l'environnement, de mars 1985 interdit:

- l'enlèvement ou la modification des composantes des systèmes antipollution pour les véhicules en usage ;
- la vente ou l'utilisation de véhicules automobiles légers de modèle postérieur à 1985 dont l'appareil antipollution aurait été enlevé ou modifié et
- rend illégale l'utilisation de l'essence avec plomb pour les véhicules munis d'un convertisseur catalytique.

Au niveau municipal, des mesures peuvent également être adoptées en vue de l'élimination des substances polluantes. Par exemple, la Communauté urbaine de Montréal (CUM) dispose de pouvoirs quant à l'adoption de règlements visant l'assainissement de l'air sur son territoire. Depuis sa création en 1970⁹³, la CUM a privilégié le contrôle des émissions provenant du secteur industriel. Dans une entente signée entre le ministère de l'Environnement du Québec et la CUM, en 1981, il est reconnu que la CUM est responsable de l'assainissement de l'air sur son territoire mais pour les sources fixes uniquement (domestique, commercial et industriel), le gouvernement provincial se réserve le domaine des sources mobiles (Cadieux, 1988). En 1982, une modification de la Loi sur la Communauté urbaine de Montréal accorde à la CUM le droit de légiférer également en matière de contrôle de la pollution du secteur du transport. Plus spécifiquement, l'amendement de la loi (article 133 - 9) permet à la CUM de

«limiter la période de fonctionnement du moteur d'un véhicule stationné et interdire l'émission de fumées ou d'émanations gazeuses, provenant d'un véhicule, dont l'opacité, le taux ou la concentration excède le degré qu'elle fixe».

Le règlement 90 de la CUM (adopté en 1986) en remplacement des règlements 44 et 44-1 (adoptés en 1978) contient un ensemble de dispositions visant à limiter les émissions de polluants pour plusieurs secteurs industriels et fixe des normes d'air ambiant pour plus de 370 polluants gazeux et solides. Pouvant concerner le transport routier, les articles 3.05 et 3.06 du règlement 90 stipulent que

3.05-

«Il est interdit d'émettre ou de laisser émettre dans l'atmosphère des fumées dont l'opacité est supérieure au numéro 1 de l'échelle d'opacité des fumées ou une substance qui voile la vue à l'égal de ces fumées».

⁹³ En 1970, la ville de Montréal qui s'occupait alors du contrôle de la pollution de l'air transféra son service de l'assainissement de l'air à la CUM. La ville de Montréal a été la première ville au Canada à adopter des réglementations, soit en 1872 concernant « l'exploitation d'engins à vapeur, bouilloires, manufactures, usines, fabriques ou ateliers » (Bisson, 1986).

3.06-

«personne ne peut garder en marche pendant plus de quatre (4) minutes le moteur d'un véhicule stationné à l'extérieur à moins de 60 mètres de toute ouverture ou prise d'air murale d'un immeuble, sauf si le moteur est utilisé à accomplir un travail hors du véhicule ou à réfrigérer des aliments». (CUM, 1986)

6.3.4.2 Programme d'inspection et d'entretien des véhicules

Par Louis Drouin, Direction de la santé publique, Montréal-Centre

Récemment le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) a mandaté un organisme écologiste, l'Association québécoise de lutte contre la pollution atmosphérique (AQLPA), pour mener un projet-pilote d'envergure provinciale d'inspection et d'entretien des véhicules à moteur. Ce projet incite sur une base volontaire l'automobiliste à faire inspecter son véhicule afin de statuer si les normes d'émissions de polluants sont dépassées. Si oui, des correctifs sont amenés. Ce programme devrait conduire à l'implantation d'un programme obligatoire.

6.3.5 Initiatives pour réduire les pluies acides et le smog urbain

Les pluies acides, principal problème bilatéral entre le Canada et les États-Unis de qualité de l'air depuis nombre d'années, sont l'objet d'une coopération établie entre des deux pays. Le Canada a pleinement mis en œuvre son programme de lutte en 1994. Les émissions de dioxyde de soufre ont été réduites de 54% depuis 1980, notamment en contrôlant les émissions en provenance du secteur industriel. Les deux pays s'inquiètent du rôle des composés de l'azote, non seulement dans la formation de l'ozone troposphérique mais dans le processus d'acidification.

À cet effet, le Groupe d'étude sur les émissions acidifiantes, dont le rapport intitulé «Stratégie nationale sur les pluies acides pour après l'an 2000», propose trois scénarios de réduction de 25, 50 et 75% des émissions acides, qui n'étaient pas visés par les ententes antérieures (Environnement Canada, 1997). La réduction des oxydes d'azote passe nécessairement par un contrôle plus serré des émissions en provenance du secteur du transport motorisé.

Le programme canadien de lutte contre le smog urbain, notamment l'ozone et ses précurseurs (NO_x et COV) et les particules inhalables, a pour objectif principal de réduire les concentrations d'ozone et de particules dans l'air ambiant à des niveaux qui protègent la santé publique et l'environnement. Plusieurs moyens suggérés ont été repris au niveau provincial (ex. programme volontaire d'inspection et d'entretien des véhicules à moteur, réduction des COV en provenance du secteur pétrolier et des nettoyeurs à sec, etc.) et régional (ex. règlement sur le soufre dans le diesel, programme info-smog, etc.).

6.4 Les instruments économiques

Nombre de travaux de recherche et d'analyse, de par le monde, étudient le recours à des instruments économiques, notamment les impôts et les redevances, pour inciter, à long terme, les consommateurs à moins utiliser l'automobile, principale source d'émissions, et les fabricants à vendre des véhicules ayant une plus grande efficacité énergétique.

Une grande variété d'instruments économiques a été proposée ou mise en œuvre dans divers pays. Des mesures comme l'imposition d'une taxe sur les carburants influent sur la gamme la plus étendue possible d'utilisateurs de transports et sont considérées par leurs promoteurs comme offrant le meilleur rapport coût-efficacité. D'autres solutions, dont les frais d'enregistrement des véhicules ont été proposés, ainsi que certains instruments plus ciblés comme la tarification liée à la congestion routière ou l'imposition de taxes sur les véhicules à forte consommation de carburant.

Plus près de nous, les membres de la Table de consultation du débat public sur l'énergie proposaient au ministre des Ressources naturelles un ensemble de mesures économiques visant à réduire les émissions de sources mobiles : moyens fiscaux pour réduire la cylindrée des voitures, limites de vitesse pour les camions, péages routiers, indexation des taxes d'achat et d'immatriculation des voitures en fonction de la consommation d'essence, taxe spéciale sur le stationnement en ville, etc. (MRN, 1995).

La prolifération de l'automobile (plus de 300 000 véhicules supplémentaires en 2007 selon les projections de l'Agence métropolitaine du Transport) (AMT, 1997) et du transport routier s'explique d'abord, selon le rapport, par le fait que les coûts réels de ces moyens de transport sont en partie cachés au public et évités par les utilisateurs (ex. coût réel du système routier, coûts-santé et de mauvaise qualité de l'air, coûts environnementaux, pertes de productivité causées par les embouteillages urbains, etc.).

6.5 La sensibilisation et l'information du public

Plusieurs actions reliées au comportement du citoyen peuvent contribuer à réduire les émissions en milieu urbain (chauffage à l'électricité, covoiturage, transport en commun, marche, cyclisme, conduite écologique, inspection et entretien du véhicule, stopper le moteur en cas d'arrêt prolongé, etc.).

Le «marketing social» peut influencer les comportements en augmentant le niveau de sensibilisation à un problème, aux mesures correctives qui s'imposent et aux coûts et avantages de ces mesures.

Selon le rapport du groupe de travail sur le développement durable des transports au Canada,

«Si nous voulons atteindre les objectifs d'un aménagement durable des transports, le recours à des programmes réguliers d'éducation populaire s'avère nécessaire et ce pour plusieurs raisons :

- La non-viabilité des tendances actuelles en matière de transport demeure mal comprise. L'éducation populaire pourrait aider la population à mieux saisir l'importance et l'ampleur des répercussions environnementales et des coûts des décisions en matière d'infrastructure de transports et de comportements individuels.
- Certaines habitudes actuelles en matière de transport, notamment la dépendance à l'égard de l'automobile, sont fortement enracinées. Un changement comportemental ne surviendra pas sans modifications profondes des perceptions.
- Le soutien populaire accordé à certaines mesures particulièrement rigoureuses s'avère insuffisant. Le fait de renseigner le public sur les avantages des mesures rigoureuses permet de soutenir l'initiative politique» (Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, 1996).

Nous savons également, par l'expérience acquise en santé publique, que les programmes visant les changements de comportements d'une population ont un succès lorsque des stratégies complémentaires sont orientées sur la modification de l'environnement (ex. plan d'aménagement du territoire intégré à un plan de transport, mesures concrètes de contrôle de l'étalement urbain, réseau de pistes cyclables, etc.).

6.6 La planification des transports et de l'aménagement du territoire (ou la lutte contre l'étalement urbain)

Les facteurs démographiques, les politiques d'habitation, l'investissement des gouvernements dans les infrastructures suburbaines, le développement du réseau routier, un zonage agricole tardif et toujours fragile sont autant de facteurs qui ont contribué à étendre la zone urbanisée de la grande région de Montréal.

Cette consommation d'espace s'accompagne de coûts importants : perte de terres agricoles, nouvelles infrastructures, coûts d'entretien du système routier, dépense énergétique, coûts de la pollution atmosphérique associée à un accroissement important du parc automobile, congestion, bruit et traumatismes.

Selon le groupe de travail sur le développement durable des transports au Canada :

«Les lois provinciales et municipales en matière de planification du territoire et les règlements consacrés au zonage et aux codes du bâtiment peuvent influencer les profils d'établissement urbain en favorisant des formules mixtes et plus denses d'utilisation du territoire. Ces mesures auront pour effet de réduire la demande de transport et

d'accroître l'utilisation des modes de déplacement non motorisés, par exemple la marche et le vélo, en plus de susciter un déplacement vers les systèmes de transport en commun» (Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie, 1996).

L'intégration de la planification des transports et de l'aménagement du territoire ainsi que le soutien d'expériences à l'échelle du quartier favorisant des modes de transport alternatif et un développement urbain viable sont impératifs. Le cas de Portland, dans l'état d'Oregon, pourrait servir d'exemple pour la grande région de Montréal. Le ministère de la Métropole, à qui incombe la responsabilité de la planification des transports et de l'aménagement du territoire, pourrait assumer un leadership à cet effet.

6.7 Le développement des technologies

Le gouvernement a un rôle important concernant le soutien pour la recherche et le développement de nouvelles technologies visant la réduction des émissions atmosphériques.

L'état peut offrir au secteur privé des stimulants fiscaux à la recherche ou participer à des programmes conjoints de recherche et développement (ex. voiture électrique, cellule à hydrogène produisant de l'électricité, carburants alternatifs, etc.).

Il pourrait également soutenir des projets-pilotes novateurs d'aménagement du territoire et de transport et en évaluer leurs impacts, tant au niveau régional que local.

6.8 La surveillance des progrès accomplis à partir d'indicateurs quantifiables

Il est essentiel de disposer d'indicateurs quantifiables comprenant un ensemble de critères de base, en vue de mesurer les progrès accomplis.

Ces indicateurs devront être facilement utilisables et interprétables par les décideurs, pertinents, valides et regroupés dans un tableau de bord. Ils pourraient se regrouper selon divers facteurs inter-reliés:

Activité humaine :	modes de déplacement (passagers-kilomètres par mode de transport).
Stress :	utilisation de carburants fossiles par les automobiles (litres consommés, etc.).
Conditions environnementales :	qualité de l'air urbain, changement climatique, pluies acides, diminution ozone troposphérique, etc.
Conditions sanitaires :	hospitalisation pour maladies pulmonaires et asthme, etc.

Réactions de la société :	transports en commun et utilisation de l'automobile dans les zones urbaines.
Consommation d'énergie :	consommation par habitant
Transports :	partages intermodaux, dépenses en infrastructures, distances, durées et modes de déplacement urbain.
Aménagement du territoire :	densité, usages polyvalents, configuration urbaine

6.9 La concertation régionale, un préalable essentiel pour la réussite

Comme nous l'avons vu, plusieurs secteurs (transport, aménagement, environnement, santé, énergie) et niveaux gouvernementaux (municipal, régional, métropolitain, provincial et fédéral) sont interpellés simultanément pour gérer les principaux enjeux atmosphériques qui confrontent la grande région de Montréal et plus globalement la planète.

Notre réussite repose sur la capacité que nous aurons d'associer tous ces acteurs publics sur une base métropolitaine, en collaboration avec les ONG, et les milieux de la recherche pour développer une vision métropolitaine et intégrée de l'action, tout en soutenant des actions locales de développement urbain viables. Le défi, c'est de créer une région métropolitaine saine. «C'est dans la ville qu'il faut ramener la nature».

Références bibliographiques

AMT (Agence métropolitaine de Transport). 1997. Plan stratégique de développement du transport métropolitain: projet. Montréal, AMT. 105 p.

BACHAND, S. 1996. *Herbe à poux : guide de gestion et nouvelles méthodes de contrôle*. Montréal, Régie régionale de la santé et des services sociaux de Montréal-Centre, Direction de la santé publique. 202 p.

BERGERON, L., VIGEANT B. ET LACROIX, J. 1997. *Chapitre québécois de l'Étude pan-canadienne sur les impacts et l'adaptation à la variabilité et au changement du climat*. Résumé synthèse, tome V. 19 p.

BISSON, M. 1986. *Introduction à la pollution atmosphérique*. Québec Ministère de l'Environnement, Direction de l'assainissement de l'air. 132 p.

CADIEUX, F. 1988. La réduction des substances organiques volatiles sur le territoire de la Communauté urbaine de Montréal dans *16^e congrès annuel de l'APCA*. Québec, 30 mai 1988, Communauté urbaine de Montréal. pp. 106-19.

CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement). 1994. *Code de recommandations techniques pour la protection de l'environnement - programmes d'inspection et d'entretien pour le contrôle des émissions des véhicules à moteur*. Manitoba, (CCME-EPC-82F). 64 p.

CUM (Communauté Urbaine de Montréal). 1986. *Règlement relatif à l'assainissement de l'air et remplacement des règlements 44 et 44-1 de la Communauté*. Montréal, CUM. 65 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1997. *Groupe d'étude sur les émissions acidifiantes. Stratégie nationale sur les pluies acides pour après l'an 2000*.

FRANCOEUR, L.-G. 1996. S'attaquer en priorité à l'automobile. *Le Devoir*, 30 mars 1996. Page A6.

FRANCOEUR, L.G. 1997. Le mal acide stagne au Québec. *Le Devoir*, 27 août 1997. Page A8.

GAZETTE DU CANADA. 1996. *Loi sur la sécurité des véhicules automobiles*. 8 juin.

IRDEST (Institut de Recherche de Développement en Environnement - Secteur Transport). 1993. *Étude sur les impacts environnementaux de l'automobile*. Québec. 168 p. + 5 annexes.

MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune). 1996. *Bilan des pluies acides*.

MRN (Ministère des Ressources naturelles). 1995. *Pour un Québec efficace, Rapport de la Table de consultation du débat public sur l'énergie*. 150 p.

MRN ET MEF (Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Environnement et de la Faune). 1996. *Programme d'enregistrement des mesures volontaires sur les changements climatiques*. 22 p.

PRDE (Programme de Recherche et de Développement Énergétiques). 1993. *The environmental effects of transportation fuels. Final report*. Ottawa, Gouvernement du Canada. Pagination multiple + appendices.

SECTION CANADIENNE ET COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. 1996. *Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air. Rapport d'Étape 1996*. 88 p.

TABLE RONDE NATIONALE SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'ÉCONOMIE. 1996. *Le développement durable des transports au Canada. Rapport de synthèse*. Ottawa, Table Ronde Nationale sur l'environnement et l'économie. 91 p.

TRANSPORTS CANADA. 1997. *Loi sur la sécurité automobile*. [En ligne]. Adresse URL : <http://www.tc.gc.ca/actsregs/mvSa>. (Page consultée le 8 avril 1997).

ANNEXE I NOTES COMPLÉMENTAIRES POUR L'INVENTAIRE DES SOURCES FIXES D'ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE POLLUANTS

NOTE 1 - Estimation de la population du Grand Montréal

L'estimation des émissions atmosphériques effectuée dans le cadre de ce document se limite à la grande région de Montréal (GRM) tel que défini dans le rapport Pichette.

Cette région est divisée en trois parties:

- La CUM :** correspond à la région administrative de Montréal (région # 6) soit au territoire de la Communauté urbaine de Montréal;
- La Couronne Nord :** correspond à la région administrative de Laval (région # 13) et à une partie des régions de Lanaudière (région #14) et des Laurentides (région # 15);
- La Couronne Sud :** correspond à une partie de la région administrative de la Montérégie (région # 16).

La liste des municipalités figurant dans chacune des parties se trouve à la note # 2.

La population du Grand Montréal pour 1994 est estimée à 3 127 242 personnes réparties comme suit:

CUM :	1 775 871 personnes
Couronne Nord :	671 027 personnes
Couronne sud :	680 344 personnes

La population du Québec en 1994 était de 6 906 628 personnes selon le Répertoire des municipalités du Québec (1994).

Cette évaluation de la population de la GRM a servi plusieurs fois pour estimer la proportion des émissions atmosphériques attribuables à la grande région de Montréal à partir de données disponibles pour l'ensemble du Québec. La population de la GRM représente 45,3 % de l'ensemble de la population québécoise.

NOTE 2 - Municipalités constituant la GRM

Liste des municipalités incluses dans chacune des parties constituant la GRM et de leur population respective.

COMMUNAUTE URBAINE DE MONTREAL

Montréal (1 017 556)
Montréal-Nord (85 516)
LaSalle (78 804)
Saint-Léonard (73 120)
Saint-Laurent (72 402)
Verdun (51 307)
Pierrefonds (48 735)
Dollard-des-Ormeaux (46 922)
Anjou (37 210)
Lachine (35 266)
Côte Saint-Luc (28 700)
Pointe-Claire (27 647)
Outremont (22 935)
Westmount (20 239)
Beaconsfield (19 616)
Mont-Royal (18 212)
Kirkland (17 495)
Dorval (17 249)
Saint-Raphaël-de-l'Île-Bizard (11 352)
Hampstead (8 645)
Roxboro (5 879)
Montréal-Ouest (5 180)
Saint-Pierre (4 967)
Saint-Anne-de-Bellevue (4 030)
Baie-d'Urfé (3 849)
Montréal-Est (3 767)
Sainte-Geneviève (3 197)
Senneville (961)
Île-Dorval (3)

TOTAL : 1 775 871 habitants pour 1994.

COURONNE-NORD

Laval (314 398)
Repentigny (49 630)
Terrebonne (39 678)
Saint-Eustache (37 278)
Mascouche (25 828)
Sainte-Thérèse (24 158)
Blainville (22 679)
Boisbriand (21 124)
Mirabel (17 971)
Lachenaie (15 074)
Le Gardeur (13 814)
Deux-Montagnes (13 035)
Rosemère (11 198)
Sainte-Anne-des-Plaines (10 787)
La Plaine (10 576)
Lorraine (8 410)
Sainte-Marthe-sur-le-Lac (7 410)
Bois-des-Filion (6 337)
Charlemagne (5 598)
Pointe-Calumet (4 482)
Saint-Joseph-du-Lac (4 312)
Saint-Sulpice (2 549)
Oka (sans désignation) (1 658)
Oka (paroisse) (1 656)
Saint-Placide (1 387)
Territoire indien d'Oka

TOTAL : 671 027 habitants en 1994.

COURONNE SUD

Municipalités du Sud-Est

Longueuil (129 874)
Saint-Hubert (74 027)
Brossard (64 793)
Boucherville (33 796)
Saint-Bruno-de-Montarville (23 849)
Saint-Lambert (20 976)
Sainte-Julie (20 632)
Beloeil (18 516)
Saint-Constant (18 423)
Greenfield Park (17 652)
Chambly (15 893)
La Prairie (14 938)
Varenes (14 758)
Mont-Saint-Hilaire (12 341)
Candiac (11 064)
Saint-Basile-le-Grand (10 127)
Sainte-Catherine (9 805)
Delson (6 063)
Otterburn Park (6 045)
Saint-Amable (5 804)
Le Moyne (5 412)
Carignan (5 386)
Mc Masterville (3 689)
Saint-Philippe (3 572)
Saint-Mathias-sur-Richelieu (3 553)
Richelieu (2 843)
Saint-Mathieu-de-Beloeil (1 947)
Saint-Mathieu (1 754)
Notre-Dame-de-Bon-Secours (1 384)

Municipalités du Sud-Ouest

Châteauguay (39 933)
Vaudreuil-Dorion (17 107)
Pincourt (9 639)
Saint-Lazare (9 057)
Mercier (8 227)
Ile-Perrot (8 064)
Beauharnois (6 449)
Notre-Dame-de-l'Ile-Perrot (5 372)
Hudson (4 829)
Maple Grove (2 431)
Léry (2 429)
Melocheville (2 292)
Saint-Isidore (2 247)
Terrasse-Vaudreuil (1 744)
Vaudreuil-sur-le-Lac (876)
Pointe-des-Cascades (691)
Ile-Cadieux (140)

TOTAL : 680 344 habitants en 1994.

NOTE 3 - Industries situées sur le territoire de la GRM

Plusieurs industries figurant à l'inventaire des émissions atmosphériques du ministère de l'Environnement et de la Faune sont situées sur le territoire de la GRM. En voici la liste répartie par région: CUM, Couronne Nord et Couronne Sud.

Liste des industries situées sur le territoire de la CUM figurant à l'inventaire du MEF

BPCO - Division d'EMCO Limitée/LaSalle
Corporation de chauffage urbain de Montréal (C.C.U.M.)
Fonderies canadiennes d'acier Ltée
Cartons recyclés de Montréal Inc.
Emballage Consumers Inc.
Dural - Division de Multibond Inc.
Foamex Canada Inc.
Forbo Industries Inc.
La Compagnie du Gypse du Canada Ltée
Kruger Inc. - Division des emballages/LaSalle
Lawson Mardon Montréal - Division Lawson Mardon Packaging Inc.
Monsanto Canada Inc.
Métallurgie du cuivre Noranda Affinerie CCR
Novacor Chimie (Canada) Ltée - Division des plastiques
Produits Pétro-Canada/Pétrochimie
Produits Pétro-Canada/Raffinerie de Montréal
Pétromont, Société en commandite Usine de Montréal
Imprimerie Québécor LaSalle (Dumont)
Produits Shell Canada Ltée Raffineries de Montréal-Est
Sibbec Dosco (ISPAT) Inc./Montréal
Stelfil Ltée
Sulconam Inc.
Canadian Technical Tape LTD
La Corporation des rubans adhésifs VIBAC du Canada

Liste des industries situées dans la Couronne Nord de la GRM figurant à l'inventaire du MEF

Produits industriels et d'emballages Borden-Canada
Duro-Lak Inc.
Peintures MF Inc.
Peintures UCP Inc.
Sonoco Ltée
General Motors du Canada Ltée
Résines Neste Canada
Les revêtements Polyval Inc.

Liste des industries et installations situées dans la Couronne Sud de la GRM figurant à l'inventaire du MEF

A.E.T. Canada Inc.
Air Liquide Canada Ltée
Bennet Fleet Inc.
Papiers fins de spécialité Domtar/Beauharnois
Dow Chemical Canada Inc.
ICI Explosifs Canada, Complexe de Mc Masterville
Kronos Canada Inc.
Hydro Québec Centrale La Citière
Ciments Lafarge Canada Inc.
Services environnementaux Laidlaw (Mercier) Ltée/Mercier
Montell Canada Inc.
Produits Nacan Ltée
Owens-Corning Canada Inc.
Les papiers Perkins Ltée
PPG Canada Inc., Produits chimiques industriels
Pétromont, Société en commandite - Usine de Varennes
Société d'électrolyse et de chimie Alcan Ltée, usine Beauharnois
Sidbec-Dosco (ISPAT) Inc., Complexe de Contrecoeur
Stelco-McMaster Ltée

NOTE 4- Estimation des émissions de CO₂ et CH₄ issues des sites d'enfouissement de déchets

Le calcul des quantités de biogaz émis lors de la décomposition des déchets solides enfouis dans la grande région de Montréal tient compte des deux lieux d'enfouissement recevant actuellement des déchets susceptibles de produire des biogaz (méthane et CO₂). Ces lieux sont le Centre de traitement et d'élimination des déchets (CTED) à Montréal (Miron) et l'usine de triage de Lachenaie (UTL) à Lachenaie.

Il tient compte aussi d'un lieu d'enfouissement qui a cessé de recevoir des déchets en 1990, la carrière Meloche à Kirkland. Les quantités de biogaz produites par les lieux d'enfouissement fermés depuis plus longtemps n'ont pas été calculées à cause de l'absence de données disponibles, mais on peut supposer qu'elles ne sont pas très importantes.

Les quantités mentionnées tiennent compte du méthane et du CO₂ produits par la décomposition des déchets et de la transformation d'une partie du méthane en CO₂ lors de l'incinération ou de l'utilisation du biogaz pour produire de l'énergie.

Pour le CTED (Miron), l'estimation de la production de biogaz pour 1994 est tirée de l'Étude d'impact sur l'environnement, centrale de valorisation du biogaz CTED - Rapport préliminaire, Société Gazmont, SNC Lavalin Environnement Inc., août 1993. Pour UTL, les données sont tirées de l'Étude de dispersion du H₂S généré par la dégradation des déchets, usine de triage Lachenaie, Biothermica International Inc., juillet 1995.

La quantité produite à la carrière Meloche en 1994 a été estimée à partir de données fournies par la compagnie sur le débit d'alimentation de la torchère et en supposant une efficacité de captage de 90% pour le système de collecte des biogaz.

Le total des émissions de gaz carbonique et de méthane pour l'ensemble du Québec n'a pas été estimé.

NOTE 5 - Émissions atmosphériques de méthane associées aux fumiers

Le nombre total d'animaux d'élevage (bovins, chevaux, porcs, moutons, chèvres) a été déterminé pour chaque région à partir des données de la Direction du milieu agricole du MEF détaillé pour chaque municipalité.

Les facteurs d'émissions de CH₄ associés aux fumiers provenant de chaque catégorie d'animal (exprimés en kg de CH₄ émis par tête d'animal par année) proviennent du document «Greenhouse Gas Inventory Reference Manual» Inter-governmental Panel on Climate Change (IPCC) Guideline for National Greenhouse Gas Inventory, Vol. 3.

NOTE 6 - Estimation des émissions de méthane associées aux fuites de gaz naturel

Au ministère des Ressources naturelles, les données les plus récentes concernant l'utilisation par région du gaz naturel datent de 1990. Par contre entre 1990 et 1994, la quantité totale de gaz naturel utilisée a très peu varié passant de 5,1 millions de tonnes équivalent pétrole en 1990 à 5,2 millions de tonnes équivalent pétrole en 1994.

Considérant qu'en 1990, 58 % du gaz naturel était utilisé dans la région correspondant à la GRM, les fuites du réseau associées à l'utilisation du gaz naturel pour cette région en 1994 ont été évaluées à 58 % des émissions totales estimées pour l'ensemble du Québec (données issues de l'inventaire).

NOTE 7 - Émissions d'oxyde nitreux (N₂O) associées à l'utilisation d'engrais

Les émissions de N₂O reliées à l'utilisation d'engrais ont été estimées à partir des données fournies par la Direction du milieu agricole sur les montants dépensés par municipalité pour l'achat d'engrais, des données issues de Statistique Canada concernant les dépenses d'exploitation agricole et les frais d'amortissement pour 1994 et des données provenant du document «Estimation des émissions de gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990 ». (Rapport SPE 5/AP/4 déc. 92.).

NOTE 8 - Estimation des émissions de chlorofluorocarbones et d'hydrochlorofluorocarbones associées à l'utilisation de ces produits

Les quantités de chlorofluorocarbones et d'hydrochlorofluorocarbones vendus au Québec en 1994 ont été tirées du «Bilan des ventes et distributions de CFC, HCFC et halons en 1993 et 1994 au Québec» publié par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction des politiques du secteur industriel, Service de la qualité de l'atmosphère, mai 1996.

Les facteurs d'émissions atmosphériques des différents composés en fonction de leur usage ont été tirés de :

- Inventaire de l'utilisation des CFC et halons à Montréal - Rapport final. Août 1990, Cogesult Inc.
- Montréal Protocol 1991 Assessment
Report of the Refrigeration, Air Conditioning and Heat Pumps - Technical Options Committee, décembre 1991, UNEP.
- Montréal Protocol 1991 Assessment
Report of the Solvents, Coating and Adhesives - Technical Options Committee, décembre 1991, UNEP.
- Estimation des émissions des gaz provoquant l'effet de serre au Canada en 1990 - A.P. Jacques, Environnement Canada, Rapport SPE5/AP/4 décembre 1992.

La répartition des produits selon leur usage (réfrigération, solvants, stérilisation, mousses plastiques) a été effectuée à partir des proportions établies par Environnement Canada pour l'ensemble des produits vendus au Canada. Les données d'émissions atmosphériques ont été converties en équivalents CO₂ à partir des potentiels de réchauffement globaux dans «Ozone - Depleting Substances, Office of Air and Radiation, Stratospheric Protection Division (6205-J) US EPA».

NOTE 9- Valeurs des potentiels de réchauffement global et des potentiels d'amincissement de la couche d'ozone pour différentes substances chimiques

SUBSTANCES CHIMIQUES	POTENTIEL DE RECHAUFFEMENT GLOBAL (100 ANS) (EQUIVALENTS CO ₂)	POTENTIEL D'AMINCISSEMENT DE LA COUCHE D'OZONE
CO ₂	1	
CH ₄	24,5	
N ₂ O	320	
CFC-11	4000	-1,0
CFC-12	8500	1,0
CFC-113	5000	0,8
CFC-114	9300	1,0
CFC-115	9300	0,6
HCFC-22	1700	0,05
HCFC-123	93	0,02
HCFC-124	480	0,02
HCFC-141b	630	0,1
CF ₄	6300	
C ₂ F ₆	12500	

Source: Ozone Depleting Substances, Office of Air and Radiation, Stratospheric Protection Division (6205-J), US EPA

ANNEXE II VALEURS DES POTENTIELS DE RÉCHAUFFEMENT ATTRIBUÉES À CERTAINES SUBSTANCES CHIMIQUES

RADIATIVE FORCING OF CLIMATE CHANGE

Table 5. Global Warming Potentials, referenced to the absolute GWP for CO₂. The typical uncertainty is $\pm 35\%$ relative to the CO₂ reference

SPECIES	CHEMICAL FORMULA	LIFETIME (yr)	GLOBAL WARMING POTENTIAL (TIME HORIZON)		
			20 years	100 years	500 years
Methane*	CH ₄	14,5 $\pm$ 2,5*	62	24,5	7,5
Nitrous oxide	N ₂ O	120	290	320	180
CFCs					
CFC-11	CFC1 ₃	50 $\pm$ 5	5 000	4 000	1 400
CFC-12	CF ₂ Cl ₂	102	7 900	8 500	4 200
CFC-13	CClF ₃	640	8 100	11 700	13 600
CFC-113	C ₂ F ₃ Cl ₃	85	5 000	5 000	2 300
CFC-114	C ₂ F ₄ Cl ₂	300	6 900	9 300	8 300
CFC-115	C ₂ F ₅ Cl	1 700	6 200	9 300	13 000
HCFCs, etc.					
HCFC-22	CF ₂ HCl	13,3	4 300	1 700	520
HCFC-123	C ₂ F ₃ HCl ₂	1,4	300	93	29
HCFC-124	C ₂ F ₄ HCl	5,9	1 500	480	150
HCFC-141b	C ₂ FH ₃ Cl ₂	9,4	1 800	630	200
HCFC-142b	C ₂ F ₂ H ₃ Cl	19,5	4 200	2 000	630
HCFC-225ca	C ₃ F ₅ HCl ₂	2,5	550	170	52
HCFC-225cb	C ₃ F ₅ HCl ₂	6,6	1 700	530	170
Carbon tetrachloride	CCL ₄	42	2 000	1 400	500
Methyl chloroform	CH ₃ CCl ₃	5,4 $\pm$ 0,6	360	110	35
Bromocarbons					
Halon-1301	CF ₃ Br	65	6 200	5 600	2 200
Other					
HFC-23	CHF ₃	250	9 200	12 100	9 900
HFC-32	CH ₂ F ₂	6	1 800	580	180
HFC-43-10mee	C ₅ H ₂ F ₁₀	20,8	3 300	1 600	520
HFC-125	C ₂ HF ₅	36,0	4 800	3 200	1 100
HFC-134	CHF ₂ CHF ₂	11,9	3 100	1 200	370
HFC-134a	CH ₂ FCF ₃	14	3 300	1 300	420
HFC-143	CHF ₂ CH ₂ F	3,5	950	290	90
HFC-143a	CF ₃ CH ₃	55	5 200	4 400	1 600
HFC-152a	C ₂ H ₄ F ₂	1,5	460	140	44
HFC-227ca	C ₃ HF ₇	41	4 500	3 300	1 100
HFC-236fa	C ₃ H ₂ F ₆	250	6 100	8 000	6 600
HFC-245ca	C ₃ H ₃ F ₅	7	1 900	610	190
Chloroform	CHCl ₃	0,55	15	5	1
Methylene chloride	CH ₂ Cl ₂	0,41	28	9	3
Sulphur hexafluoride	SF ₆	3 200	16 500	24 900	36 500
Perfluoromethane	CF ₄	50 000	4 100	6 300	9 800
Perfluoroethane	C ₂ F ₆	10 000	8 200	12 500	19 100
Perfluorocyclo-butane	c-C ₄ F ₈	3 200	6 000	9 100	13 300
Perfluorohexane	C ₆ F ₁₄	3 200	4 500	6 800	9 900

* The methane GWP includes the direct effect and those indirect effects due to the production of tropospheric ozone and stratospheric water vapour. The indirect effect due to the production of CO₂ is not included.

** For methane the adjustment time is given, rather than the lifetime

Source : Intergovernmental Panel on Climate Change 1994 *Radiative Forcing of Climate Change The 1994 Report of the Scientific Assessment Working Group of IPCC - Summary for Policy-makers* Meteorological Office Marketing Communications Graphics Studio 94/694 28

ANNEXE III SIGNIFICATION SANITAIRE ASSOCIÉE À UN NIVEAU DONNÉ D'EFFETS

Par Josée Brosseau, Direction de la santé publique de Montréal-Centre

L'observation d'une variation statistiquement significative d'un effet sur la santé respiratoire d'un individu ne signifie pas nécessairement que ce dernier soit affecté de façon importante. Ainsi, concernant les variations de certains indicateurs de la fonction pulmonaire et de la réactivité bronchique, l'aggravation de symptômes respiratoires ainsi que la durée associée à l'observation de ces réponses physiologiques aiguës à l'O₃, les définitions de l'American Thoracic Society (ATS) sur ce qui constitue un effet néfaste suite à une variation ou réponse observée servent généralement de lignes directrices à la communauté scientifique et médicale. Ces directives sont entre autres reprises par l'US EPA via l'Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) et ont également été approuvées en 1995 par le Clean Air Scientific Advisory Committee, un organisme indépendant du US EPA (US EPA, 1995). Les tableaux 1 et 2 présentent une gradation de la réponse pour certains indicateurs du système respiratoire suite à une exposition aiguë à l'ozone, telle que définie par l'ATS, respectivement pour les sujets sains et ceux ayant un système respiratoire compromis (MPOC ou allergies sévères).

Ainsi, toutes les réponses du système respiratoire qualifiées de «sévères» devraient être considérées, selon l'OAQPS (US EPA, 1995) comme indicatrices d'effets respiratoires néfastes pour des sujets sains. Celles-ci sont toutes significatives d'un point de vue médical selon les lignes directrices de l'ATS, du fait que de telles réponses physiologiques amèneraient vraisemblablement plusieurs individus à cesser une activité normale impliquant un effort physique.

Pour les sujets au système respiratoire compromis (MPOC ou allergies sévères) (tableau 2), deux niveaux de réponses, sévère et modéré, amènent des effets qualifiés de néfastes; une réponse sévère ayant potentiellement des conséquences plus graves. Ainsi, l'OAQPS (US EPA, 1995) estime qu'une réponse physiologique sévère d'un individu au système respiratoire compromis a le potentiel d'engendrer une maladie épisodique ou incapacitante, puisqu'elle augmente la probabilité qu'un individu ainsi affecté visite l'urgence d'un hôpital ou y soit admis. Par ailleurs, les réponses dites «modérées», relatives à la réactivité bronchique non spécifique, à l'augmentation de la résistance spécifique des voies aériennes et à la diminution du FEV₁, ayant une durée <24h, sont considérées indicatrices d'effets néfastes pour les asthmatiques par l'OAQPS (US EPA, 1995) puisqu'elles pourraient empêcher beaucoup d'entre eux d'exercer une activité normale impliquant un effort physique. De plus, des expositions répétées à l'O₃ qui entraînent une réponse modérée chez des asthmatiques pourraient résulter en un usage répété de médicaments, en une accumulation de mucus, et en une exacerbation de l'inflammation; de tels effets devraient être considérés néfastes selon l'OAQPS (US EPA, 1995).

TABEAU 1 Gradation de la réponse physiologique d'individus sains suite à une exposition aiguë à l'ozone (US EPA, 1995)

RÉPONSE	AUCUNE/NORMALE	LÉGÈRE	MODÉRÉE	SÉVÈRE
Symptômes liés à la toux	Toux peu fréquente	Toux manifestée suite à une inspiration profonde ou un test de FVC ¹	Toux spontanée fréquente	Toux incontrôlable persistante
Douleur durant une inspiration profonde	Aucune	Inconfort à peine perceptible lors d'un test de FVC	Inconfort marqué lors d'un exercice ou d'un test de FVC	Un exercice ou des tests respiratoires cause une douleur à la poitrine; un test de FVC ne peut être adéquatement effectué
Diminution du VEMS ²	À l'intérieur de la variation normale (3%)	< 10%	≤ 20%	> 20%
Augmentation de la réactivité bronchique non spécifique	À l'intérieur de la variation normale	< 100%	≤ 300%	> 300%
Durée de la réponse	Aucune	< 4 h	< 24 h	≥ 24 h
Limitation des activités ³	Aucune	Aucune	Peu d'individus choisissent de cesser leurs activités	Quelques/Plusieurs individus choisissent de cesser leurs activités

¹ FVC : «forced vital capacity» ou en français, CVF pour capacité vitale forcée, ce qui correspond au volume total d'air expiré au cours de la première seconde (expiration forcée) suite à une inspiration maximale

² VEMS : volume expiratoire maximal par seconde ce qui correspond à la quantité maximale d'air que le sujet expire durant la première seconde

³ WHO, 1990 citant Lippmann, 1989; Lippmann, 1988

TABEAU 2 Gradation de la réponse physiologique d'individus ayant un système respiratoire compromis¹ (US EPA, 1995)

RÉPONSE	AUCUNE/NORMALE	LÉGÈRE	MODÉRÉE	SÉVÈRE
Réactivité bronchique non spécifique	Dose représente 50% à < 75% du niveau de base	Dose représente 50% à < 75% du niveau de base	Dose représente 25% à < 50% du niveau de base	Dose représente < 25% du niveau de base
Résultat de l'utilisation d'un broncho-dilatateur	--	Une dose unique amène un soulagement complet	Une dose unique amène un soulagement partiel	Des doses multiples amènent un soulagement partiel
Augmentation de la résistance spécifique des voies aériennes (SRaw ²)	À l'intérieur de la variation normale ($\pm 20\%$)	< 100%	$\leq 200\%$ ou $\leq 15 \text{ cmH}_2\text{O/s}$	> 200% ou > 15 cmH ₂ O/s
Respiration sifflante (« wheeze »)	Aucun	Accompagné d'une respiration autrement normale	Accompagné d'un essoufflement	Persistant accompagné d'un essoufflement
Toux	Peu fréquente	Accompagnant une inspiration profonde ou un test de FVC	Fréquente et spontanée	Persistante et incontrôlable
Douleur à la poitrine	Aucune	Inconfort perceptible seulement lors d'inspiration profonde	Inconfort marqué lors d'exercice ou d'une inspiration profonde	Vif inconfort lors d'exercice ou d'une inspiration profonde
Diminution du VEMS	< 3%	< 10%	$\leq 20\%$	> 20%
Durée de la réponse	Aucune	< 4 h	< 24	$\geq 24 \text{ h}$

¹ MPOC (maladies pulmonaires chroniques) ou allergies sévères obstructives

² SRaw : «specific airway resistance»

ANNEXE IV FACTEURS DE CONVERSION DES UNITÉS DES POLLUANTS ÉTUDIÉS

	ppm en mg/m ³	mg/m ³ en ppm
Ozone	1,96	0,51
Benzène	3,19	0,31
1,3-butadienne	2,21	0,47
Formaldehyde	1,23	0,82
Dibromure d'éthylène	7,7	0,13
Tétrachlorure de carbone	6,3	0,16
Acroléine	2,29	0,44

P 12,819

E-1937

Ex.2

Regroupement montréalais pr
la qualité de l'air et al.
Pollution atmosphérique et impacts
sur la santé et l'environnement dans
la grande région de Montréal

DATE

NOM

22/01/01

Marie St Amour

P 12,819

Ex.2



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
DE MONTRÉAL-CENTRE

Une réalisation du Regroupement montréalais
pour la qualité de l'air en collaboration avec l'unité
Santé au travail et environnementale de la Direction
de la santé publique de Montréal-Centre.
Hôpital Maisonneuve-Rosemont, mandataire

