

CCME

Canadian Council
of Ministers
of the Environment

Le Conseil canadien
des ministres
de l'environnement

Protocole de surveillance de la qualité de l'air ambiant

relatif aux

PM_{2,5} et à l'ozone

Standards pancanadiens

relatifs aux

particules et à l'ozone

PN 1457

ISBN 978-1-896997-76-6 PDF

Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) est le principal forum intergouvernemental de discussion et d'action conjointe au Canada pour les questions environnementales d'intérêt national, international et mondial. Les 14 gouvernements membres travaillent en partenariat à l'élaboration de normes, de pratiques et de lois et règlements environnementaux cohérents à l'échelle nationale.

Conseil canadien des ministres de l'environnement
123, rue Main, bur. 360
Winnipeg (Manitoba) R3C 1A3
Téléphone : (204) 948-2090
Télécopieur : (204) 948-2125
<http://www.ccme.ca>

PN 1457
ISBN: 978-1-896997-76-6 PDF

This document is also available in English.

© Le Conseil canadien des ministres de l'environnement 2011



AVANT-PROPOS

Le présent document traduit l'engagement du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) à établir et à tenir à jour un protocole de surveillance de la qualité de l'air dans le cadre des standards pancanadiens (SP) relatifs aux particules et à l'ozone afin de veiller à la comparabilité des données de surveillance.

Le protocole de surveillance se veut un outil de référence pour les gouvernements et le public. Il a pour but de faciliter la mise en œuvre et la coordination des programmes de surveillance de l'air ambiant à l'appui des SP relatifs aux particules et à l'ozone. La coordination permet la bonne exécution des travaux d'analyse de l'évolution de la qualité de l'air ambiant, des évaluations régionales de la relation sources–récepteurs, des analyses de la qualité de l'air dans un contexte transfrontalier et de la conception des plans de mise en œuvre.

Le présent document a été préparé dans le cadre d'un processus ouvert et transparent du Groupe de travail sur la surveillance et la production de rapports. Ce Groupe de travail comprenait des représentants des gouvernements fédéral, provinciaux et régionaux, de même que des participants de groupes environnementaux et de la santé ainsi que de l'industrie. Après la conclusion des travaux du Comité de coordination de la mise en œuvre des mesures conjointes (CCMMC), en 2005, la tâche d'achever l'élaboration du protocole de surveillance a été confiée au Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA). La société ORTECH Environmental a également participé à la préparation du présent document en vertu d'un contrat avec le CCME.

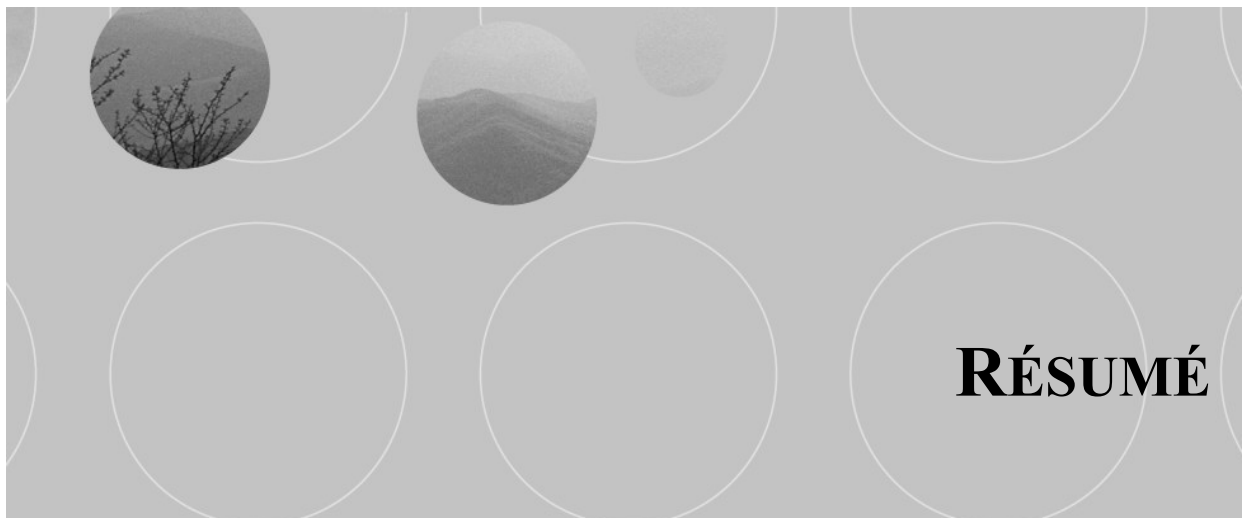
TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES	v
Résumé	vi
Acronymes et abréviations	viii
1. Introduction	1
1.1 But et utilisation.....	1
1.2 Information générale sur les SP relatifs aux particules et à l’ozone.....	2
2. Polluants visés	4
3. Réseau de surveillance de la qualité de l’air ambiant	7
4. Conception des réseaux.....	9
4.1 Objectifs du réseau de surveillance	9
4.2 Représentativité spatiale	10
4.3 Classification des sites.....	10
4.3.1 Stations de contrôle de la conformité aux SP	11
4.3.2 Stations de contrôle du transport régional / des concentrations de fond.....	12
4.3.3 Stations de contrôle de la spéciation chimique / des précurseurs	13
4.3.4 Stations d’études spéciales.....	13
4.4 Choix des sites	14
4.4.1 Réseaux urbains	14
4.4.2 Réseaux ruraux	19
4.5 Système d’échantillonnage	19
4.5.1 Exigences relatives à l’abri	20
4.5.2 Critères de localisation des sondes	20
4.5.3 Conception du collecteur	24
4.5.4 Exploitation du site et des analyseurs	24
4.5.5 Localisation et concentrations de fond	25
5. Objectifs de qualité des données.....	27
5.1 But des objectifs de qualité des données	27
5.2 Objectifs de qualité des données pour les PM _{2,5} et l’ozone	27
5.3 Critères d’équivalence pour les instruments de surveillance en continu des PM _{2,5}	29
6. Méthodes de mesure	31
6.1 Méthodes de mesure de la concentration des PM _{2,5}	31
6.1.1 Méthodes manuelles de mesure des PM _{2,5}	32
6.1.2 Méthodes de mesure en continu de la concentration des PM _{2,5}	35
6.1.3 Contrôle de la spéciation des PM _{2,5}	38
6.2 Méthodes de mesure de l’ozone en continu.....	39
6.3 Méthodes de mesure de la masse des grosses particules	41
6.4 Méthodes de mesure du dioxyde de soufre.....	42
6.5 Méthodes de mesure des oxydes d’azote	42
6.6 Méthodes de mesure de l’ammoniac	43
6.7 Méthodes de mesure du monoxyde de carbone	44
6.8 Méthodes de mesure des composés organiques volatils.....	44

7. Exigences en matière d'assurance de la qualité	46
7.1 Procédures sur le terrain	46
7.2 Procédures d'expédition	46
7.3 Procédures de laboratoire	47
7.4 Procédures de gestion des données	47
8. Gestion des données	48
8.1 Format des données	48
8.2 Présentation des données	48
8.3 Accès aux données	48
9. Révision du protocole	50
Glossaire	51
Références	52

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Figure 1 : Schéma simplifié des processus de formation des particules secondaires	5
Figure 2 : Zone acceptable de localisation des stations de surveillance des particules	23
Figure 3 : Critères de performance utilisés par l'EPA pour l'approbation des FEM de mesure des PM _{2,5}	30
Tableau 1 : Stratégie de surveillance pour les SP relatifs aux particules et à l'ozone	vii
Tableau 2 : Tendances générales des paramètres urbains et caractéristiques temporelles	6
Tableau 3 : Échelles de représentativité spatiale	10
Tableau 4 : Critères de classification et de répartition des stations du RNSPA	15
Tableau 5 : Critères de localisation des sondes d'échantillonnage du RNSPA	21
Tableau 6 : Distance minimale des routes pour les analyseurs de O ₃ et de NO ₂	24
Tableau 7 : Résumé des activités effectuées aux stations du RNSPA	24
Tableau 8 : Critères de localisation des stations et des sondes du RCSAP	25
Tableau 9 : Objectifs de qualité des données	28
Tableau 10 : Types d'échantillonneurs FRM	34
Tableau 11 : Résumé des méthodes de contrôle de la concentration des particules en temps réel utilisées au Canada	36
Tableau 12 : Modules d'échantillonnage et groupes de substances à analyser	39
Tableau 13 : Méthodes de mesure et spécifications d'exploitation des appareils de mesure du RNSPA ¹	40



Le Protocole de surveillance de la qualité de l'air ambiant établi, en vertu des standards pancanadiens (SP) relatifs aux $PM_{2,5}$ et à l'ozone (le « protocole de surveillance »), devrait être considéré de concert avec au moins deux autres documents : le *Guide de vérification de la conformité aux standards pancanadiens* (GVCSP) et le *Guide pour l'amélioration continue et la protection des régions non polluées* (CCME, 2007a, b).

Le protocole de surveillance a pour fonction première d'assurer la comparabilité des données recueillies par les divers réseaux canadiens de mesure des concentrations ambiantes (voir section 3) et qui doivent servir à atteindre les objectifs suivants des SP :

- mesurer les concentrations représentatives de particules et d'ozone dans les régions habitées du Canada;
- mesurer les concentrations représentatives les plus élevées d'ozone dans les régions métropolitaines;
- mesurer les concentrations de fond et le transport des particules et de l'ozone dans les zones touchées par les concentrations transfrontalières;
- appuyer l'élaboration de stratégies de gestion appropriées à l'échelle régionale;
- suivre les progrès réalisés et en rendre compte;
- assurer la fiabilité et la comparabilité des mesures effectuées dans chacune des régions.

Le protocole de surveillance établit les exigences minimales que les réseaux de collecte de données sur la qualité de l'air ambiant doivent respecter aux fins des SP. L'adoption de normes communes à l'échelle du pays permet de faire en sorte que les données recueillies par les réseaux relevant de diverses instances puissent être analysées comme un tout cohérent, ce qui permet d'accroître la puissance des méthodes statistiques et de tirer un maximum de bénéfices scientifiques des ressources investies. L'adoption d'objectifs nationaux de qualité des données (OQD) permet en outre à certains réseaux particuliers de dépasser ces normes lorsque la technologie et les ressources disponibles le permettent.

Dans le présent document, les OQD sont définis comme les « attributs mesurables des données de surveillance qui permettront d'atteindre les objectifs du programme et les objectifs de mesure ». Ces objectifs « axés sur les résultats » ont été définis pour assurer l'intégration des technologies nouvelles et émergentes aux activités de surveillance lorsqu'elles permettent de satisfaire aux OQD du réseau.

Le présent protocole de surveillance s'appuie sur quatre types de stations de surveillance :

Tableau 1 : Stratégie de surveillance pour les SP relatifs aux particules et à l’ozone

Type de station de surveillance	But principal de la station de surveillance
Production de rapports sur la conformité aux SP	Suivi et compte rendu des progrès accomplis dans l’application des dispositions des SP relatifs aux particules et à l’ozone.
Transport régional / concentrations de fond	Démonstration de l’influence des flux transfrontaliers, des concentrations de fond et des phénomènes naturels afin de rendre compte de l’atteinte des standards.
Spéciation chimique / précurseurs chimiques	Caractérisation de la qualité de l’air et de son évolution, élaboration et évaluation de stratégies de surveillance des émissions, estimation des risques que présente l’exposition pour la santé, évaluation des relations sources-récepteurs, collecte de données d’entrée pour l’exécution et l’évaluation des modèles et mesure des progrès globaux réalisés par les programmes de lutte contre la pollution atmosphérique.
Études spéciales	Amélioration des connaissances sur les causes de la présence, dans l’air ambiant, de concentrations élevées de PM _{2,5} et d’ozone aux fins de l’élaboration de stratégies de lutte contre la pollution, et réalisation d’études sur la santé (à court terme, et qui pourraient être itinérantes).

Le GVCSP contient des informations supplémentaires sur le choix des sites visés par les rapports sur les SP et sur les procédures d’évaluation de la conformité aux SP.

L’assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) ainsi que les normes de gestion des données sont des éléments importants de tout programme de surveillance. Le protocole de surveillance énumère les procédures nationales de surveillance de la pollution atmosphérique (SPA) qui constituent la norme en matière de surveillance des concentrations de PM_{2,5} et d’ozone présentes dans l’air ambiant. Les réseaux participants doivent respecter au minimum les *Lignes directrices sur l’assurance et le contrôle de la qualité du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique* ou RNSPA (EC, 2004). Les gouvernements participants sont libres de dépasser cette norme s’ils disposent de la technologie et des ressources nécessaires.

La surveillance de la qualité de l’air ambiant est une activité complexe, et la technologie en cette matière évolue rapidement. Le protocole de surveillance énumère les normes nationales applicables dans ce domaine. Les recommandations ayant trait à ces normes pourraient devoir être révisées ou étoffées de temps à autre. Le groupe de gestionnaires du RNSPA est reconnu comme étant l’instance appropriée pour réviser les protocoles de surveillance de la qualité de l’air ambiant établis dans le cadre des SP.

ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Microgramme par mètre cube
^{14}C	Carbone-14, ou radiocarbone (isotope radioactif)
AQ/CQ	Assurance et contrôle de la qualité
ARM	Méthodes régionales approuvées (Approved regional methods — É.-U.)
BAM	Moniteur à atténuation bêta
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CFR	Code of federal regulations (É.-U.)
CO	Monoxyde de carbone
COSV	Composés organiques semi-volatils
COV	Composés organiques volatils
CPG/DDM	Chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à discrimination de masse
CSTE	Centre des sciences et technologies environnementales (Environnement Canada)
EPA	Agence pour la protection de l'environnement (Environmental Protection Agency —É.-U.)
FDMS®	Filter dynamics measurement system
FEM	Méthode fédérale équivalente (Federal Equivalent Method — É.-U.)
FR	Registre fédéral (Federal registrar — É.-U.)
FRM	Méthode de référence fédérale (Federal Reference Method — É.-U.)
GVCSP	Guide de vérification de la conformité aux standards pancanadiens
HNO_3	Acide nitrique
HR	Humidité relative
IMPROVE	Interagency Monitoring of Protected Visual Environments (É.-U.)
Kpa	Kilopascal
MeV	Mégaélectron volt
MnO_2	Dioxyde de manganèse
MOE	Ministère de l'Environnement (Ontario)
MON	Mode opératoire normalisé
MR	Méthode de référence (du RNSPA)
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards (É.-U.)
NARSTO	Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique (anciennement)
NH_3	Ammoniac
NH_4NO_3	Nitrate d'ammonium
NIST	National Institute of Standards and Technology (É.-U.)
nm	Nanomètre
NO	Monoxyde d'azote
NO_2	Dioxyde d'azote
NO_3^-	Nitrate
NOy	Azote total réactif oxydé
ONQAA	Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant (Canada)
OQD	Objectifs de qualité des données
PAMS	Station de surveillance par évaluation photochimique (É.-U.)
PM_{10}	Particules dont le diamètre est inférieur ou égal à 10 microns
$\text{PM}_{10-2,5}$	Particules dont le diamètre mesure entre 2,5 et 10 microns (grosses particules)
$\text{PM}_{2,5}$	Particules dont le diamètre est inférieur ou égal à 2,5 microns (particules fines)
PNE	Procédure normalisée d'exploitation
ppb	Partie par milliard

PRNP/AC	Protection des régions non polluées – amélioration continue
PST	Particules en suspension totales
PSV	Particules semi-volatiles
RCSAP	Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations
RNSPA	Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique
RR	Région de rapport
SCC	Séparation par cyclone
SLEA	Sarnia Lambton Environmental Association
SMC	Service météorologique du Canada
SO ₂	Dioxyde de soufre
SP	Standards pancanadiens
SRR	Sous-région de rapport
TEOM ^{MC}	Tapered element oscillating microbalance ^{MC}
TPN	Température et pression normales
TPS	Total des particules en suspension
VSCC ^{MC}	Very sharp cut cyclone

INTRODUCTION

1.1 But et utilisation

Le présent document fournit aux gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux des informations qui les aideront à assurer la coordination des données de surveillance. Le protocole de surveillance de la qualité de l'air ambiant relatif aux $PM_{2,5}$ et à l'ozone permet d'assurer une meilleure coordination de la conception et de la mise en œuvre des programmes de surveillance, de l'analyse de l'évolution de la qualité de l'air ambiant, de l'évaluation de la relation sources–récepteurs, des analyses de l'impact de la qualité de l'air à l'échelle transfrontalière et de la conception des plans de mise en œuvre. Par souci de concision, le présent document sera ci-après appelé « protocole de surveillance ».

Deux autres documents portant sur la surveillance de la qualité de l'air ambiant ont été préparés par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) à l'appui de la gestion des standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone (SP) :

- le *Guide de vérification de la conformité aux standards pancanadiens (GVCSP)*;
- le *Guide pour l'amélioration continue et la protection des régions non polluées*.

Le protocole de surveillance a pour fonction première d'assurer la comparabilité des données recueillies par les divers réseaux canadiens de mesure des concentrations ambiantes (voir section 3) et qui doivent servir à atteindre les objectifs suivants des SP relatifs aux particules et à l'ozone :

- mesurer les concentrations représentatives de particules et d'ozone dans les régions habitées du Canada;
- mesurer les concentrations représentatives les plus élevées d'ozone dans les régions métropolitaines;
- mesurer les concentrations de fond et le transport des particules et de l'ozone dans les zones touchées par les concentrations transfrontalières;
- appuyer l'élaboration de stratégies de gestion appropriées à l'échelle régionale;
- suivre les progrès réalisés et en rendre compte;
- assurer la fiabilité et la comparabilité des mesures effectuées dans chacune des régions.

L'assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) ainsi que les normes de gestion des données sont des éléments importants de tout programme de surveillance. Le protocole de surveillance énumère les procédures nationales de surveillance de la pollution atmosphérique (SPA) qui constituent la norme en matière de surveillance des concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone présentes dans l'air ambiant. Les réseaux participants doivent respecter au minimum les *Lignes directrices sur l'assurance et le contrôle de la qualité du Réseau*

national de surveillance de la pollution atmosphérique ou RNSPA (EC, 2004). Les gouvernements participants sont libres de dépasser cette norme s'ils disposent de la technologie et des ressources nécessaires.

Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air ambiant participants devraient se conformer aux méthodes et pratiques décrites dans le présent protocole de surveillance dans tous les sites où seront recueillies les données utilisées aux fins de la réalisation des objectifs des SP décrits ci-dessus. La comparabilité des données est essentielle pour l'analyse de l'évolution de la qualité de l'air ambiant, l'évaluation de la relation sources–récepteurs et l'analyse de la qualité de l'air à l'échelle transfrontalière. Il est particulièrement important de respecter les exigences du protocole de surveillance dans les sites qui sont précisément conçus pour le suivi et l'établissement de rapports, tel que décrit à la section 4. Le protocole de surveillance succède à l'annexe B du document du Groupe de travail sur la qualité de l'air ambiant intitulé *Ground-Level Ozone and Precursor Monitoring Guidelines and Implementation Report* (Canadian – Monitoring, 1997).

1.2 Information générale sur les SP relatifs aux particules et à l'ozone

Le 5 juin 2000, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada — à l'exception du Québec — entérinaient les SP relatifs aux particules et à l'ozone. L'Entente sur les SP confirme que les particules et l'ozone sont particulièrement nocifs pour la santé humaine et l'environnement et reconnaît la nécessité d'une gestion coordonnée nationale et à long terme axée sur la réduction des risques associés à ces polluants.

Par l'Entente sur les SP, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada se sont fermement engagés à mettre en œuvre les SP, à partager l'information sur cette mise en œuvre ainsi qu'à en répondre devant leurs publics respectifs.

L'Entente sur les SP comporte plusieurs volets :

- La partie 1 établit les objectifs numériques et les échéances que les gouvernements doivent respecter pour se conformer aux standards.
- La partie 2 expose les étapes que les gouvernements doivent suivre pour mettre en œuvre les plans, les programmes et les mesures et ainsi se conformer aux standards dans les délais prescrits; établit les dispositions relatives aux examens ultérieurs des standards; précise le contenu des rapports que les gouvernements doivent préparer pour rendre compte des progrès accomplis et les échéances à respecter en cette matière.
- L'annexe A reconnaît la nécessité de prendre des mesures préventives dans plusieurs régions du pays, en prévoyant l'élaboration de stratégies telles que l'amélioration continue et la protection des régions non polluées.
- L'annexe B fournit des instructions aux gouvernements concernant la rédaction de rapports portant sur tous les aspects des SP, depuis les plans et les mesures de gestion jusqu'au respect des objectifs numériques.

Standards à respecter d'ici 2010

En vertu des SP, les gouvernements doivent définir les standards relatifs aux particules fines (PM_{2,5}) et à l'ozone à respecter d'ici 2010. La définition de ces standards constitue un premier pas important dans la poursuite de l'objectif à long terme, qui est de réduire les risques que posent les particules et l'ozone pour la santé humaine et l'environnement. Les standards et leurs formats de présentation statistique recommandés sont les suivants :

SP relatif aux PM_{2,5} – concentration moyenne de 30 µg/m³ sur 24 heures

Le *format du standard* est la moyenne triennale du 98^e centile annuel de la concentration quotidienne de PM_{2,5} mesurée sur 24 heures.

SP relatif à l’ozone – concentration moyenne de 65 ppb mesurée sur 8 heures

Le *format du standard* est la moyenne triennale de la 4^e valeur annuelle la plus élevée des maximums quotidiens des concentrations moyennes d’ozone mesurées sur 8 heures.

Au moment d’entériner les SP, ces standards représentaient un équilibre entre, d’une part, le désir de protéger le mieux possible la santé des humains et l’environnement à court terme et, d’autre part, la capacité technique et financière de réduire les émissions de polluants à l’origine du smog.

On peut considérer que les standards relatifs aux PM_{2,5} et à l’ozone sont constitués de deux éléments : les valeurs numériques —30 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 65 ppb pour l’ozone— et le *format* sous lequel il convient d’exprimer les valeurs mesurées de ces paramètres pour évaluer dans quelle mesure les standards sont effectivement respectés. Les formats des standards sont les moyennes triennales indiquées ci-dessus.

En vertu des dispositions relatives aux rapports énumérées dans la partie 2 de l’Entente sur les SP, les gouvernements s’engagent à produire des rapports sur les progrès réalisés dans l’atteinte des objectifs et le respect des échéances, la mise en œuvre des plans et des programmes de réduction des émissions ainsi que la révision des standards :

- a) production de rapports réguliers à l’intention du public de chaque gouvernement, la date de production et la portée des rapports étant laissées à la discrétion de chacun des gouvernements en cause;
- b) production de rapports à l’intention des ministres et du public, soit de rapports quinquennaux exhaustifs à compter de 2006 et de rapports annuels sur l’atteinte et le maintien des objectifs des SP à compter de 2011, conformément aux directives prévues à l’annexe B.

L’annexe A s’adresse aux régions du Canada qui ont déjà atteint les objectifs des SP. Elle décrit les objectifs d’amélioration continue et de protection des régions non polluées et encourage les gouvernements à pratiquer la prévention de la pollution et à mettre en œuvre les meilleures pratiques de gestion pour y arriver.

L’annexe B (le protocole de production de rapports) contient des dispositions visant à aider les gouvernements à assurer la cohérence et la comparabilité de leurs rapports et à renseigner le public sur les moyens que comptent employer les gouvernements pour assurer le suivi des mesures prises et rendre compte des résultats obtenus. Pour contribuer à l’atteinte de ces objectifs, le CCME s’est engagé à produire et, au besoin, à mettre à jour périodiquement un *Guide de vérification de la conformité aux standards pancanadiens* (GVCS) relatifs aux particules et à l’ozone.

En vertu du protocole, les gouvernements s’engagent également à maintenir à jour leurs propres données sur les mesures de concentrations de PM_{2,5}, de PM₁₀ et d’ozone dans l’air ambiant et à les rendre accessibles au public. Les experts de la surveillance de la qualité de l’air ambiant au Canada sont chargés d’établir et de tenir à jour un protocole de surveillance (le présent document) afin d’assurer la comparabilité nationale de ces données de surveillance. On sera ainsi en mesure de mieux coordonner la conception et le fonctionnement des programmes de surveillance, les analyses de l’évolution de la qualité de l’air ambiant, les évaluations régionales de la relation sources–récepteurs, les analyses de la qualité de l’air à l’échelle transfrontalière et la conception des plans de mise en œuvre.

Pour en savoir plus, consulter le texte de l’Entente sur les SP accessible en ligne à l’adresse suivante : www.ccme.ca.



2

POLLUANTS VISÉS

Les standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone mettent particulièrement l'accent sur la mesure des concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ et d'ozone troposphérique dans l'air. Ces données servent principalement à contrôler la conformité aux objectifs numériques des SP. La surveillance sert également à mieux définir les relations sources-récepteurs et à mieux connaître les causes à l'origine de concentrations élevées de $PM_{2,5}$ et d'ozone aux fins de l'élaboration d'une stratégie de lutte contre la pollution. Cette surveillance ne se limite pas aux $PM_{2,5}$ et à l'ozone; elle doit également porter sur les précurseurs de ces substances et sur les substances chimiques qui composent les $PM_{2,5}$.

L'ozone est un polluant atmosphérique secondaire dont les concentrations dépendent étroitement du rayonnement solaire et des concentrations ambiantes d'oxydes d'azote (NO_x), de composés organiques volatils (COV) et de monoxyde de carbone (CO). En zones rurales, les NO_x ne représentent généralement qu'une petite fraction du total des espèces d'azote oxydé réactives (généralement désignées par l'abréviation NO_y et incluant le nitrate de peroxyacétyle, le HNO_3 et les aérosols de NO_3^- , ainsi que le NO et le NO_2). La mesure des COV différenciés fournit des informations sur la contribution des principales sources d'émissions de COV aux concentrations ambiantes et peut servir à la vérification des inventaires d'émissions et des résultats de la modélisation photochimique. Le monoxyde de carbone est un composé important de la photochimie de l'oxydation et de la formation de l'ozone troposphérique. En zones urbaines, les mesures du CO fournissent un indice des émissions anthropiques et, utilisées de concert avec les mesures des NO_x et des COV, peuvent fournir des informations importantes pour le contrôle des émissions et l'évaluation de l'efficacité des mesures de réduction des émissions, notamment dans le secteur des transports. En zones rurales, les mesures du CO fournissent un indice de l'incidence des sources anthropiques de polluants sur la chimie atmosphérique et, à un certain degré, sur l'âge de la masse d'air.

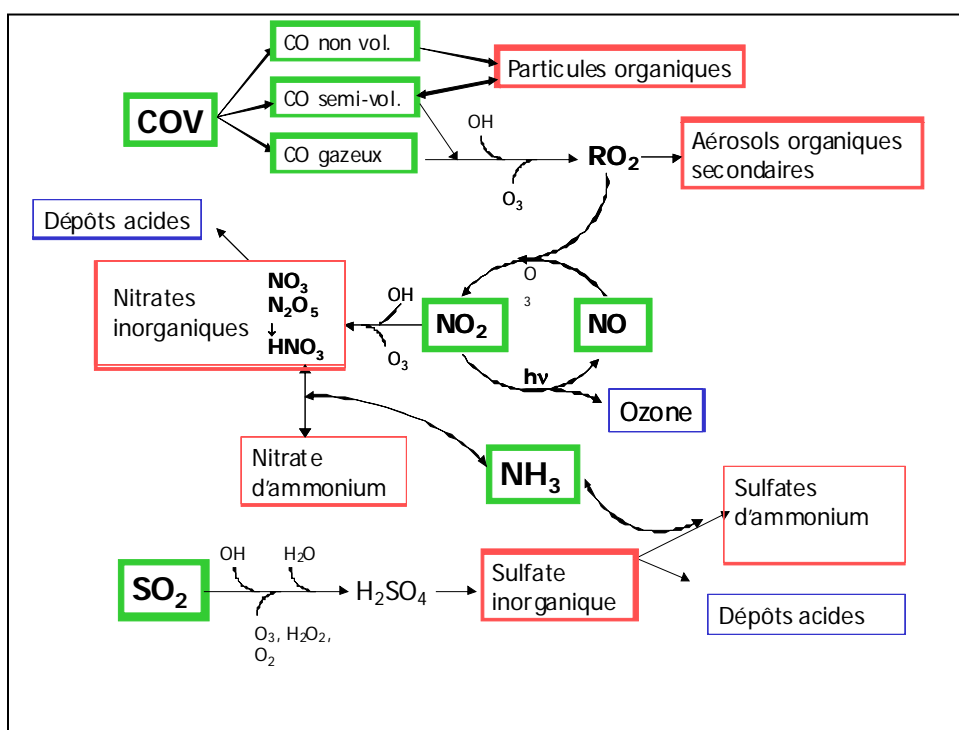
Les $PM_{2,5}$ se composent d'un mélange de particules primaires et secondaires dont la durée de vie dans l'atmosphère est longue (jours ou semaines) et qui peuvent être transportées sur de grandes distances (centaines ou milliers de kilomètres). Les sulfates, les nitrates, le carbone organique et élémentaire, les oligoéléments, l'ammonium et l'eau sont souvent parmi les principaux composants des $PM_{2,5}$. Les particules primaires sont émises directement dans l'atmosphère et comprennent des particules du sol et des particules de carbone provenant de la combustion de combustibles fossiles et de biomasse. Les procédés de combustion émettent également des particules primaires constituées d'un mélange de nombreux composés de métaux traces. Les principaux types d'aérosols secondaires sont le sulfate et le nitrate d'ammonium formés à partir d'émissions gazeuses de SO_2 et de NO_x qui réagissent avec l'ammoniac (NH_3), ainsi que les substances organiques formées à partir de composés organiques volatils ou semi-volatils. La parenté avec les gaz inorganiques précurseurs est plus prévisible, mais l'importance de la contribution des COV à la

formation des $PM_{2,5}$ reste mal comprise, et des mesures supplémentaires seront nécessaires pour établir un lien quantitatif entre les types de sources spécifiques et les concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$.

La fraction des grosses particules inhalables — $PM_{10-2,5}$ — est constituée de poussières diffuses d'origine plus localisée qui sont d'ordinaire transportées moins loin que les particules fines et qui constituent un paramètre important de la qualité de l'air urbain. Les événements naturels périodiques (p. ex., tempêtes de poussière, feux de forêts) peuvent également contribuer aux concentrations de fond élevées. Ce paramètre se distingue, par son origine, sa composition et son comportement dans l'atmosphère, des autres composants précurseurs à diffusion plus facile, mais il s'y apparente néanmoins puisque les composants carbonés possibles et les propriétés de diffusion de la lumière des particules grossières peuvent jouer un rôle dans les changements du rayonnement solaire.

La figure 1, tirée du chapitre 6 du rapport intitulé *Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada* (EC, 2001), est un schéma simplifié des processus qui conduisent à la formation de $PM_{2,5}$ secondaires. Ce schéma illustre bien l'importance de procéder à des mesures complémentaires aux mêmes endroits, en plus des mesures de concentration de la masse des $PM_{2,5}$ et du ratio de mélange de l'ozone effectuées dans un sous-ensemble de sites.

Figure 1 : Schéma simplifié des processus de formation des particules secondaires



Tel que décrit par NARSTO (un partenariat public-privé voué à l'amélioration de la gestion de la qualité de l'air en Amérique du Nord) et par d'autres chercheurs, la climatologie et la météorologie influent toutes les deux sur pratiquement tous les processus liés à la formation des particules, à leur dispersion et à leur sédimentation. Il est donc nécessaire pour bien comprendre les rapports qui existent entre les $PM_{2,5}$ et leurs précurseurs de procéder aux mesures connexes des paramètres météorologiques — vitesse et direction du vent, humidité relative et rayonnement solaire — aux endroits pertinents. Les différences saisonnières de concentrations des divers paramètres sont souvent clairement mises en évidence par les données de surveillance, mais elles ne sont pas toujours faciles à expliquer à l'aide des données disponibles sur les

émissions. Nous savons que les épisodes de PM_{2,5} à grande échelle sont causés principalement par des conditions météorologiques inhabituelles comme l'accumulation d'émissions de précurseurs liée aux zones de haute pression estivales caractérisées par des températures élevées, des vents faibles et des conditions stables. Les masses d'air stagnantes observées en hiver peuvent également se conjuguer aux températures basses pour faciliter la formation de composants de particules secondaires de nitrates inorganiques.

Le tableau 2 résume les tendances générales affichées par les concentrations et les distributions temporelles de paramètres particuliers au Canada. Les tendances temporelles peuvent parfois varier dans l'espace en fonction de l'apport de polluants locaux ou transportés de l'extérieur et des variations météorologiques.

Tableau 2 : Tendances générales des paramètres urbains et caractéristiques temporelles

Paramètre	Évolution de la concentration – moyenne annuelle (ou autre)	Période de surveillance	Distribution saisonnière	Caractéristiques diurnes ou quotidiennes	Références
PM _{2,5}	Faible baisse ou aucun changement apparent dans certaines villes	1986-1998	Habituellement plus élevée en été, mais pas dans toutes les régions	Habituellement plus élevée le matin des jours de semaine	EC, 2001 EC, 2005a NARSTO, 2003
O ₃	Variable, mais hausses légères en Ontario	1980-2003	Plus élevée au printemps et en été	La plus élevée en fin d'après-midi; la moins élevée le matin	MOE, 2004 CCME, 2005 SLEA, 2006
PM _{10-2,5}	Généralement en baisse	1984-2000	Plus élevée en été	La plus élevée les jours de semaine	CCME, 2003
SO ₂	Généralement en baisse	1984-2003	Généralement la plus élevée en hiver	Habituellement la plus élevée en milieu d'après-midi	EC, 2001 MOE, 2004 SLEA, 2006
NO _x	Généralement en baisse	1987-1998	Généralement la plus élevée en hiver	La plus élevée le matin	EC, 2001 MOE, 2004 SLEA, 2006
CO	Concentrations maximales généralement en baisse en Ontario	1990-2003	Généralement la plus élevée en hiver	La plus élevée le matin et en fin d'après-midi en zones urbaines	MOE, 2004 EC, 2005b
COV	Varie selon l'espèce; concentration de certaines substances aromatiques en baisse	1992-1999	Concentration des espèces aromatiques généralement la plus élevée en hiver, mais variable dans l'Est	Concentration des substances aromatiques la plus élevée le matin et la plus faible à mi-journée pour les sites urbains uniques (surveillance continue)	EC, 2001 MOE, 2004 SLEA, 2006
NH ₃	N.d.	N.d.	La plus élevée au printemps, en été et à l'automne	N.d.	EC, 2001

3

RÉSEAU DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR AMBIANT

La surveillance de la qualité de l'air ambiant est assurée à la fois par les gouvernements et par l'industrie au Canada. Les trois paliers de gouvernement (fédéral, provincial/territorial, régional/municipal) gèrent des programmes de surveillance.

À l'échelon fédéral, Environnement Canada est le ministère responsable de la surveillance des concentrations de polluants dans l'air. Il a mis sur pied plusieurs réseaux de surveillance de la qualité de l'air ambiant, qui mettent chacun l'accent sur des problèmes atmosphériques particuliers.

Le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) est un programme public fédéral-provincial/territorial/régional, qui gère un réseau national de stations de surveillance de la pollution atmosphérique principalement installées dans les centres urbains canadiens. Le gouvernement fédéral est responsable de la coordination des activités du Réseau : il fournit les instruments, assure la normalisation des méthodes et procédures, veille à l'assurance de la qualité, s'occupe des inspections et veille à la publication des données du RNSPA. Les provinces et les administrations régionales participantes veillent à l'exploitation et à l'entretien des stations, à l'assurance et au contrôle de la qualité ainsi qu'à la collecte et à la validation des données.

Les agences qui collaborent au RNSPA sont les suivantes :

- ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador;
- ministère de l'Environnement, de l'Énergie et des Forêts de l'Île-du-Prince-Édouard;
- ministère de l'Environnement et du Travail de la Nouvelle-Écosse;
- ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick;
- ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec;
- Ville de Montréal;
- ministère de l'Environnement de l'Ontario;
- Conservation Manitoba;
- ministère de l'Environnement de la Saskatchewan;
- ministère de l'Environnement de l'Alberta;
- ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique;
- district régional du Grand Vancouver;

- gouvernement du Yukon;
- gouvernement des Territoires du Nord-Ouest;
- gouvernement du Nunavut;
- Environnement Canada.

Le RNSPA est le réseau principal, mais Environnement Canada a également mis sur pied ou participe à d'autres réseaux. Le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RCSAP) est un réseau non urbain de surveillance de la qualité de l'air, dont les stations sont réparties de manière à assurer des mesures représentatives sur le plan régional et qui ne seront pas affectées par des sources locales de pollution atmosphérique. Le RCSAP fonctionne depuis plus de 20 ans. Il s'est d'abord intéressé principalement aux pluies acides, mais certains de ses sites mesurent désormais également les polluants responsables du smog (NO_x, particules et ozone). Les données du RCSAP servent à évaluer les concentrations de fond régionales et le transport des polluants sur de grandes distances.

Les provinces ont le pouvoir de légiférer en matière de lutte contre la pollution atmosphérique et elles ont donc aussi mis sur pied des sites de surveillance pour mesurer la qualité de l'air ambiant et les dépôts acides.

L'Alberta possède plusieurs associations de surveillance des bassins atmosphériques qui rendent compte de la qualité de l'air dans des zones particulières. Ces associations sont formées d'organisations de l'industrie et d'organismes gouvernementaux et non gouvernementaux qui utilisent un modèle consensuel pour prendre leurs décisions.

Certaines administrations régionales/municipales se sont également dotées de réseaux de surveillance — par exemple, le district régional du Grand Vancouver (DRGV), en Colombie-Britannique, et la Ville de Montréal, au Québec — qui mesurent les polluants présents dans l'air ambiant.

L'industrie s'occupe également de la surveillance de la qualité de l'air ambiant au Canada. Les sites de surveillance sont établis près des installations et sont habituellement requis en vertu des permis d'exploitation provinciaux. Le réseau de la Sarnia Lambton Environmental Association (SLEA), le Hamilton Air Monitoring Network (HAMN) et le Sudbury monitoring network sont des exemples de réseaux de surveillance établis dans les collectivités et gérés par des groupes industriels locaux.

CONCEPTION DES RÉSEAUX

Le nombre et la répartition des stations de surveillance de la qualité de l'air requises dans un réseau dépendent de la superficie à couvrir, de la variabilité spatiale des polluants à mesurer et de l'usage prévu des données.

Les réseaux de surveillance comme le RNSPA sont généralement conçus pour aider à l'évaluation des principaux facteurs qui influencent la qualité de l'air et se mesurent à l'aune de l'exposition des populations ou des effets écologiques. Ces facteurs incluent l'apport des sources d'émission et les processus atmosphériques. Dans la plupart des cas, un sous-ensemble des sites existants du RNSPA ou du RCSAP devrait pouvoir répondre aux exigences des SP. Aux fins de l'application des SP, les gouvernements examineront les réseaux actuels de surveillance afin de désigner ceux qui répondent le mieux aux besoins et de décider des modifications nécessaires ou des appareils de mesure à ajouter, le cas échéant, pour remplir les exigences de surveillance nécessaires à l'évaluation de la conformité aux SP. Du point de vue des effets, il est utile de noter que les tendances affichées par les données de surveillance du réseau peuvent servir à évaluer avec une précision raisonnable l'évolution possible des effets observés, mais il est ultimement plus difficile de quantifier les seuils de concentration liés à des effets particuliers (Sajani *et al.*, 2004).

4.1 Objectifs du réseau de surveillance

La définition des objectifs globaux d'un système de surveillance est l'aspect le plus important à prendre en compte à l'étape de sa conception ou de sa mise en application. On peut utiliser des méthodes et protocoles similaires de collecte des données sur les $PM_{2,5}$ et l'ozone dans tous les sites, mais l'emplacement des sites et leur proximité des sources d'émissions, des agglomérations et des frontières politiques devra varier en fonction de l'usage prévu des données.

Le protocole de surveillance a pour objet principal d'assurer la comparabilité des données provenant des divers réseaux de surveillance de la qualité de l'air ambiant au Canada (voir section 3) et qui serviront à atteindre les objectifs suivants des SP relatifs aux particules et à l'ozone :

- mesurer les concentrations représentatives de particules et d'ozone dans les régions habitées du Canada;
- mesurer les concentrations représentatives les plus élevées d'ozone dans les régions métropolitaines;
- mesurer les concentrations de fond et le transport des particules, de l'ozone et de leurs précurseurs dans les zones touchées par les concentrations de fond et les concentrations transfrontalières;
- appuyer l'élaboration de stratégies de gestion appropriées à l'échelle régionale;

- surveiller l'évolution de la qualité de l'air et rendre compte de l'efficacité des stratégies de gestion mises en œuvre;
- assurer la fiabilité et la comparabilité des mesures effectuées dans chacune des régions.

4.2 Représentativité spatiale

Afin de satisfaire aux différents objectifs de surveillance, on choisit l'emplacement des stations en tenant compte à la fois de la géographie et des caractéristiques physiques. La définition du lieu physique s'appuie sur le concept d'« échelle de représentativité spatiale », elle-même définie par les dimensions physiques de la parcelle d'air la plus proche d'une station de surveillance et dans laquelle les concentrations de polluants sont raisonnablement uniformes. Lorsqu'on choisit l'emplacement d'une station, l'objectif est de faire concorder l'échelle spatiale de l'échantillon d'air mesuré avec l'échelle spatiale la mieux adaptée à l'objectif de surveillance de la station.

Six catégories d'échelles de représentativité spatiale ont été définies aux fins du choix de l'emplacement des stations de surveillance (U.S. EPA, 1997).

Tableau 3 : Échelles de représentativité spatiale

Catégorie d'échelle spatiale	Volume d'air représentatif de la concentration à mesurer
Micro-échelle	Habituellement de plusieurs mètres à 0,1 km.
Échelle moyenne	Espace renfermant habituellement jusqu'à plusieurs pâtés de maisons et variant de 0,1 à 0,5 kilomètres environ.
Échelle de quartier	Espace renfermant habituellement une portion importante d'une ville où l'utilisation du territoire est relativement uniforme et dont les dimensions varient de 0,5 à 4,0 kilomètres.
Échelle urbaine	Région métropolitaine entière d'une dimension allant de 4 à 50 kilomètres.
Échelle régionale	Habituellement une zone rurale à géographie raisonnablement homogène, dont les dimensions varient de quelques dizaines à quelques milliers de kilomètres.
Échelle globale	Espace englobant un pays entier ou le monde entier.

4.3 Classification des sites

Pour répondre à la gamme des besoins en matière de données décrits dans les SP, on a recours à quatre types de stations de surveillance :

1. Contrôle de la conformité aux SP
2. Contrôle du transport régional / des concentrations de fond
3. Contrôle de la spéciation chimique / des précurseurs
4. Études spéciales

4.3.1 Stations de contrôle de la conformité aux SP

Les stations de surveillance axées sur la population ou sur la collectivité servent à déterminer le degré d'exposition représentatif du public aux $PM_{2,5}$ et à l'ozone dans l'ensemble des régions habitées du territoire. Elles mesurent les $PM_{2,5}$ et l'ozone aux fins de comparaison avec les SP et devraient être situées dans des zones résidentielles, commerciales, industrielles ou autres, où les gens passent une partie importante de leur temps. Les stations qui entrent dans les catégories « échelle de quartier » ou « échelle urbaine » répondent d'ordinaire à cette condition.

Les mesures réalisées à l'échelle du quartier ou à l'échelle urbaine devraient en général convenir pour vérifier la conformité aux SP relatifs aux $PM_{2,5}$ lorsque les conditions sous-régionales qui caractérisent la zone visée sont raisonnablement homogènes en ce qui a trait aux concentrations de $PM_{2,5}$, à l'utilisation des terres et aux caractéristiques de la surface des terres. Même si les concentrations les plus élevées de $PM_{2,5}$ à l'intérieur d'une collectivité risquent de s'observer près des principales sources d'émissions, les concentrations mesurées près des sources individuelles ne seront pas nécessairement représentatives de celles auxquelles la majorité de la population de cette collectivité est exposée. Le choix des sites de surveillance des $PM_{2,5}$ requiert une attention particulière (on trouvera plus d'informations à ce propos dans les sections subséquentes du présent document) puisqu'il doit tenir compte à la fois de l'apport de la collectivité elle-même et des autres sources aux concentrations mesurées. Les stations de mesures axées sur la collectivité qui sont situées dans un endroit approprié devraient ainsi faciliter l'élaboration de stratégies pour réduire l'exposition de l'ensemble de la collectivité aux particules.

L'ozone est produit dans l'atmosphère par des réactions entre ses précurseurs : les COV et les NO_x . Il est par contre détruit par des réactions avec diverses substances, y compris le NO.

Variations spatiales et temporelles des concentrations d'ozone

Étant donné la complexité de la distribution de l'ozone dans les zones urbaines, il faut localiser les zones de concentrations maximales en effectuant une analyse qui porte sur les sources locales de précurseurs de l'ozone, les puits d'ozone, les concentrations d'ozone et la météorologie régionales, l'altitude des sites et la topographie.

Nous décrivons ci-dessous certains facteurs qui influent sur les variations spatiales à grande échelle de la distribution de l'ozone dans les zones urbaines. Ces facteurs peuvent aider à déterminer les endroits où la santé humaine et les ressources naturelles pourraient être menacées. Ces informations pourront servir à optimiser les futurs réseaux de surveillance.

- Comme l'ozone est un polluant secondaire, les concentrations maximales ne sont d'ordinaire atteintes que 3 à 5 heures après le maximum des émissions des précurseurs et, sous des conditions de vents légers, habituellement en aval de la région urbaine. Sous des conditions de vent moyen de 5 km/h, les concentrations d'ozone les plus élevées s'observeraient d'ordinaire de 15 à 25 km en aval des sources principales de précurseurs.
- Des concentrations d'ozone plus élevées peuvent également s'observer en amont quand les concentrations régionales dépassent les concentrations urbaines, à des sites à plus grande altitude, et dans des zones où la topographie et des conditions météorologiques synoptiques favorisent l'intrusion d'ozone stratosphérique dans la troposphère.
- Les plus faibles concentrations d'ozone dans une région métropolitaine sont généralement observées au centre-ville et dans les endroits situés près des sources d'émissions des précurseurs de l'ozone. Les concentrations moyennes sont généralement observées dans les quartiers et les emplacements qui entourent le centre-ville.

Les mesures axées sur la collectivité sont les mieux adaptées pour caractériser les niveaux d'exposition dans l'ensemble de la région et les répercussions sur la santé de la population. Les stratégies de lutte contre la pollution conçues pour atteindre les objectifs des SP devraient viser de préférence les zones où les concentrations d'ozone sont les plus fortes dans les régions métropolitaines. Les stations conçues pour mesurer la concentration maximale d'ozone en zones métropolitaines devraient donc être situées en aval des sources de précurseurs, les jours où le SP relatif à l'ozone est dépassé, ou les jours où on prévoit que les conditions seront propices à la formation d'ozone. Dans certaines collectivités, il est possible que les concentrations maximales d'ozone soient mesurées en amont du noyau urbain à cause de la destruction d'ozone. Les stations de mesure à l'échelle de quartier ou à l'échelle urbaine sont appropriées pour l'atteinte de cet objectif.

Il est important de définir les critères à respecter pour le choix de l'emplacement lorsqu'il s'agit de mesurer la concentration représentative la plus élevée d'ozone dans les régions métropolitaines. Même si les concentrations maximales d'ozone, attribuables aux sources urbaines, risquent de s'observer au-delà des zones urbaines, la meilleure stratégie de contrôle de la conformité aux SP consiste à mesurer les concentrations d'ozone les plus élevées qui existent à l'intérieur des limites de la ville, c'est-à-dire dans les zones où les populations les plus denses risquent d'être exposées. Cette précaution est particulièrement importante pour les collectivités où la conformité aux SP n'est contrôlée que par une seule station.

4.3.2 Stations de contrôle du transport régional / des concentrations de fond

Deux facteurs ayant une incidence régionale importante méritent d'être pris en compte lorsqu'on cherche à déterminer la conformité aux SP. Premièrement, certaines régions du Canada sont gravement touchées par la pollution atmosphérique transfrontalière. Deuxièmement, on observe à l'occasion, tout au long de l'année, des concentrations naturellement élevées de particules et d'ozone attribuables à des phénomènes ou à des événements particuliers.

Le contrôle du transport régional et des concentrations de fond sert à déterminer les concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone qui existent en amont des collectivités et qui risquent de devenir pour ces dernières des sources importantes de pollution transfrontalière ou de concentrations de fond. Les stations à échelle régionale sont d'ordinaire appropriées pour répondre à cet objectif. Le GVCSP formule les recommandations suivantes concernant le choix de l'emplacement des appareils de mesure du transport régional et des concentrations de fond, destinés à mesurer l'impact des sources transfrontalières et les concentrations de fond élevées.

Incidence transfrontalière

- Les autorités compétentes devraient désigner au moins un site de surveillance en amont de la collectivité non conforme concernée, situé entre la collectivité et la principale région source qui pourrait l'affecter.
- Dans le cas d'une collectivité voisine de la frontière canado-américaine ou de la frontière avec une autre province ou un autre territoire, le site de mesure pourrait devoir être localisé près de la frontière, à l'intérieur de la collectivité, en amont du cœur de la collectivité. De même, pour une collectivité sur les rives d'un plan d'eau frontalier, le site d'échantillonnage devrait être situé à l'intérieur de la collectivité, près du rivage, en amont du cœur de la collectivité.
- Les autorités compétentes devraient mesurer les $PM_{2,5}$ (y compris, au minimum, la spéciation chimique des principaux ions inorganiques), l'ozone et les vents locaux à cet emplacement, en utilisant des méthodes normalisées acceptées par le RNSPA ou par le RCSAP.
- S'il est vraisemblable que des polluants précurseurs provenant du site amont soient transportés et aient des répercussions sur les niveaux de $PM_{2,5}$ ou d'ozone dans la collectivité, les autorités compétentes

devraient alors mesurer les concentrations ambiantes de NO, de tous les composés d'azote oxydé (NO_y), d'ammoniac (NH₃), de dioxyde de soufre (SO₂) et de COV (y compris la spéciation).

Incidence des concentrations de fond et des phénomènes naturels

- Les autorités compétentes devraient sélectionner au moins un site de surveillance en amont de la collectivité non conforme concernée et ne se trouvant pas sous le vent d'une quelconque source anthropique majeure.
- Selon le polluant présent, les autorités compétentes devraient mesurer les PM_{2,5} (y compris, au minimum, la spéciation chimique des principaux ions inorganiques), l'ozone et les vents locaux à cet emplacement, en utilisant des méthodes normalisées acceptées par le RNSPA ou le RCSAP.
- Les autorités compétentes devraient également mesurer les concentrations ambiantes de COV, y compris celles de l'isoprène et des terpènes. L'isoprène est un précurseur primaire de l'ozone, et les terpènes sont un précurseur important des composés organiques des PM_{2,5}.

D'autres appareils de mesure du transport régional ou des concentrations de fond pourraient être installés pour étendre la couverture géographique au-delà des zones couvertes par les stations de surveillance de la conformité aux SP, ce qui permettrait de recueillir de l'information sur la région transfrontalière située entre le Canada et les États-Unis ainsi que sur les concentrations de fond et les tendances.

4.3.3 Stations de contrôle de la spéciation chimique / des précurseurs

Le contrôle de la spéciation chimique / des précurseurs vise les objectifs suivants :

- évaluer l'évolution des concentrations des composants de la masse des particules et des précurseurs gazeux;
- déterminer l'apport de sources particulières aux bassins atmosphériques;
- mesurer l'efficacité des stratégies de lutte contre la pollution;
- fournir des données pour les modèles et analyses de la qualité de l'air ambiant;
- améliorer les stratégies d'échantillonnage et de surveillance des particules et de l'ozone;
- fournir des informations pour les études d'impact sur la santé;
- mesurer les progrès globaux des programmes de lutte contre la pollution atmosphérique.

Les stations seront normalement équipées d'analyseurs de PM_{2,5} et/ou d'ozone; l'échelle de représentativité variera donc en conséquence.

4.3.4 Stations d'études spéciales

En règle générale, les sites d'études spéciales sont des sites où l'on surveille de très près toute une gamme de composants atmosphériques. Cette surveillance a pour but d'accroître les connaissances scientifiques et techniques qui sous-tendent les SP. Ces sites fournissent des informations supplémentaires qui pourraient renforcer l'élaboration des politiques et la gestion des programmes portant sur les particules et sur l'ozone.

Les sites d'études spéciales peuvent être le théâtre d'une vaste gamme de programmes de mesure. Ils pourraient servir en particulier à caractériser les sources d'émissions et les produits de transformation, à valider les résultats des modèles, à améliorer la comparaison des méthodes de mesure ou à recueillir des informations sur les incidences sur la santé et l'environnement. Ils serviraient vraisemblablement aux travaux de spéciation des échantillons de PM_{2,5}.

La représentativité spatiale des sites d'études spéciales pourrait varier considérablement selon les problèmes particuliers qui y sont examinés; ces sites ne seraient pas nécessairement axés sur la collectivité.

Les émissions des véhicules, y compris les composants des gaz d'échappement et la poussière des routes, peuvent devenir une source locale importante et parfois prédominante de paramètres relatifs aux SP dans les grandes zones urbaines. Elles peuvent influencer à la fois sur l'ampleur et sur la variabilité des concentrations de polluants atmosphériques urbains, en particulier près des routes où la circulation est intense. Les études spéciales sont probablement le meilleur moyen d'évaluer ces émissions puisque les stations de surveillance à long terme doivent prendre en compte les apports collectifs de cette source et d'autres sources urbaines et ne devraient donc pas être installées à proximité d'une route particulière.

4.4 Choix des sites

Le choix des sites requis pour répondre aux objectifs du réseau doit remplir certaines exigences relatives à la répartition, à l'emplacement, à la séparation et à l'échelle de représentativité spatiale (voir section 4.2).

Les critères de choix des sites peuvent être divisés en deux catégories – les critères applicables aux réseaux de surveillance urbains et ceux applicables aux réseaux de surveillance ruraux. Les réseaux urbains comprennent les sites de contrôle de la conformité aux SP, ainsi que les sites de contrôle de la spéciation et des précurseurs et les sites d'études spéciales. Les réseaux ruraux comprennent les sites de contrôle des concentrations de fond et du transport régional et peuvent également inclure des sites de contrôle des espèces chimiques et des précurseurs gazeux et des sites d'études spéciales.

Outre les objectifs globaux de surveillance, le choix des sites doit prendre en compte toute une série d'aspects pratiques :

- l'accès à une source fiable d'énergie électrique;
- l'accessibilité en toute saison;
- la protection contre les risques d'accès non autorisé et le vandalisme;
- les particularités de l'abri qui protégera les équipements et instruments d'échantillonnage;
- les interférences possibles de sources locales de pollution et les effets de dispersion du panache.

4.4.1 Réseaux urbains

Répartition

La détermination de la conformité aux SP exige que les régions de rapport (RR) soient délimitées en fonction des régions métropolitaines de recensement (RMR) et des agglomérations de recensement (AR). Les grandes RMR (population supérieure à 500 000 habitants) peuvent être subdivisées en sous-régions de rapport (SRD). On trouvera dans la section 2 du GVCSP des instructions détaillées portant sur la délimitation des RD et des SRD. Certaines régions de rapport pourront choisir d'utiliser plus d'une station de surveillance pour faire état des concentrations moyennes de particules, mais la plupart n'utiliseront qu'une seule station urbaine pour faire état des concentrations maximales d'ozone.

Emplacement

Afin de répondre à des exigences particulières de surveillance, l'emplacement des sites doit être choisi de manière à fournir les informations sur la qualité de l'air qui soient les plus représentatives de la population d'une RD ou d'une SRD donnée. Lorsque le nombre de stations de surveillance prévues pour une collectivité ou pour une RD donnée est limité, les emplacements sont souvent choisis d'une manière subjective — par exemple, un site dans chaque zone industrielle, commerciale et résidentielle, ou application des critères de classification et de répartition des stations du RNSPA (EC, 1988) (voir tableau 4 ci-dessous). Les critères du RNSPA ont servi au départ pour le choix des emplacements des stations de surveillance urbaines. Plusieurs de ces stations ont été conservées jusqu'à ce jour. Des sites nouveaux ou supplémentaires sont désormais en voie d'être choisis conformément aux directives d'assurance et de contrôle de la qualité du RNSPA (2004), en consultation avec les agences participantes, afin de produire des données sur la qualité de l'air ambiant qui soient représentatives des régions géographiques d'intérêt. Pour les réseaux plus grands, on pourrait avoir besoin d'une méthode plus objective. Munn (1981) définit deux méthodes de base de conception des réseaux : une méthode statistique et une méthode de modélisation.

Tableau 4 : Critères de classification et de répartition des stations du RNSPA

	Répartition	Distance de séparation	Emplacement		Échelle spatiale
Sites du RNSPA	1 par 250 000 habitants (sauf pour les municipalités régionales et les territoires) Maximum de 6 sites par zone urbaine	6–8 km entre les sites	1 ^{er} site 2 ^e site 3 ^e site 4 ^e site 5 ^e site 6 ^e site	Centre-ville Zone résidentielle où la qualité de l'air est la moins bonne Zone résidentielle où la qualité de l'air est mauvaise, dans un quadrant de 90° par rapport aux 1 ^{er} et 2 ^e sites Zone commerciale secondaire à circulation intense Zone résidentielle dans le troisième quadrant Zone résidentielle dans le quatrième quadrant ou troisième zone commerciale	Moyenne Quartier Quartier Moyenne, ou quartier Quartier Quartier
Sites urbains désignés aux fins des SP	Minimum de 1 par RMR ou AR de >100 000 habitants et sous-région de rapport (SRD) 1 site chacun pour l'Î.-P.-É., le Yukon, le Nunavut et les T.N.-O., où la population est <100 000 habitants	Dépend de la densité de la population	Choix répondant aux exigences concernant les rapports sur les SP et leurs objectifs	Représentativité maximale pour l'ozone Concentration uniforme de PM _{2,5} pour la RD Si possible, appareils de mesure des PM _{2,5} et de l'ozone situés au même endroit	Quartier et urbain
Sites ruraux en amont désignés aux fins des SP	1 site ou plus par RMR ou AR	Dépend de la distance séparant la RMR de la principale région source qui pourrait l'affecter	Pour évaluer l'incidence transfrontalière Pour évaluer l'incidence des concentrations de fond	En amont, entre la collectivité et la principale région source qui pourrait l'affecter En amont de la collectivité et pas en aval d'une quelconque source anthropique majeure	Régionale

La méthode statistique s'appuie sur l'existence d'une corrélation temporelle entre les mesures de la pollution de l'air urbain effectuées en un lieu donné, ou d'une corrélation spatiale entre cette pollution et celle mesurée par d'autres stations du réseau. Les réseaux sont optimisés au moyen de l'étude des corrélations de séries chronologiques de données recueillies sur de longues périodes, ou des corrélations spatiales observées entre les données recueillies par des stations voisines. Cette méthode dépend de l'existence d'un réseau de surveillance dont les données permettront l'estimation des champs de corrélation temporelle et spatiale.

La méthode de modélisation s'appuie sur le fait que nous pouvons prédire dans une certaine mesure la dispersion des polluants grâce à notre connaissance des caractéristiques des émissions et des champs météorologiques. Les résultats de la modélisation peuvent servir à choisir les sites des stations qui répondront à des critères particuliers tels que le lieu où les concentrations atteignent une valeur maximale ou celui où les valeurs seuils sont dépassées le plus souvent. Cette méthode requiert une connaissance raisonnable de la variation spatiale des sources et de la météorologie.

Les directives du RNSPA concernant le choix des sites des stations en zones urbaines font une distinction entre les sites résidentiels, commerciaux et industriels. Dans beaucoup de cas, les sites existants du RNSPA devraient pouvoir répondre aux objectifs de surveillance des SP et seront désignés pour faire état de la conformité aux SP sur la foi des résultats des évaluations individuelles.

Emplacement des stations urbaines de surveillance des PM_{2,5}

La ou les stations de contrôle de la conformité aux SP relatifs aux concentrations urbaines de PM_{2,5} devraient de préférence être situées en zones habitées, et le choix des sites devrait tenir compte d'un certain nombre de critères (voir également le tableau 4) tels que :

- lieux résidentiels ou commerciaux où les gens s'adonnent normalement à des activités physiques (p. ex., à proximité d'écoles, de parcs, etc.);
- au moins un site central proche du centre-ville et/ou d'une banlieue populeuse;
- zones généralement dégagées et plates, similaires sur le plan structurel, et dont les environs sont exempts de groupes d'édifices en hauteur dans au moins trois des quatre directions cardinales;
- éloignement approprié des zones d'activités industrielles intenses, des grandes artères de circulation et des autres sources importantes d'émissions de particules primaires.

On reconnaît que de tels sites ne coïncideront pas nécessairement avec les lieux de concentrations maximales de particules au sein de la zone urbaine (lesquels se trouvent d'ordinaire à proximité de sources particulières d'émissions), mais ils devraient néanmoins refléter la gamme des concentrations mesurables dans le bassin atmosphérique et les tendances temporelles auxquelles les zones habitées risquent d'être exposées compte tenu des activités collectives qui s'y déroulent. Comme la présence de sources voisines d'émissions même limitées risque d'avoir une incidence démesurée sur les concentrations mesurées, il importe d'installer les stations à une distance suffisante des sources localisées.

Pour confirmer que l'emplacement d'une station existante du RNSPA est approprié, il convient d'examiner cet emplacement et les données y afférentes en tenant compte d'un certain nombre de critères tels que :

- site existant se trouvant à l'intérieur des limites du domaine spatial de la RMR (confirmé à l'aide de cartes superposées) et au voisinage d'une importante agglomération (afin de pouvoir mesurer l'ampleur des changements urbains qui auraient pu survenir depuis l'installation de la station);
- site continuant de répondre aux critères de localisation du RNSPA (prise en compte de toute nouvelle source d'encombrement — par exemple, nouveaux édifices ou croissance des arbres à proximité de la station);

- site se trouvant en général en aval des zones d'activité urbaine, selon les données à long terme portant sur les vents dominants et le transport des polluants;
- données sur la concentration des particules raisonnablement insensibles aux effets de sources d'émissions très localisées. On peut en général s'en assurer en établissant les corrélations statistiques entre les stations et en examinant la stabilité des tendances diurnes et des roses de polluants, et en évaluant d'autres données relatives au site, le cas échéant (p. ex., données comparatives sur les diverses espèces de particules).

Les données du site désigné devraient, dans la mesure du possible, être représentatives de l'apport collectif en particules de sources urbaines ainsi que des concentrations transportées dans la région de rapport, plutôt que de traduire l'incidence d'une source fixe unique ou d'une voie de circulation particulière (dont les émissions risquent de changer au fil du temps). Il pourrait être utile, dans certaines régions, de recourir à un critère d'acceptabilité déjà utilisé dans le cadre d'une procédure de sélection préalable pour un réseau de surveillance américain (U.S. EPA, 1994), en y apportant toutefois certaines modifications particulières. Par exemple, on pourrait songer à procéder à des évaluations supplémentaires ou au transfert du site dans les cas où une source unique située en amont se trouve dans un rayon défini à l'avance (p. ex., 3 km) et où la direction des vents prédominants (p. ex., fréquence de 30 %) est responsable de plus de 10 % de la concentration moyenne de PM_{2,5} mesurée au site existant. Comme on utiliserait cette méthode pour un type différent d'application, il faudrait au préalable acquérir une certaine connaissance ou une estimation des taux d'émissions de sources locales ainsi qu'une évaluation des coefficients numériques afférents au critère de sélection préalable. Il convient de reconnaître que les informations actuellement disponibles pour la prise en compte de possibles sources locales de particules secondaires sont très limitées.

Dans les régions où les autorités compétentes jugent que les sites existants du RNSPA ne permettent pas de répondre aux exigences des SP en matière de production de rapports et où l'installation de nouveaux sites pourrait s'avérer souhaitable, le choix des nouveaux emplacements devrait pouvoir s'appuyer sur les informations suivantes :

- données correspondant à une grille rectangulaire suffisamment fine ou à résolution spatiale adéquate sur les émissions de particules primaires correspondant à la zone urbaine, y compris les données de sources ponctuelles (p. ex., INRP ou autres) et les données estimées de sources ouvertes ou mobiles (en tenant compte de l'emplacement des sources pertinentes d'émissions et des données rectangulaires avec résolution temporelle, le cas échéant);
- informations sur l'utilisation prévue des terres dans la zone urbaine et notamment sur la construction de voies de circulation importantes;
- application de modèles de dispersion ou utilisation de données de roses des vents de concert avec les données météorologiques à long terme pertinentes, afin de déterminer l'emplacement d'une station de surveillance au sein d'une zone habitée susceptible de connaître, selon les prévisions, des concentrations quotidiennes élevées.

En guise de solution de rechange, on pourrait envisager une surveillance à court terme au sein de la collectivité dont les résultats pourraient être comparés à ceux des sites existants du RNSPA. On pourrait par exemple utiliser des instruments portables de mesure des particules (p. ex., GRIMM ou autre) pour déterminer l'évolution de la concentration spatiale au sein de la collectivité sur des intervalles de temps d'une durée suffisante pour permettre les comparaisons statistiques. Ces informations faciliteraient le choix des sites à condition qu'on tienne compte des incidences des sources locales et des conditions météorologiques dans le plan de surveillance à court terme.

Des considérations similaires s'appliquent à la surveillance de l'ozone, mais il conviendrait également de prévoir, pour les grandes régions métropolitaines, au moins une station de surveillance située à un emplacement représentatif de la concentration maximale observée dans une région de rapport donnée à l'intérieur du périmètre urbain. Un tel emplacement se trouvera d'ordinaire en aval de la région de rapport.

Les appareils de mesure des concentrations d’ozone et de $PM_{2,5}$ utilisés aux fins du contrôle de la conformité aux SP devraient dans la mesure du possible être installés au même endroit.

Emplacement des stations urbaines de surveillance de l’ozone

Plusieurs facteurs sont à prendre en considération lors du choix de l’emplacement des appareils de mesure de l’ozone censés enregistrer les concentrations urbaines maximales d’ozone au sein des agglomérations :

- emplacement, au sein de la collectivité, des sources d’émissions de précurseurs qui peuvent produire de l’ozone ou le détruire;
- directions générales d’où l’ozone transporté (à partir de sources d’émissions extérieures) peut arriver dans la collectivité;
- direction des vents dominants du matin et de l’après-midi par rapport aux zones sources, en particulier pendant les jours très chauds et humides, en périodes de smog ou pendant d’autres saisons;
- présence d’un vaste plan d’eau au voisinage de la zone urbaine (au-dessus duquel l’ozone transporté pourrait avoir tendance à s’accumuler) combinée à une zone riveraine habitée;
- accumulation prévisible des concentrations d’ozone les plus élevées en conditions de stagnation synoptique où les sources locales et distantes contribuent toutes deux aux concentrations mesurées.

Il pourrait être utile d’examiner les données provenant des sites existants du RNSPA, qui pourraient être désignés dans chaque RMR pour le contrôle de la conformité aux SP, en prenant soin de :

- déterminer la direction du vent — à partir des données météorologiques à long terme ou des roses des vents — par rapport à l’emplacement et à l’alignement des sources de NO_x/COV , en particulier l’après-midi, au cours des journées propices à la formation d’ozone. Le site devrait être considéré acceptable s’il est situé à peu près en aval des sources urbaines, y compris sur le périmètre de la zone urbaine, à condition qu’il réponde également aux critères pertinents énumérés ci-dessous;
- étudier les tendances diurnes moyennes des concentrations d’ozone mesurées sur le site, afin d’en évaluer la cohérence ou toute caractéristique anormale (p. ex., incidence de la circulation automobile);
- vérifier si le site se trouve à l’intérieur d’une zone habitée de la RMR au moyen de cartes superposées, et notamment de cartes de planification de l’utilisation des terres lorsqu’elles sont disponibles;
- veiller à ce que le site continue de répondre aux critères de sélection du RNSPA;
- noter les concentrations de NO et de O_3 mesurées sur le site en prévision d’évaluations ultérieures s’il arrivait que les concentrations d’ozone restent généralement inférieures à 30 ppb (signe d’une source locale de destructeur d’ozone, par exemple, le NO) (U.S. EPA, 1998);
- tenir compte des critères d’acceptabilité du site ayant trait à l’incidence des sources locales, par exemple ceux utilisés dans un guide de sélection des sites de surveillance de la qualité photochimique de l’air aux États-Unis (U.S. EPA, 1998). Par exemple, on devrait envisager de procéder à de plus amples évaluations de l’acceptabilité du site existant si les sources d’émissions de précurseurs situées en amont contribuent pour plus de 10 % à la concentration moyenne annuelle mesurée d’ozone.

Si l’on juge nécessaire d’utiliser une autre station de surveillance de l’ozone, les informations suivantes pourraient servir à guider le choix du nouveau site :

- données correspondant à une grille rectangulaire suffisamment fine ou à résolution spatiale adéquate sur les émissions de NO_x et des diverses espèces de COV pour la zone urbaine, avec résolution temporelle saisonnière et diurne;
- compilation des journées au cours desquelles des concentrations élevées d’ozone sont observées ou vraisemblables, combinée à une rose des vents correspondant à l’après-midi (13 à 16 h) des jours de

forte concentration de O₃. Le site devrait être installé dans une section habitée de la région de rapport située en aval de la zone des émissions les plus importantes de précurseurs;

- données de modélisation informatisée de la qualité photochimique de l'air ambiant, le cas échéant, afin de prédire les concentrations maximales d'ozone en aval (des ressources importantes seraient vraisemblablement nécessaires pour la compilation des émissions et des conditions météorologiques);
- utilisation possible de méthodes de rechange comme la mesure des concentrations d'ozone à court terme (p. ex., échantillonnage passif et analyse) dans plusieurs sites répartis dans la collectivité au cours d'une série de journées à forte concentration d'ozone, aux fins de comparaisons avec les données des stations existantes (U.S. EPA, 1998).

Distance de séparation

Les distances qui séparent les stations dépendent de la densité de la population. Les stations sont déployées pour fournir les mesures les plus exactes possibles de la qualité de l'air dans une zone donnée. La distance qui les sépare est d'ordinaire de l'ordre de 6 à 8 kilomètres pour les zones urbaines. Ces échelles spatiales et distances de séparation sont plus propices à la mesure des gaz et des particules très fines, dont la répartition et la dispersion dans l'espace sont souvent relativement plus homogènes à l'intérieur du bassin atmosphérique que celles de certaines autres substances. On peut définir ce type de répartition passablement uniforme grâce à la rationalisation des sites pour certains des composants pris en compte par la stratégie nationale de surveillance de la qualité de l'air ambiant des États-Unis (U.S. EPA, 2005). Toutefois, on observe une plus grande variabilité entre les sites dans le cas des fractions plus grossières de particules, à cause de l'incidence de sources plus localisées. Il conviendra peut-être dans ce cas de recourir à des mesures à échelle moyenne ou à des études spéciales de caractérisation afin de représenter plus précisément les distributions de particules urbaines plus grossières.

4.4.2 Réseaux ruraux

Répartition

Le contrôle du transport régional et des concentrations de fond sert à déterminer les concentrations de PM_{2,5} et d'ozone provenant de sources situées en amont dans des collectivités à risque d'être sensiblement affectées par la pollution provenant de régions sources transfrontalières ou par des concentrations de fond élevées. Les autorités compétentes utiliseront certains facteurs comme les conditions météorologiques, la géographie et la proximité des sources transfrontalières pour déterminer le nombre de stations de surveillance requises en aval.

Emplacement

Les stations rurales de surveillance devraient être installées en amont de la collectivité non conforme concernée. De plus, pour permettre l'évaluation des incidences transfrontalières, elles devraient être situées entre la collectivité et la principale région source qui pourrait l'affecter. Pour l'évaluation de l'incidence des concentrations de fond, les sites ruraux ne devraient pas se trouver en aval d'une quelconque source anthropique majeure. On peut utiliser des outils d'analyse comme les modèles d'analyse des rétrotrajectoires, les roses de pollution et la modélisation pour choisir les endroits les plus appropriés pour l'installation de ces stations.

4.5 Système d'échantillonnage

La conception du système d'échantillonnage d'une station de surveillance est un aspect essentiel. La stabilité de la température dans l'abri, la disposition des sondes d'échantillonnage, la conception du collecteur, la longueur des canalisations de transfert et la matière dont elles sont faites, ainsi que les filtres

et les raccords influent sur l'intégrité et sur la représentativité des échantillons d'air prélevés et sur la qualité des données qui en résultent.

4.5.1 Exigences relatives à l'abri

Les analyseurs sont logés dans des bâtiments ou des abris à accès public limité. L'abri doit être ventilé, chauffé et climatisé pour que la température intérieure se maintienne entre 20 et 30 °C tout au long de l'année. Il doit être équipé d'un bon système d'éclairage et d'une source fiable d'énergie électrique. Il devrait également être équipé des installations requises pour la télémétrie et la communication parlée. Il faut également prévoir un extincteur de classe ABC et une trousse de premiers soins en cas d'urgence.

4.5.2 Critères de localisation des sondes

La localisation des sondes d'admission des échantillons d'air influe grandement sur la qualité des données de surveillance. Le tableau 5 résume les exigences du RNSPA en cette matière selon la désignation de classe des stations de surveillance et leur échelle de représentativité. Le tableau 6 précise la distance minimale à ménager par rapport aux voies de circulation pour les analyseurs d'ozone et de NO₂. Les critères de localisation indiqués doivent être respectés le plus possible pour assurer l'uniformité des données recueillies. La localisation des sondes doit prendre en compte les aspects suivants :

1. hauteur de la sonde;
2. distance séparant la sonde des voies de circulation et des autres sources de polluants;
3. distance séparant la sonde des obstacles à la circulation de l'air;
4. distance séparant la sonde des arbres.

Il convient d'installer les sondes à la hauteur prescrite pour l'échantillonnage de chaque polluant. Dans le cas des PM_{2,5}, la sonde (orifice d'admission) devrait être installée entre 2 et 15 mètres au-dessus du sol et à une distance des voies de circulation conforme aux règles prescrites à la figure 2. Pour l'échantillonnage de l'ozone, les orifices d'admission seront physiquement différents, mais les règles relatives à la hauteur des sondes et à la distance à ménager entre les sondes et les routes selon le volume de circulation seront semblables. Les dérogations au critère de la distance de la route sont examinées individuellement en rapport avec les objectifs de surveillance du site. Il convient toutefois de préciser que les échelles de représentativité de quartier et urbaine exigent que tous les critères de localisation soient respectés. Cette exigence s'applique à l'ensemble des sites de contrôle de la conformité aux SP.

Une fois choisi l'emplacement général de la station, il s'agit de déterminer les critères de localisation particuliers applicables aux sondes d'échantillonnage de l'air ambiant et aux étapes de l'analyse. Ces critères sont adaptés au polluant visé et peuvent varier en fonction de l'échelle de représentativité spatiale. Le tableau suivant résume certains des principaux aspects à prendre en compte à ce propos (tableau 5).

Tableau 5 : Critères de localisation des sondes d'échantillonnage du RNSPA

Polluant (échelle)	Hauteur au-dessus du sol (mètres)	Distance de la structure portante (mètres)		Autres critères d'espacement	
		Verticale	Horizontale ¹		
Particules : TPS, PM₁₀, PM_{2,5} (échelles spatiales moyenne, de quartier et urbaine)	2 à 15		>2	a.	> 20 m des arbres
				b.	La distance de tout obstacle à la circulation de l'air (p. ex., édifices) doit être supérieure à 2 fois la hauteur de l'obstacle au-dessus de l'échantillonneur
				c.	Libre circulation de l'air dans 3 des 4 quadrants
				d.	Aucune cheminée de chaudière ou d'incinérateur à proximité ²
				e.	Distance des routes variant en fonction de la hauteur de l'échantillonneur au-dessus du sol (voir figure 2)
Particules (échelle régionale)				a.	15 à 100 km d'une grande ville
				b.	100 m de la route importante la plus proche (50 000 v/j) 40 m de la route la plus proche
				c.	20 km du boisé le plus proche
				d.	Éviter les dépressions de terrain exposées aux eaux de ruissellement
SO₂ (échelles spatiales moyenne, de quartier et urbaine)	3 à 15	> 1	> 1	a.	> 20 m des arbres
				b.	La distance de tout obstacle à la circulation de l'air (p. ex., édifices) doit être supérieure à 2 fois la hauteur de l'obstacle au-dessus de l'échantillonneur
				c.	Libre circulation de l'air dans 3 des 4 quadrants
				d.	Aucune cheminée de chaudière ou d'incinérateur à proximité ²
				e.	La hauteur de la sonde doit être supérieure à 0,8 fois la hauteur moyenne des bâtiments avoisinants
CO (échelle moyenne)	3 à 5	> 1	> 1	a.	> 10 m des intersections, ou à mi-chemin entre ces dernières
				b.	2 à 10 m de la route
CO (échelles de quartier et urbaine)	3 à 10	> 1	> 1	a.	> 35 m de la bordure de chaussée
				b.	Libre circulation de l'air dans 3 des 4 quadrants

Polluant (échelle)	Hauteur au-dessus du sol (mètres)	Distance de la structure portante (mètres)		Autres critères d'espacement	
		Verticale	Horizontale ¹		
O₃ (échelles de quartier et urbaine)	3 à 15	> 1	> 1	a.	> 20 m des arbres
				b.	La distance de tout obstacle à la circulation de l'air (p. ex., édifices) doit être supérieure à 2 fois la hauteur de l'obstacle au-dessus de l'échantillonneur
				c.	Libre circulation de l'air dans 3 des 4 quadrants
				d.	La distance de la route varie en fonction de la densité de circulation (voir tableau 4)
O₃ (échelle régionale)				a.	30 à 100 km d'une grande ville
				b.	250 m de la route importante la plus proche (10 000 v/j) 20 m de la route la plus proche (1 000 v/j)
				c.	20 km du boisé le plus proche
				d.	Éviter les sources de NO _x
				e.	Éviter les dépressions de terrain exposées aux eaux de ruissellement
				f.	Un emplacement au sommet d'une petite colline est souhaitable
NO₂ (échelle moyenne)	3 à 5	> 1	> 1	a.	> 20 m des arbres
				b.	10 m des intersections, ou à mi-chemin entre ces dernières
				c.	> 2 à 10 m de la route
NO₂ (échelle de quartier)	3 à 15	> 1	> 1	a.	> 20 m des arbres
				b.	La distance de tout obstacle à la circulation de l'air (p. ex., édifices) doit être supérieure à 2 fois la hauteur de l'obstacle au-dessus de l'échantillonneur
				c.	Libre circulation de l'air dans 3 des 4 quadrants
				d.	La distance de la route varie en fonction de la densité de circulation (voir tableau 4)

Nota :

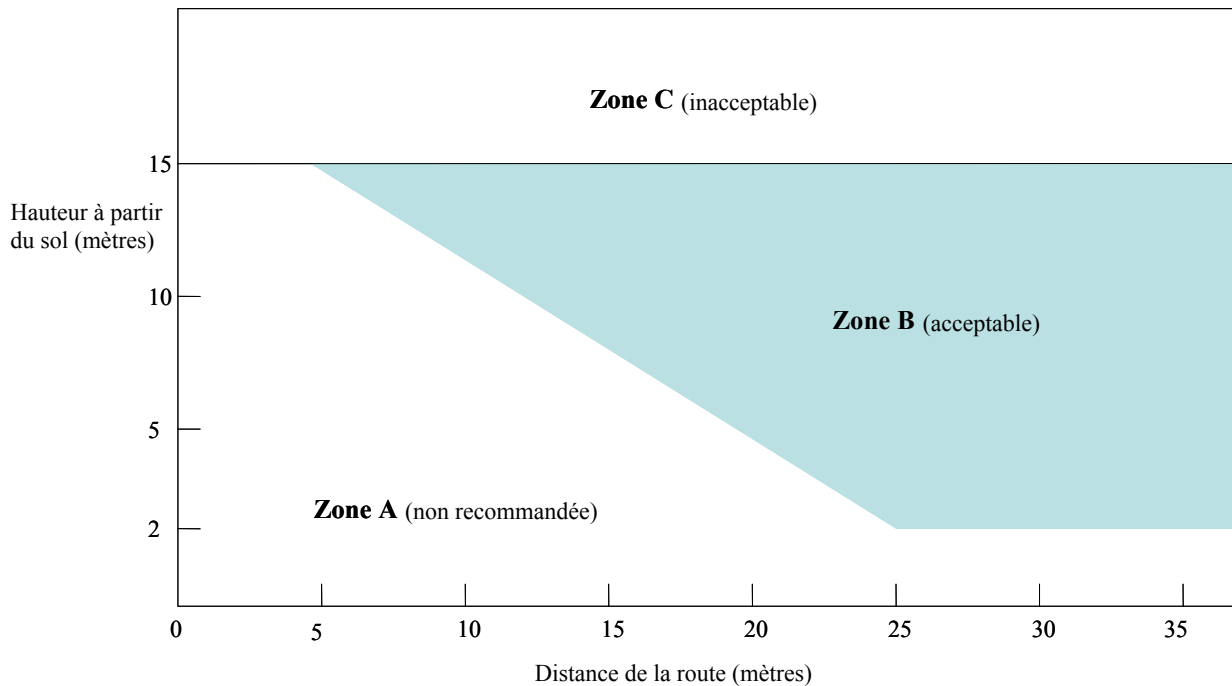
1. Lorsque la sonde est installée sur un toit, cette distance se mesure à partir des murs, cloisons ou édifices construits sur le toit.

2. Cette distance dépend de la hauteur de la cheminée en question, du type de déchets ou de combustibles brûlés et de la qualité du combustible (teneur en soufre et en cendres). Il s'agit d'éviter les incidences indésirables de sources de pollution situées à proximité.

Localisation horizontale et verticale de la sonde

Divers critères tels que l'exposition de la population, les échelles de représentativité spatiale, la localisation de la structure portante, la protection contre le vandalisme et la direction des vents dominants doivent être pris en compte pour déterminer la localisation horizontale et verticale de la sonde. Certaines substances peuvent afficher des gradients verticaux de concentration en zones urbaines ou autres, en particulier dans les cas spéciaux de canyons urbains et pour les particules grossières (Puxbaum et Baumann, 1984; Micallef et Colls, 1998; Vakeva *et al.*, 1999; Chan et Kwok, 2000; Watson et Chow, 2000; Wu *et al.*, 2002). Des études ont permis de constater l'existence de concentrations de PM_{10} sensiblement plus élevées dans la couche d'air que les gens respirent que dans les couches supérieures. Pour assurer l'uniformité du contrôle de la conformité aux SP entre les sites de surveillance des RMR et entre les diverses zones urbaines, on recommande de songer si possible à accorder la priorité, dans le choix des sites, aux stations dont les sondes d'admission des échantillons sont à une hauteur similaire et plus proche du sol (plutôt qu'aux stations dont les sondes sont plus hautes).

Figure 2 : Zone acceptable de localisation des stations de surveillance des particules



Distance des routes

Les routes ont tendance à influencer sur les concentrations de NO_x et de particules dans l'air ambiant. Il convient donc d'en déterminer la distance en tenant compte du polluant visé et des objectifs de surveillance. Par exemple, l'emplacement d'un analyseur d'ozone doit être choisi de façon à réduire au minimum l'interférence des sources de NO_x destructeur d'ozone. Ainsi, le débit journalier moyen est un critère important à considérer pour déterminer la distance à respecter par rapport aux routes voisines. En attendant que des données plus complètes sur la localisation des stations de surveillance des $PM_{2,5}$ ne soient disponibles, il est recommandé, à titre provisoire, d'envisager de choisir l'emplacement des analyseurs de $PM_{2,5}$ en fonction de critères similaires (distance des voies de circulation/débit de circulation) à ceux utilisés pour le O_3 et le NO_x (tableau 6), en respectant une distance minimale de 25 mètres des routes. Il sera ainsi plus facile d'installer les appareils de mesure des $PM_{2,5}$ et de l'ozone au même endroit.

Distance des arbres et des bâtiments

Les arbres absorbent le SO₂, le O₃ et le NO₂ et font obstacle à la circulation de l'air. Les particules peuvent également entrer en contact avec le feuillage ou s'y déposer pour être libérées plus tard. Pour réduire ces sources possibles d'interférence, on recommande que la sonde, ou au moins 90 % du transect de contrôle, se trouve à 20 mètres de la limite du feuillage. Pour la plupart des autres polluants, on recommande en général de ménager une distance supérieure à 10 mètres des arbres. Les bâtiments et autres obstacles peuvent nuire à la circulation normale du vent autour de la sonde ou du transect de contrôle. Pour éviter une possible interférence, on recommande que la sonde ou au moins 90 % du transect de contrôle se trouvent à l'écart de tels obstacles et de prévoir une distance correspondant au double au moins de la hauteur de l'obstacle par rapport à la sonde ou au transect de contrôle.

Tableau 6 : Distance minimale des routes pour les analyseurs de O₃ et de NO₂

Débit moyen de la circulation (véhicules par jour)	≤ 10 000	15 000	20 000	40 000	70 000	≥ 110 000
Distance minimale entre la route et l'analyseur (mètres)	≥ 10	20	30	50	100	≥ 250

4.5.3 Conception du collecteur

Pour obtenir des données de grande qualité, il faut porter une attention particulière à la conception du collecteur d'air. Ce collecteur sert à réduire les problèmes de condensation, de chute de pression et d'accumulation de poussière lors du captage de l'air et de son transfert de l'extérieur à l'intérieur de l'abri de l'échantillonneur. Le collecteur devrait maintenir la concentration du polluant dans l'échantillon prélevé dans la masse d'air et acheminé vers les analyseurs.

4.5.4 Exploitation du site et des analyseurs

L'exploitation quotidienne du site et des analyseurs relève des organismes chargés de l'exploitation de la station. Le gestionnaire du réseau supervise l'exploitation des sites de surveillance, confiée à des préposés spécialement formés. Ce travail comprend les visites régulières du site, la vérification du zéro et de la sensibilité, l'étalonnage, l'entretien préventif et la documentation. Le tableau 7 résume les activités effectuées dans le cadre de l'exploitation des stations du RNSPA.

Tableau 7 : Résumé des activités effectuées aux stations du RNSPA

Tâche	Personne responsable	Fréquence minimale
Visite régulière	Préposé	Hebdomadaire
Vérification du zéro et de la sensibilité	Automatique	Hebdomadaire
Étalonnage de l'analyseur	Technicien en étalonnage	Tous les 6 mois; après les réparations de l'analyseur et après l'installation de l'analyseur dans la station

Vérification interne de la performance et du système	Vérificateur d'un organisme ou technicien autre que le préposé de la station	Annuelle
Vérification externe de la performance et du système	Vérificateurs d'Environnement Canada	Tous les 2 ans

4.5.5 Localisation et concentrations de fond

Dans certains cas, les sites du RCSAP et leurs données sur les concentrations d'ozone peuvent servir au contrôle de la conformité des concentrations de fond aux SP. Le programme du RCSAP a été mis sur pied à la fin des années 1980 pour surveiller les dépôts acides dans un ensemble de sites canadiens représentatifs de la concentration de fond et pour mesurer en continu des gaz comme l'ozone. Les sites de surveillance ont été choisis pour répondre aux objectifs du réseau relatifs au contrôle des précipitations à l'échelon régional et pour évaluer la composition chimique de l'air en lien avec les sources distantes d'émissions (parfois situées à plus de 1 000 km des sites) en l'absence de toute source locale. En règle générale, les stations sont installées en zones rurales ou éloignées et sont représentatives de la topographie générale et des régimes de circulation et de précipitations caractéristiques de la région. Les critères de localisation propres au RCSAP et qui visent à éviter les sources locales d'interférence sont résumés dans le tableau 8 ci-dessous.

Tableau 8 : Critères de localisation des stations et des sondes du RCSAP

Polluant	Hauteur d'échantillonnage au-dessus du sol (mètres)	Sources d'interférence	Distance ménagée
Composants des précipitations et ozone (échelle régionale)	3	Sources de pollution industrielle	> 50 km pour les sources ponctuelles (produisant plus de 10 000 tonnes de SO ₂ ou de NO _x) ou la somme des sources ponctuelles et diffuses (produisant plus de 10 000 tonnes de SO ₂ ou de NO _x)
		Agglomérations	> 5 km des petites villes ou villages (population < 5 000)
			> 10 km des villes plus grandes (population 5 000 à 10 000)
			> 40 km des grandes villes
		Plans d'eau	> 10 km de la rive d'un des Grands Lacs
			> 40 km d'une grande masse d'eau (océan, golfe)
		Voies de transport	> 500 m de toute route, canal, chemin de fer (exception faite des voies d'accès rarement utilisées)
> 3 km des petits aéroports			
> 10 km des grands aéroports			

	Sources locales de pollution	> 500 m des sources de pollution à petite échelle (à préciser)
	Activités agricoles	> 500 m de toute activité d'agriculture intensive
	Obstacles sur place	La distance séparant l'échantillonneur de tout obstacle à la circulation de l'air doit être supérieure à 2,5 fois la hauteur de l'obstacle par rapport à l'échantillonneur (p. ex., arbres, tours, poteaux, etc.)
	Bâtiments sur place	La distance séparant l'échantillonneur de tout bâtiment doit être d'au moins 10 fois la hauteur du bâtiment



5 OBJECTIFS DE QUALITÉ DES DONNÉES

5.1 But des objectifs de qualité des données

Les objectifs de qualité des données (OQD) sont des énoncés qui décrivent les critères de qualité que doivent respecter les données pour que le niveau de confiance dans les conclusions des études fondées sur ces données soit suffisant. Selon le guide de l'EPA intitulé « *Photochemical Assessment Monitoring Stations (PAMS) Implementation Manual* » (EPA, 1994), les OQD sont des énoncés qui établissent un rapport entre la qualité des mesures (des paramètres environnementaux) et le degré d'incertitude que les décideurs sont disposés à accepter en ce qui concerne les résultats dérivés de ces mesures.

Pour répondre à ces exigences, les mesures doivent présenter un certain nombre d'attributs quantitatifs et qualitatifs. Dans le contexte des présentes lignes directrices, les OQD sont des « attributs mesurables des données de surveillance qui permettront de répondre aux objectifs du programme et aux objectifs de mesure ». Le tableau 8 résume les OQD relatifs aux $PM_{2,5}$, à l'ozone et aux paramètres de précurseurs particuliers. Les critères de qualité des données (exactitude, précision, intégralité, comparabilité, période de calcul de la moyenne, cycle de mesure et représentativité spatiale) sont définis dans le glossaire. La représentativité spatiale est abordée dans la section 4 du présent document.

NOTA : Les références aux documents canadiens (p. ex., PNE, méthodes de référence) doivent avoir préséance lorsqu'elles existent.

5.2 Objectifs de qualité des données pour les $PM_{2,5}$ et l'ozone

Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air ambiant qui mesurent les concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone aux fins du contrôle de la conformité aux SP devraient utiliser des méthodes de mesure qui permettront au minimum d'atteindre les OQD indiqués au tableau 9. Les attributs des mesures d'autres paramètres applicables au contrôle des précurseurs sont également inclus, le cas échéant.

Tableau 9 : Objectifs de qualité des données

Attributs des mesures						
Paramètre	Exactitude	Précision	Intégralité	Traçabilité	Période de calcul de la moyenne	Cycle de mesure
PM _{2,5}	± 20 %	< 10 %	> 75 %	Méthode de référence ^a	24 heures	Annuel
Ozone	± 10 %	< 10 %	> 75 %	Étalon primaire	Horaire	Annuel
PM _{10-2,5}	± 20 %	< 10 %	> 75 %	Méthode de référence ^b	24 heures	Annuel
CO	± 15 %	< 10 %	> 75 %	Matière de référence standard	Horaire	Annuel
SO ₂	± 15 %	< 10 %	> 75 %	Matière de référence standard	Horaire	Annuel
NO _x	± 15 %	< 10 %	> 75 %	Matière de référence standard	Horaire	Annuel
COV	selon l'espèce	selon l'espèce	> 75 %	Étalon individuel de laboratoire	24 heures	Annuel
NH ₃	N.D.	N.D.	N.D.	Étalon de transfert	24 heures	Annuel

^a Méthode gravimétrique manuelle de 24 h du RNSPA. Les critères d'équivalence pour les mesures en continu de la concentration massique de PM_{2,5} au Canada sont indiqués ci-dessous. Les appareils manuels et les appareils de surveillance en continu des concentrations de PM_{2,5} pour le contrôle de la conformité aux SP devraient être utilisés conformément aux procédures normalisées d'exploitation disponibles d'Environnement Canada (EC, 2009a, b et c) ou des documents ultérieurs à mesure qu'ils deviendront disponibles. Le champ d'exactitude a trait à l'exactitude des données gravimétriques ou de celles des capteurs, sans égard aux possibles artéfacts d'échantillonnage.

^b Les méthodes de référence pour la concentration massique des particules grossières n'ont pas encore été définies.

^c L'ammoniac fait l'objet d'un contrôle dans le cadre du programme de spéciation du RNSPA; ses concentrations sont régulièrement mesurées par certains organismes du RNSPA et à certains sites du RCSAP.

NOTA : À compter de 2011, toutes les données sur les concentrations de particules provenant des stations du RNSPA seront communiquées à la température et à la pression réelles (locales). Anciennement, les organismes du RNSPA communiquaient les mesures à température et pression normales (TPN).

Les gestionnaires de réseaux sont responsables de veiller à ce que les études appropriées soient effectuées pour confirmer que les nouvelles méthodes adoptées respectent les OQD pertinents. Cette précaution est particulièrement importante dans le cas des sites utilisés pour rendre compte de l'atteinte des standards (p. ex., pour les sites de contrôle de la conformité aux SP).

Il convient d'utiliser des matières de référence reconnues par les instituts nationaux ou internationaux de normalisation (p. ex., National Institute of Standards and Technology — NIST) pour l'établissement de la traçabilité et de l'exactitude des mesures. À défaut d'une méthode de référence canadienne, on utilisera les méthodes de référence et méthodes équivalentes désignées par l'EPA ou toute autre norme de qualité jugée appropriée par le programme du RNSPA. Le respect de ces attributs des OQD devrait favoriser la comparabilité des données.

5.3 Critères d'équivalence pour les instruments de surveillance en continu des PM_{2,5}

Tel qu'indiqué à la section 6.1, les données de surveillance en continu des PM_{2,5} provenant des sites de comparaison corrélative du Canada et d'ailleurs montrent que l'utilisation d'appareils de mesure en continu différents, disponibles dans le commerce, peut conduire à des variations importantes des concentrations massiques mesurées de PM_{2,5}, le lieu et le temps de l'année jouant un rôle important dans ces variations.

À l'automne 2006, l'EPA a modifié son règlement national sur la surveillance de la qualité de l'air (US FR 2006). Certains des changements apportés ont trait précisément aux méthodes de référence et aux méthodes équivalentes (spécifications et procédures d'expérimentation) utilisées pour le contrôle des PM_{2,5}.

Ce règlement comporte des critères applicables à l'approbation des méthodes fédérales équivalentes (FEM) de mesure manuelle (classes I et II) et en continu (classe III) des PM_{2,5} et apporte certains changements aux exigences d'analyse et aux critères d'approbation des méthodes. Ces modifications exigeront l'application d'un ensemble de conditions d'analyse plus strictes et une correspondance plus étroite entre la performance des FEM proposées et celle des méthodes de référence fédérales (FRM). Les critères applicables à l'approbation des FEM pour les PM_{2,5} faciliteront la commercialisation et l'approbation par l'EPA des appareils de mesure en continu de la concentration massique des PM_{2,5}, lesquels pourront ainsi remplacer les FRM par filtration actuellement en usage.

C'est au fournisseur qu'il appartient d'obtenir les approbations requises des FEM; il doit soumettre au bureau de la recherche et du développement de l'EPA (EPA Office of Research and Development) une demande qui comportera au minimum les éléments suivants :

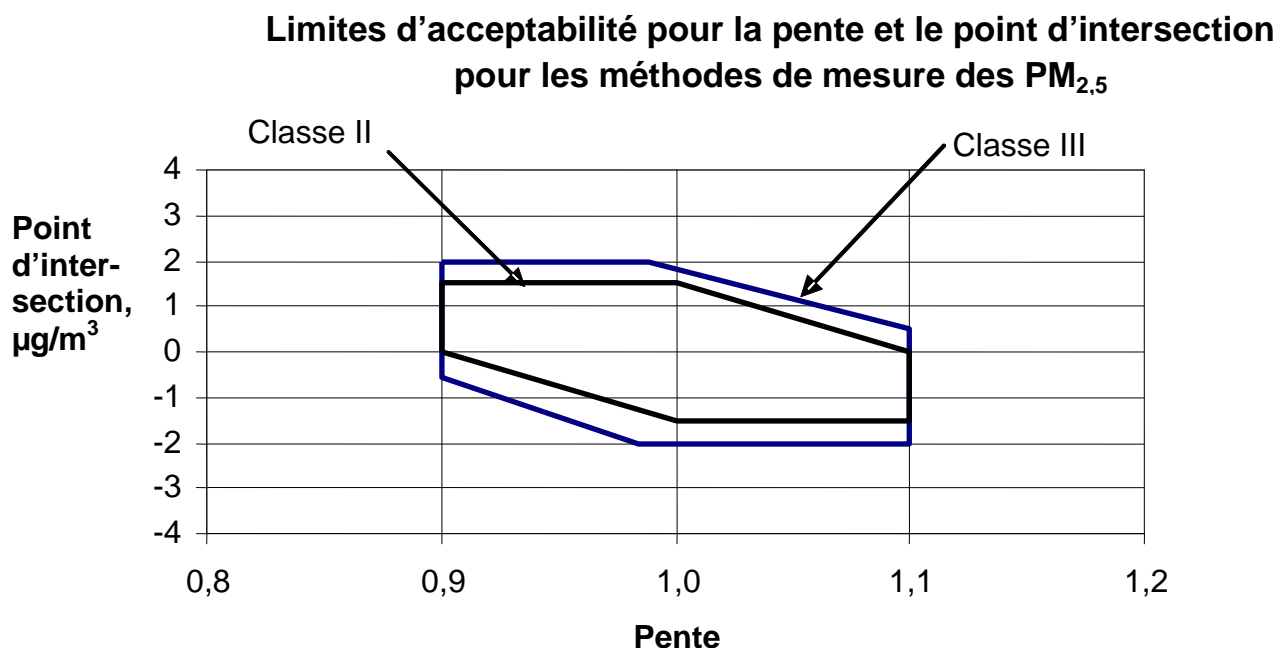
- a) trois échantillonneurs FRM et trois échantillonneurs FEM proposés pour chaque campagne d'analyse;
- b) au moins 23 ensembles valides de données par campagne (22 à 25 heures pour chaque échantillon);
- c) définition des critères de précision pour les FRM et les FEM proposées;
- d) total de 4 sites répartis dans des zones géographiques spécialement choisies (2 pour l'hiver seulement, 1 pour l'été seulement, et 1 site californien pour l'hiver et l'été);
- e) critères relatifs au biais multiplicatif, au biais additif et à la corrélation;
- f) la méthode proposée doit « réussir » à chaque lieu d'essai (outils des FEM – à venir);
- g) les données ne doivent pas être transformées.

L'EPA a également formulé une règle concernant les méthodes régionales approuvées (ARM) pour les PM_{2,5}. Les ARM permettent aux agences d'États d'optimiser leurs réseaux de surveillance des PM_{2,5} en utilisant des méthodes de surveillance en continu qui pourraient ne pas donner des résultats acceptables dans toutes les régions d'essais des FEM. Le processus des ARM relève des diverses agences de surveillance qui utilisent pour l'essentiel les critères de performance applicables aux méthodes de la classe III. Les essais sont effectués dans un sous-ensemble de sites du réseau dans lequel on compte utiliser les méthodes. Toutes les procédures (y compris le recours à la transformation des données) doivent être décrites en détails dans le plan du programme d'assurance de la qualité qui accompagne la demande d'approbation des ARM.

Limites d'équivalence FEM classe III/ARM

- Pente : 1 ± 0.1
- Point d'intersection : -2,0 à 2,0
- Coefficient de corrélation : 0,93 à 0,95 (dépendant de la gamme des concentrations mesurées)
- Précision : < 15 %

Figure 3 : Critères de performance utilisés par l'EPA pour l'approbation des FEM de mesure des $PM_{2,5}$



Les organismes participants du RNSPA ont convenu d'adopter les limites d'acceptabilité prescrites par le règlement d'équivalence FEM/ARM en vigueur aux États-Unis en guise de critères d'équivalence entre les mesures des $PM_{2,5}$ en continu et celles effectuées au Canada par la méthode de référence de mesure par filtration du RNSPA. Les limites d'équivalence retenues sont les suivantes :

- Pente : $1 \pm 0,1$
- Point d'intersection : -2,0 à 2,0
- Coefficient de corrélation¹ : 0,93
- Précision : < 15 %

Les organismes canadiens ont également convenu d'adopter les appareils de mesure désignés² pour les FEM classe III de l'EPA. Un fournisseur a en effet démontré que son instrument répondait aux critères relatifs au biais multiplicatif, au biais additif, à la corrélation et à la précision à chacun des sites d'essais américains désignés et à chacune des saisons indiquées. Les organismes participants du RNSPA ont conclu que le programme d'essai avait été suffisamment rigoureux et qu'il avait pris en compte les conditions d'exploitation observées dans la plupart des sites canadiens de surveillance.

¹ Contrairement au coefficient de corrélation utilisé aux États-Unis, qui dépend de la gamme des concentrations mesurées, le coefficient de corrélation utilisé par le RNSPA sera fixé à 0,93.

² Les appareils de mesure désignés pour les FEM de classe III doivent utiliser un cyclone type VSCC (Very Sharp Cut Cyclone) pour recevoir la désignation de l'EPA. Au Canada, les instruments FEM III dotés d'un séparateur de type SCC (Sharp Cut Cyclone) sont jugés acceptables puisque les essais comparatifs effectués sur le terrain n'ont laissé constater aucune différence significative entre les deux instruments quant à la performance.



6

MÉTHODES DE MESURE

Pour répondre aux exigences des SP et comprendre les diverses relations sources–récepteurs, il importe de pouvoir compter sur des contrôles fiables des polluants primaires et des précurseurs. On possède déjà des méthodes bien établies pour la mesure de certains paramètres, mais les méthodes continuent d'évoluer dans certains cas. Le RNSPA utilise les méthodes les plus perfectionnées disponibles — un amalgame de méthodes de mesure en temps réel et de mesure à intégration dans le temps. Les évaluations de la validité et l'interprétation des données permettent par ailleurs de constater que les mesures obtenues avec chacune de ces méthodes comportent diverses sources possibles d'incertitudes. Les paramètres connexes sont importants, mais nous insistons plutôt, dans la présente section, sur les méthodes de mesure des $PM_{2,5}$ et de l'ozone.

6.1 Méthodes de mesure de la concentration des $PM_{2,5}$

Les particules solides et liquides en suspension dans l'atmosphère forment un mélange complexe. Celles qui peuvent pénétrer dans les poumons (les « particules inhalables ») ont un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns. La fraction des particules inhalables dont le diamètre est inférieur à 2,5 microns et qui pénètrent plus profondément dans les poumons est celle des « particules fines » ($PM_{2,5}$).

La mesure des particules fines en suspension dans l'atmosphère s'exprime en masse totale de particules solides et liquides en suspension dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 μm . Ces particules sont constituées de matières carbonées, de sulfates, de nitrates, d'ammonium et d'autres ions inorganiques et métaux-traces.

La surveillance des $PM_{2,5}$ est compliquée par le fait qu'une proportion sensible des nitrates, de l'ammonium et de la matière organique qu'elles contiennent est semi-volatile, ce qui peut conduire à une sous-estimation des concentrations réelles présentes dans l'atmosphère. Il existe par ailleurs également un risque de surestimation de la concentration de ces particules à cause de la présence dans l'atmosphère d'eau semi-volatile. Chaque type d'instrument et de configuration influe à sa manière sur la proportion de substances semi-volatiles présentes dans l'échantillon. En conséquence, la proportion de particules et d'eau semi-volatiles présentes dans l'atmosphère et la méthode de mesure utilisée ont un effet confusionnel sur la mesure de la concentration « réelle » de $PM_{2,5}$ atmosphériques.

Les mesures liées au contrôle de la conformité au SP relatif aux $PM_{2,5}$ s'expriment en termes de concentration massique. Les échantillons requis sont prélevés quotidiennement, sur une période de 24 heures. On utilise communément deux grandes catégories de méthodes pour la mesure de la masse ou de l'équivalence de masse des particules atmosphériques. Les premières sont les méthodes gravimétriques, en

vertu desquelles les particules triées par classes de tailles sont recueillies sur un filtre prépesé pendant une période de temps donnée aux fins du calcul de leur masse. La concentration massique des particules est calculée en divisant l'augmentation de poids du filtre par le volume total d'air (aux conditions ambiantes) qui a traversé ce filtre. Les secondes méthodes – les méthodes non gravimétriques de calcul de l'équivalent de masse – font appel à des appareils qui utilisent la composition granulométrique, les propriétés optiques, l'atténuation bêta ou les propriétés inertielles. Dans la plupart des cas, une tête d'admission conçue pour séparer les petites particules des plus grosses en utilisant leurs propriétés inertielles sert à fractionner l'échantillon. Pour la plupart des mesures, la fraction grossière est retirée de l'échantillon à l'aide d'un séparateur par impaction ou d'un séparateur à cyclone. Pour le contrôle des $PM_{2,5}$, les particules en suspension très grosses sont éliminées par captage sur plaques d'impaction dans un conduit d'admission omnidirectionnel des PM_{10} , auquel peut succéder une séparation cyclonique de ce qui reste de la fraction des particules grossières ($PM_{10-2,5}$) dans un cyclone de type *sharp cut cyclone* (SCC). Grâce à ces dispositifs, seules les particules fines ($PM_{2,5}$) sont admises dans le collecteur. D'autres méthodes comme l'échantillonnage dichotomique séparent les particules fines de la fraction grossière par accélération dans un impacteur virtuel avec débits différentiels et redirigés, qui sépare et recueille chacune des deux fractions.

Au Canada, les mesures des $PM_{2,5}$ sur filtres utilisant des échantillonneurs dichotomiques ont commencé en 1984. Les données sur l'air ambiant utilisées pour l'élaboration du SP relatif aux $PM_{2,5}$ ont été obtenues à l'aide de cette méthode gravimétrique manuelle fondée sur des périodes de prélèvement de 24 heures. Lorsque le SP relatif aux $PM_{2,5}$ a été signé en 2000, aucune méthode de référence ni aucun critère de performance pour la mesure des concentrations de $PM_{2,5}$ dans l'air ambiant n'ont été spécifiés. Toutefois, le SP exige des contrôles quotidiens et un taux minimal d'exhaustivité des données de 75 % aux fins des comparaisons avec l'étalon. À cause de leur coût d'exploitation moindre et de la possibilité qu'ils offrent de produire des données presque en temps réel (requis pour le calcul des indices de la qualité de l'air, la préparation des avis publics sur la qualité de l'air et la confection de cartes), les appareils de mesure des $PM_{2,5}$ en continu comme le TEOM et le Met-One BAM-1020 ont été largement utilisés par les organismes du Canada (et d'ailleurs). Les technologies utilisées par ces instruments ne cessent toutefois d'évoluer, et les gouvernements doivent veiller à ce que les données qu'ils produisent continuent de répondre aux critères d'équivalence prescrits pour le contrôle de la conformité aux SP.

6.1.1 Méthodes manuelles de mesure des $PM_{2,5}$

Au Canada, nous utilisons diverses méthodes d'échantillonnage des $PM_{2,5}$ sur filtres prépesés qui peuvent ensuite faire l'objet d'analyses chimiques. Ces méthodes font appel à divers types d'échantillonneurs — échantillonneurs dichotomiques, échantillonneurs FRM et FEM de l'EPA et échantillonneurs IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments). Des têtes d'admission munies de séparateurs par impaction ou à cyclone servent à déterminer la taille des particules recueillies aux fins des analyses. La méthode de référence du RNSPA pour les $PM_{2,5}$ (EC, 2009a) s'inspire de méthodes manuelles particulières.

Les résultats des méthodes manuelles à filtre comportent des incertitudes qui diffèrent parfois de celles qui caractérisent les résultats des méthodes en continu. Les principales sources d'incertitudes comprennent les variations de la température et de l'humidité ambiantes au cours des périodes d'échantillonnage de 24 heures, ainsi que les méthodes de manipulation et de conditionnement des filtres. À défaut d'éliminer ces sources d'incertitudes avant la période de collecte, on risque de voir certains gaz — y compris le SO_2 et le HNO_3 — accroître le poids des filtres, ou l'évaporation du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) ou de composés organiques semi-volatils (COSV) réduire ce poids. Les effets de ces facteurs sont tous réduits au minimum dans la mesure du possible par l'application de règles particulières d'assurance de la qualité qui ont trait au conditionnement des filtres, à la conception de l'échantillonneur, à la manipulation des filtres et à la pesée des échantillons.

Méthode de référence (MR) du RNSPA pour les PM_{2,5}

La méthode gravimétrique manuelle à filtre de 24 heures (méthode n° 8.06/1.3/M) est la méthode de référence (MR) retenue par le RNSPA pour la mesure des PM_{2,5} (EC, 2009a). Des procédures normalisées d'exploitation (PNE) pour cette méthode et pour d'autres méthodes de mesure des PM_{2,5} en continu (TEOM, BAM) ont été préparées. Même si l'échantillonnage sur filtre utilisé pour la MR du RNSPA est exposé à des artefacts (perte ou gain de poids des matières filtrées), cette méthode peut servir de point de repère pour la comparaison des diverses techniques de mesure. On présente dans la section précédente (5.3) les critères de performance qui servent à comparer les mesures des PM_{2,5} en continu et celles de la MR du RNSPA.

La MR du RNSPA décrit la marche à suivre pour obtenir le dépôt sur filtre d'un échantillon de l'air ambiant et les procédures subséquentes de conditionnement des filtres et de mesure du poids par gravimétrie.

Le tube d'échantillonnage des particules est muni d'une tête d'entrée calibrée qui permet aux particules appartenant à la fraction souhaitée (PM_{2,5}) d'accéder à la portion inférieure de la trajectoire d'écoulement. La taille des particules admises est déterminée par la configuration physique de la tête d'entrée et par la vitesse du flux d'air. Un filtre en Téflon prépesé est installé sous la tête d'entrée, dans la portion inférieure de la trajectoire d'écoulement, pour capter les particules transportées dans le flux d'air. À la fin de la période d'échantillonnage, le filtre est récupéré et envoyé à un laboratoire pour y être pesé. Le poids des particules recueillies sur le filtre correspond à la différence entre le poids du filtre avant la période d'échantillonnage et le poids du filtre après cette période. Une pompe mécanique sert à maintenir le débit d'air dans l'échantillonneur. Le débit est contrôlé soit par un régulateur de pression et un système de soupapes, soit par un régulateur de débit massique. Un autre dispositif mesure le débit massique. À partir des valeurs connues du débit d'air, de la durée de la période d'échantillonnage et de la masse des particules, on peut calculer le volume d'air échantillonné et déterminer par la suite la concentration des particules. Cette concentration est exprimée à la fois par rapport au volume d'air réel et au volume d'air aux conditions standard de 25 °C et de 101,3 Kpa. Des indicateurs servent à distinguer les conditions réelles ou les conditions de référence dans la série de données³.

Échantillonneurs dichotomiques

L'échantillonneur dichotomique était l'échantillonneur original des particules inhalables. Calqué sur les impacteurs inertiels virtuels, il sépare les particules en fonction de leurs caractéristiques aérodynamiques. Cet échantillonneur fonctionne à un débit faible (16,7 L/min) comparativement aux appareils capables de traiter de gros volumes d'air. L'air ambiant est aspiré par une tête d'entrée et acheminé à un impacteur virtuel qui sépare les particules en deux fractions : grossière (> 2,5–10 µm) et fine (2,5 µm). Les particules sont accélérées à travers une buse, et une partie du flux d'air (90 %) est ensuite aspirée à angle droit. L'appareil est calibré de telle façon que les particules de taille supérieure à 2,5 µm ne puissent pas changer de direction; elles continuent en ligne droite à un débit réduit jusqu'à la buse de collecte. Les particules sont recueillies sur des filtres de 37 ou de 47 mm (selon le modèle de l'appareil) faits d'une matière inerte (p. ex., Téflon). La séparation des particules en deux fractions minimise les interactions possibles entre la fraction fine plus acide et la fraction grossière plus basique. Cette méthode exige toutefois que l'on porte une attention particulière à la manipulation de l'échantillon et à la détermination de la masse, et requiert le passage d'un gros volume d'air à travers la tête d'entrée calibrée. Elle exige par ailleurs le recours à des méthodes d'analyse différentes de celles utilisées pour les filtres à haut volume (WGAQOG, 1997). En 2009, l'échantillonneur dichotomique Thermo Scientific Partisol® 2000-D et l'échantillonneur dichotomique séquentiel 2025-D ont été désignés pour les FEM de classe II de l'EPA. Ils ont également été désignés pour les FEM de classe II pour la surveillance des PM_{10-2,5} (US EPA, 2010).

³ À compter de 2011, les données sur les particules communiquées par les organismes du RNSPA correspondront aux conditions réelles.

Méthode de référence fédérale des États-Unis (FRM)

Aux États-Unis, les méthodes d'échantillonnage utilisées pour la surveillance de la pollution de l'air doivent être désignées « méthode de référence fédérale » (FRM) si les données produites doivent servir au contrôle de la conformité aux NAAQS pour les $PM_{2,5}$.

La conception de l'échantillonneur FRM pour les $PM_{2,5}$ répond à deux règles de l'art de l'ingénierie. La première de ces règles s'appuie sur les spécifications précises auxquelles doivent répondre certains éléments de l'appareil — tête d'entrée, tuyau de descente, impacteur WINS (Well Impaction Ninety-Six) et porte-filtre — et qui sont précisées dans le Code of Federal Regulations (CFR) des États-Unis, titre 40, partie 50, annexe L (US FR, 1997). La tête d'entrée est protégée contre les intempéries par des volets disposés à 45 degrés; elle effectue un premier tri des particules en ne laissant passer que celles dont le diamètre aérodynamique est de 10 microns ou moins. L'impacteur WINS effectue un second tri en éliminant les particules de 2,5 à 10 microns. À l'intérieur du puits de l'impacteur, le flux d'air est incurvé et les particules plus grosses sont captées par un filtre recouvert d'un type d'huile spécial. La cartouche du filtre maintient ce dernier en place, évite les fuites et assure le prélèvement d'un échantillon approprié. Il convient de noter que, dans les appareils de mesure manuelle ou en continu des $PM_{2,5}$ du RNSPA, un séparateur de type *sharp cut cyclone* (SCC) remplace l'impacteur WINS.

La seconde règle a trait aux systèmes de mesure fondés sur la performance (performance-based measurement systems — PBMS) qui établissent les seuils de certains paramètres — par exemple, température et pression d'utilisation et débit — que les fabricants des divers appareils de mesure des $PM_{2,5}$ sont tenus de respecter. Les PBMS sont décrits au titre 40, partie 50, annexe L du CFR (US FR, 1997).

L'expérience acquise à l'interne dans la conception et la construction des appareils de mesure des $PM_{2,5}$ varie d'un fabricant à l'autre, et les appareils disponibles varient donc énormément tant par leur aspect extérieur que par leur mode de fonctionnement.

Le 17 octobre 2006, l'EPA a modifié ses règles nationales relatives à la surveillance de la qualité de l'air (US FR, 2006) et autorise désormais l'utilisation d'un nouveau type de séparateur — le Very Sharp Cut Cyclone (VSCCTM) — en plus de l'impacteur WINS déjà en usage.

À l'heure actuelle, trois types d'échantillonneurs gravimétriques à filtre répondent aux critères de désignation FRM pour l'échantillonnage des $PM_{2,5}$ (voir tableau 10).

Tableau 10 : Types d'échantillonneurs FRM

Type	Description	Fabricant
Échantillonneur à simple canal	Échantillonneur manuel à filtre, commandé par microprocesseur, produisant un échantillon de $PM_{2,5}$ sur 24 heures.	<ul style="list-style-type: none">– Andersen Instruments 11/6/98– BGI Incorporated 16/4/98– Rupprecht & Patashnick Company 16/4/98– Thermo Environmental Instruments 29/10/98
Échantillonneur séquentiel	Échantillonneur manuel à filtre, commandé par microprocesseur, produisant une série d'échantillons de $PM_{2,5}$ correspondant à plusieurs périodes de 24 heures planifiées à l'avance.	<ul style="list-style-type: none">– Andersen Instruments 16/4/98– Rupprecht & Patashnick Company 16/4/98

Échantillonneur portable	Échantillonneur manuel à filtre, commandé par microprocesseur, produisant un échantillon de PM _{2,5} sur 24 heures. Cet appareil est conçu pour être transportable et pour réaliser des échantillonnages fréquents. Il sert principalement à l'EPA dans le cadre de son programme national d'évaluation des performances aux fins de l'assurance de la qualité.	<ul style="list-style-type: none"> – BGI Incorporated 6/4/98 – Andersen Instruments 11/3/99 – Rupprecht & Patashnick Company 19/4/99
--------------------------	--	---

6.1.2 Méthodes de mesure en continu de la concentration des PM_{2,5}

Dans le tableau 11, nous décrivons certains des instruments disponibles dans le commerce qui sont actuellement en usage au Canada. Les méthodes les plus courantes utilisent le TEOM, fondé sur les propriétés d'inertie, et l'atténuation bêta (BAM-1020). Le TEOM oscille à une fréquence mesurée caractéristique en l'absence de particules sur le filtre. La baisse mesurée de fréquence pendant la période de mesure est inversement proportionnelle à la masse des particules accumulées sur le filtre TEOM. L'appareil de mesure à atténuation bêta BAM-1020 utilise des sources radioactives (¹⁴C) qui émettent un faisceau d'électrons à haute énergie. L'intensité du faisceau qui traverse la couche de particules accumulées sur le filtre décroît d'une manière exponentielle par rapport à la masse des particules. La disponibilité et les possibilités offertes par les instruments commerciaux de mesure en continu en temps réel de la concentration et de la composition des particules ont sensiblement évolué au cours des dernières années et continueront d'évoluer dans l'avenir.

Balances microélectroniques TEOM^{MC}

Le TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance — microbalance à élément conique oscillant) aspire l'air ambiant à travers une tête chauffée et l'achemine à un filtre amovible qui se fixe à l'extrémité effilée d'un élément conique creux en quartz maintenu en oscillation. Un système automatique de régulation commandé par microprocesseur maintient le débit du flux d'air constant. À mesure que les particules s'accumulent sur le filtre, la fréquence des oscillations de l'ensemble diminue. Cette fréquence est contrôlée électroniquement, et le microprocesseur calcule la masse totale de particules accumulée sur le filtre ainsi que la concentration et la vitesse massiques en temps réel.

L'air est aspiré à raison de 16,7 L/min, et un séparateur en achemine une portion de 3 L/min sur le filtre. Afin de normaliser les conditions d'échantillonnage et de mesure du poids, le filtre et le flux d'air qui le traverse sont chauffés à 40 °C; la température du filtre reste ainsi toujours supérieure au point de rosée.

On sait qu'une certaine volatilisation peut survenir à partir de la surface du filtre, surtout lorsque le flux d'air est chauffé, lorsque les particules filtrées sont composées en partie d'éléments semi-volatils. Des études laissent constater un écart entre les mesures de la concentration des PM_{2,5} effectuées par TEOM et celles effectuées par une méthode manuelle. Les données expérimentales donnent également à conclure que l'ampleur de cet écart diminue proportionnellement à la différence entre la température de l'échantillon d'air et la température de fonctionnement du TEOM. Les ajustements apportés à la méthode pour réduire la température et réguler le taux d'humidité ont permis d'atténuer le problème des pertes par volatilisation, sans toutefois l'éliminer complètement (Schwab *et al.*, 2004b).

On a mis au point un TEOM équipé d'un dispositif FDMS (Filter Dynamic Measurement System) qui incorpore un canal de purge réfrigéré (4 °C) utilisé en alternance avec le canal d'échantillonnage régulier afin de compenser automatiquement les pertes de particules semi-volatiles (PSV). Cet instrument modifié est désormais disponible dans le commerce. Des études comparatives récentes ont donné à conclure que les mesures de la concentration ambiante de PM_{2,5} obtenues à l'aide du TEOM-FDMS sont moins exposées aux

artéfacts liés à l'échantillonnage que celles obtenues à l'aide des autres méthodes à filtre manuelles ou en continu disponibles sur le marché, on en sont entièrement exemptes (Solomon et Sioutas, 2006).

Tableau 11 : Résumé des méthodes de contrôle de la concentration des particules en temps réel utilisées au Canada

Variables observables	Méthode	Spécifications	Statut FEM de l'EPA	Observations
PM _{2,5} ou PM ₁₀ , par TEOM	Les particules sont recueillies en continu sur un filtre monté sur le haut de la partie effilée d'un élément creux en quartz qui oscille sous l'effet d'un champ électrique. La fréquence d'oscillation de l'élément décroît à mesure que la masse des particules retenues sur le filtre augmente, fournissant ainsi une mesure directe de la masse inertielle. La température du système est maintenue constante — habituellement à 30 ou 40 °C — pour minimiser la condensation de l'eau et ses effets possibles sur les propriétés mécaniques de l'élément conique.	Concentration des particules. Précision : 2,5 µg/m ³ pour une moyenne horaire.	Échantillonneur dichotomique des particules ambiantes Thermo Scientific TEOM® 1405-DF équipé d'un dispositif FDMS® (PM _{2,5}), 17 juin 2009 Échantillonneur des particules ambiantes Thermo Scientific TEOM® 1400a équipé d'un dispositif FDMS® série 8500C (PM _{2,5}), 17 juin 2009	La période typique d'établissement de la moyenne du signal est de 10 minutes. Les espèces volatiles peuvent s'évaporer à cause du chauffage du flux d'air. Cette volatilisation entraîne une baisse des concentrations massiques mesurées par rapport aux résultats des méthodes gravimétriques. L'appareil TEOM-FDMS a été conçu pour compenser les pertes de PSV.
PM _{2,5} ou PM ₁₀ par atténuation bêta	Le rayonnement bêta (électrons dont l'énergie varie de 0,01 à 0,1 MeV) est atténué d'une manière approximativement exponentielle (loi de Beer) par rapport à la masse des particules retenues sur un ruban filtrant. L'échantillonneur mesure cette atténuation sur les segments exposés et non exposés du ruban filtrant. Les mesures d'atténuation corrigées du témoin sont converties en concentrations massiques.	Concentration des particules. Précision : 5 µg/m ³ pour une moyenne horaire.	Système de mesure des PM _{2,5} Met One Instruments BAM-1020, 15 juin 2009 Système de mesure des PM _{10-2,5} Met One Instruments BAM-1020, 15 juin 2009 Appareil de mesure en continu des particules ambiantes (PM _{2,5}) Thermo Scientific FH62C14-DHS, 15 juin 2009	Les périodes d'établissement des moyennes peuvent n'être que de 30 minutes. Des conditions d'humidité relative élevée peuvent provoquer des interférences. Ce problème peut être corrigé par le recours à la technologie « smart heater » désormais intégrée au système.
PM ₁ , PM _{2,5} ou PM ₁₀ par compteur de particules Grimm	Mesure en continu de la concentration des particules fines ambiantes fondée sur la diffusion optique de la lumière qui permet de compter les particules et d'en établir la taille.	Concentration des particules. Précision : 3 µg/m ³ .	Echantillonneur des PM _{2,5} modèle EDM 180, Grimm Technologies, Inc., mars 2011	
PM _{2,5} ou PM ₁₀ par appareil de mesure SHARP (Synchronized Hybrid Ambient Real-time Particulate)	Utilisation d'un appareil de mesure à atténuation bêta (¹⁴ C) en combinaison avec un diffusionmètre à réponse rapide	Concentration des particules. Précision : 2 µg/m ³ pour une moyenne horaire.	Appareil de mesure SHARP (PM _{2,5}) Thermo Scientific, modèle 5030, 17 juin 2009	Cycle de données : 1 minute

Appareil de mesure de la concentration massique par atténuation bêta (BAM)

L'appareil de mesure à atténuation bêta (BAM) mesure la perte des électrons qui pénètrent dans un filtre sur lequel les particules se sont déposées (Wedding et Wiegand, 1993). Cette technique sert également à mesurer la teneur en eau liquide des aérosols (Speer *et al.*, 1997).

Les particules sont recueillies sur le disque d'un ruban filtrant. Une source radioactive (rayonnement bêta) émet des électrons à faible énergie qui traversent le ruban et sont détectés de l'autre côté. L'intensité du rayonnement bêta est atténuée par la diffusion inélastique des électrons, y compris ceux des particules déposées. La loi de Beer-Lambert fournit une bonne approximation de l'intensité bêta (Sem et Borgos, 1976; Cooper, 1976). Si on connaît le coefficient d'atténuation bêta par la masse d'aérosol retenue sur le filtre, on peut obtenir une mesure en continue de la concentration massique de l'aérosol. Le ruban filtrant est avancé lorsque l'atténuation du rayonnement bêta par la quantité d'aérosol accumulée sur le disque filtrant réduit ce rayonnement à un niveau proche du niveau naturel (Cooper, 1975).

Lilenfeld (1975) recense 13 isotopes émetteurs d'électrons à demi-vie supérieure à 1 an, sans rayonnement gamma important et dont l'énergie est inférieure à 1 MeV. Les sources de carbone-14 (^{14}C) sont celles qu'on utilise le plus souvent. Le coefficient d'atténuation bêta dépend à la fois de l'énergie du rayonnement et de la composition chimique de l'aérosol. Avec une source de ^{14}C et un aérosol atmosphérique typique, on obtient un coefficient d'atténuation d'environ $0,26 \text{ cm}^2/\text{mg}$ (Macias, 1976). On considère généralement que l'incidence de la composition chimique de l'aérosol sur le coefficient d'atténuation (Macias, 1976; Jaklevic *et al.*, 1981) est inférieure au degré de précision de la mesure, mais elle risque d'engendrer un biais lorsque la composition des étalons diffère sensiblement de celle de l'aérosol ambiant. La résolution et la limite inférieure de détection des instruments modernes sont de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Courtney *et al.*, 1982).

On a eu d'ordinaire tendance à utiliser les appareils de type BAM aux conditions de température et d'humidité relative ambiantes. Or, si ces conditions tendent à préserver l'intégrité des nitrates et des composés organiques volatils, elles favorisent par contre le captage de l'eau associée aux espèces solubles en conditions d'humidité élevée. Dans ces conditions, les concentrations mesurées par la méthode BAM sont souvent plus grandes que celles fournies par les échantillonneurs à filtre installés au même endroit et dont les échantillons ont été équilibrés à l'humidité relative plus faible du laboratoire avant l'analyse gravimétrique. On peut procéder au séchage par diffusion de l'air échantillonné afin d'en extraire la vapeur d'eau et de favoriser ainsi l'évaporation de l'eau liquide associée aux composants volatiles des particules en suspension. On a également constaté une perte des composants semi-volatils, principalement lorsqu'on utilise ce type d'appareil en hiver (NARSTO, 2003). Plus récemment, les instruments ont été équipés de dispositifs de chauffage intelligents (*smart heaters*), qui règlent l'humidité relative de l'échantillon prélevé. Toutes les unités BAM-1020 utilisées par le RNSPA sont équipées de tels dispositifs, qui maintenaient à l'origine l'humidité relative à 45 %, mais qui ont récemment (avril 2006) été réglés à 35 % à la suite d'épreuves de comparabilité des instruments. De telles épreuves réalisées récemment aux États-Unis avec des appareils TEOM-FDMS et BAM-1020 ont laissé constater l'existence d'un biais positif mesurable dans les mesures des $\text{PM}_{2,5}$ effectuées en été avec l'appareil BAM-1020 équipé d'un *smart heater* réglé à 45 % d'humidité relative (Schwab *et al.*, 2006). On a laissé entendre que ce biais pourrait être causé par l'absorption de la vapeur d'eau ou d'autres gaz par le ruban filtrant en fibre de verre de l'appareil BAM-1020. Met-One a entrepris de modifier ses instruments afin d'en améliorer la sensibilité et d'en réduire le « bruit », notamment en remplaçant le ruban filtrant en fibre de verre par un ruban en Téflon, en réduisant l'espace ménagé entre la source de rayonnement bêta et le détecteur, en modernisant le module photomultiplicateur et en allongeant les périodes de mesure (MARAMA/NESCAUM 2005).

Compteur de particules Grimm

Les appareils Grimm de comptage en continu des particules fines dans l'air ambiant utilisent la technologie de diffusion optique pour déterminer la taille et le nombre des particules. Le détecteur de poussière Grimm

peut mesurer simultanément les PM_{10} , les $PM_{2,5}$, les PM_1 et les particules grossières (seulement 3 simultanément) et peut établir la distribution de taille des particules entre plus de 30 canaux distincts.

L'appareil prélève un échantillon d'air en continu à l'aide d'une pompe à débit régulé. Les particules sont mesurées par l'application du principe physique de la diffusion orthogonale de la lumière. Les particules sont illuminées par laser et le signal diffusé par les particules qui traversent le rayon laser est capté à un angle d'environ 90° par un miroir et transmis à une diode réceptrice. Chaque signal de la diode est transmis, après renforcement correspondant, à un analyseur d'amplitude d'impulsions, classé en fonction de la taille et réparti entre les canaux. Les mesures sont converties chaque minute en distribution massique à partir de laquelle sont établies les valeurs correspondant aux différentes particules.

L'appareil Grimm utilise le séchage par diffusion pour éviter la condensation pendant les mesures. Le séchoir est activé lorsque l'humidité relative dépasse 70 %.

Appareil de type SHARP (Synchronized Hybrid Ambient Real-time Particulate)

La méthode SHARP fournit une mesure en temps réel de la concentration massique des particules en combinant un appareil de mesure par atténuation du rayonnement bêta (^{14}C) et un diffusiomètre à réponse rapide. Le système utilise le filtrage numérique pour étalonner en continu le photomètre en utilisant les données intégrées de l'atténuation bêta. Il minimise l'interférence de l'humidité et la perte des composants volatils grâce à l'utilisation d'un système intelligent de réduction de l'humidité (Intelligent Moisture Reduction — IMR) combinée à des remplacements fréquents du filtre d'échantillonnage.

6.1.3 Contrôle de la spéciation des $PM_{2,5}$

À partir de 1984, Environnement Canada a effectué des mesures de la masse des particules fines aux sites du RNSPA en utilisant des échantillonneurs dichotomiques. Les analyses régulières des filtres en Téflon utilisaient la fluorescence X à dispersion d'énergie (energy dispersive X-ray fluorescence — ED-XRF) pour le dosage des divers éléments et la chromatographie d'échange d'ions (ion chromatography — IC) pour le dosage des anions et des cations. Les filtres de la fraction grossière des échantillonneurs étaient également soumis aux mêmes protocoles d'analyse. Ce programme a fourni une grande quantité de données précieuses sur la masse des $PM_{2,5}$ et sur leurs composants, mais il n'a pas permis de recenser la totalité des composants des particules puisque le carbone (organique et élémentaire) n'était pas mesuré et que le nitrate d'ammonium se volatilisait pendant le dosage des échantillons par XRF. En 2002, un nouveau programme a été élaboré pour obtenir des mesures précises de l'ensemble des composants importants des $PM_{2,5}$. De nouveaux échantillonneurs ont été choisis par voie d'appels d'offres et achetés, et le programme a débuté en 2003. Tous les échantillons recueillis sont analysés par la Division de l'analyse et de la qualité de l'air du Centre des sciences et technologies environnementales (CSTE), à Ottawa.

Un programme complémentaire a été lancé par la Section de la recherche en mesure et analyse d'Environnement Canada en utilisant le même équipement de surveillance et les mêmes méthodes d'analyse. Les échantillonneurs de ce programme ont été déployés dans les sites du RCSAP. Les sites utilisés pour ces deux programmes ont été choisis pour permettre l'appariement de sites urbains et ruraux. Les bureaux régionaux d'Environnement Canada ont installé des sites supplémentaires de surveillance de la spéciation dans le cadre de l'initiative pour la sécurité frontalière. Les échantillons provenant de ces sites sont également analysés par la Division de l'analyse et de la qualité de l'air. Les données provenant des travaux canadiens de surveillance de la spéciation des $PM_{2,5}$ viendront compléter celles recueillies aux États-Unis par le réseau de surveillance des tendances de la spéciation (Speciation Trends Network — STN) de l'EPA et par le programme IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments).

Équipements et activités d'échantillonnage sur le terrain

Les sites d'échantillonnage sont équipés d'échantillonneurs dichotomiques séquentiels Thermo Partisol-Plus 2025-D ou d'échantillonneurs dichotomiques ponctuels Thermo Partisol 2000-D, ainsi que d'échantillonneurs de spéciation Thermal Partisol, modèle 2300. Ces unités utilisent des interfaces-utilisateurs et des systèmes de stockage des données semblables. L'échantillonneur de spéciation utilise des cartouches Chemcomb[®] conçues à l'université Harvard et qui utilisent des dénudeurs en verre à structure en nid d'abeille et des cartouches filtrantes de Téflon, de quartz ou de nylon.

On peut installer à l'avance jusqu'à 32 filtres à particules fines et grossières (16 jours d'échantillonnage) dans l'appareil dichotomique séquentiel Partisol, et jusqu'à 12 cartouches Chemcomb (3 jours d'échantillonnage) dans l'échantillonneur de spéciation. À l'heure actuelle, le protocole expérimental prévoit de faire fonctionner les échantillonneurs une fois tous les trois jours et de visiter les sites d'échantillonnage au moins une fois tous les six jours. Les échantillons sont prélevés sur des périodes de 24 heures. On récupère un filtre à particules fines et un filtre à particules grossières dans l'échantillonneur dichotomique Partisol et trois cartouches Chemcomb dans l'échantillonneur à spéciation, tel que décrit ci-dessous (tableau 12). Les cartouches Chemcomb scellées sont livrées prêtes à l'emploi, en fonction des espèces chimiques visées.

Types d'échantillons et substances à analyser

Nous décrivons brièvement ci-dessous les matériaux filtrants et les espèces chimiques visées.

Tableau 12 : Modules d'échantillonnage et groupes de substances à analyser

Unité	Description du module	Matériaux filtrants	Paramètre/substance
Échantillonneur de spéciation dichotomique Partisol	Filtre fin	Téflon, 47 mm	Masse, métaux*
	Filtre grossier	Téflon, 47 mm	Masse, métaux
	Cartouche C (4 composantes)	Dénudeur de carbonate de sodium Dénudeur d'acide citrique Filtre en Téflon	SO ₂ et HNO ₃ Ammoniac Sulfate et autres ions inorganiques et organiques importants Nitrate, sulfate
	Cartouche A	Filtre en nylon Filtre en fibre de quartz traité préalablement à la chaleur	Carbone noir, carbone organique
	Cartouche B (2 composantes)	Filtre en Téflon Filtre en fibre de quartz traité préalablement à la chaleur	Masse, métaux (vérification AQ) Artéfacts (carbone organique)

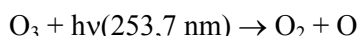
6.2 Méthodes de mesure de l'ozone en continu

La technologie de la surveillance des concentrations d'ozone ambiant est relativement mature. La photométrie UV est la méthode généralement reconnue pour cette surveillance sur le terrain. On trouve sur le marché des instruments dont la performance dépasse généralement les OQD prescrits pour l'ozone dans le présent document.

Le tableau 13 résume les spécifications des instruments utilisés pour le contrôle de l’ozone et d’autres substances. Tous les appareils de dosage utilisés pour la surveillance de l’air ambiant au Canada doivent être désignés pour les méthodes de référence fédérales ou pour les méthodes fédérales équivalentes de l’EPA.

Méthode de photométrie UV

Ces appareils de mesure tirent parti de la bande d’absorption très nette de l’ozone (254 nm) qui coïncide avec le spectre d’émission des lampes à vapeur de mercure à basse pression (253,7 nm). Le rayonnement traverse une chambre (tube) contenant l’air ambiant, et la lumière est absorbée par l’ozone contenu dans l’air. Le degré d’absorption est déterminé par comparaison avec la transmission mesurée dans une chambre témoin contenant de l’air sans ozone. La concentration d’ozone est calculée à l’aide de la loi de Beer-Lambert. Le recours à une lampe à vapeur de mercure est préférable à la combustion d’éthylène pour les raisons mentionnées ci-dessus. Les appareils de mesure comparent l’air riche en ozone à l’air débarrassé de l’ozone qu’il contient (à l’aide de MnO₂) et calculent la quantité d’ozone présente dans l’échantillon d’air ambiant. Les hydrocarbures, la vapeur de mercure, le SO₂ et le styrène comptent parmi les sources possibles d’interférence.



Pour assurer la comparabilité des résultats, les réseaux devraient suivre les protocoles prescrits par le RNSPA pour la surveillance de l’ozone décrits dans les *Lignes directrices sur l’assurance et le contrôle de la qualité* (AQ/CQ) du RNSPA (EC, 2004).

Tableau 13 : Méthodes de mesure et spécifications d’exploitation des appareils de mesure du RNSPA¹

Polluant	Méthode de mesure	Type d’appareil	Plage de fonctionnement	Température de fonctionnement	Limite de détection minimale
Ozone (O ₃)	Absorption UV	Mesure automatisée en continu	1,0 ou 0,5 ppm	15-35 °C	0,002 ppm
Monoxyde de carbone (CO)	Corrélation infrarouge par filtre gazeux	Mesure automatisée en continu	50 ppm	15-35 °C	0,1 ppm
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Fluorescence UV	Mesure automatisée en continu	1,0 ou 0,5 ppm	15-35 °C	0,002 ppm
Oxydes d’azote (NO _x)	Chimiluminescence	Mesure automatisée en continu	1,0 ou 0,5 ppm	15-35 °C	0,002 ppm
Particules (PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM _{10-2,5})	Impacteurs virtuels; filtres gravimétriques; filtre/microbalance; atténuation bêta	Mesure automatisée en continu et méthode gravimétrique manuelle	Propre à l’organisme et aux procédures prescrites	Voir recommandations du RNSPA concernant l’AQ/CQ	1,0 µg/m ³
Composés organiques	Méthode manuelle de CPG/DDM	Boîte filtrante manuelle	Propre au composé	15-35 °C	0,05 µg/m ³

Ammoniac (NH ₃)	Chimioluminescence ²	Mesure automatisée en continu	20 ppm (diverses plages inférieures)	15-35 °C	0,001 ppm
-----------------------------	---------------------------------	-------------------------------	--------------------------------------	----------	-----------

- Sources : 1. Environnement Canada. *Lignes directrices sur l'assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique*, 2004.
2. Thermo Environmental Instruments, Specifications for Model 17C Chemiluminescent Ammonia Analyzer.

6.3 Méthodes de mesure de la masse des grosses particules

Les SP comportent une disposition concernant les examens dont doivent faire l'objet les standards en 2005 et 2010, et le rapport qui doit être préparé à l'intention des ministres à propos des conclusions scientifiques ayant trait à l'environnement et à la santé, incluant une recommandation sur un SP concernant les grosses particules (PM_{10-2,5}). Le rapport de 2003 préparé à l'intention des ministres concluait que les grosses particules affectent la santé, mais que les renseignements disponibles s'avéraient insuffisants pour l'élaboration d'un standard. Ce rapport recommandait :

- qu'un plan soit élaboré et mis en œuvre pour recueillir les informations manquantes sur ce polluant d'ici 2005;
- que le CCME réévalue la nécessité d'établir un SP pour les grosses particules au moment de son examen des SP relatifs aux PM_{2,5} et à l'ozone de 2010.

On peut assurer une surveillance adéquate des PM_{10-2,5} en déterminant la différence entre les données d'appareils de mesure des PM₁₀ et des PM_{2,5} installés côte à côte. Les instruments requis sont les mêmes que ceux utilisés pour mesurer la concentration des PM_{2,5}, mais la tête PM_{2,5} d'un des deux instruments utilisés est simplement remplacée par une tête PM₁₀. Selon le type d'instruments utilisés (mesures en continu ou manuelles), la fraction grossière peut être calculée pour une période de base de 24 heures ou moins. La poussière urbaine et les autres poussières diffuses qui composent la fraction grossière contiennent d'ordinaire des composants non labiles — p. ex., composants de la croûte terrestre ou du sol, oxydes inorganiques, sels et débris biologiques (EC, 2001). En conséquence, les artéfacts de filtration qui risquent de contaminer la fraction des particules fines, captés par les deux instruments, devraient s'annuler au moment du calcul de la différence entre les deux séries de données, à condition que les deux dispositifs d'échantillonnage soient identiques ou presque. On a démontré que cette méthode peut fournir des mesures précises de la taille des particules grossières (CASAC, 2005). Toutefois, les situations où des gaz acides réagissent avec des composants alcalins de la poussière filtrée pourraient faire exception à cette règle.

Le 27 septembre 2006, l'EPA des États-Unis a modifié ses directives nationales sur la surveillance de la qualité de l'air et adopté une nouvelle méthode fédérale de référence pour la mesure des concentrations massiques des particules grossières à pénétration bronchique (PM_{10-2,5}) présentes dans l'atmosphère (US EPA, 2006). La FRM utilise deux échantillonneurs à faible volume en parallèle, le premier mesurant les PM₁₀ et l'autre les PM_{2,5}. Cette FRM est conçue principalement aux fins des procédures d'approbation des MEF en continu, en usage dans le réseau actuel, et pour les procédures d'assurance de la qualité du réseau (installations en parallèle). L'EPA a en outre établi des tests explicites, des normes de performance et d'autres exigences aux fins de la désignation d'échantillonneurs commerciaux particuliers, de configurations et d'appareils de mesure pour les FRM ou les FEM de surveillance des PM_{10-2,5}, le cas échéant. Six instruments FRM et FEM ont été désignés jusqu'à maintenant (US EPA, 2010). À l'heure actuelle, l'appareil de mesure des grosses particules BAM-1020 de Met One est le seul appareil de mesure en continu à avoir reçu la désignation FEM classe III de l'EPA pour la surveillance des PM_{10-2,5} (juin 2009).

Des mesures gravimétriques directes des concentrations de PM_{2,5} et de PM_{10-2,5} ont également été effectuées depuis de nombreuses années par le RNSPA et d'autres programmes nord-américains à l'aide d'échantillonneurs dichotomiques. Cette technique manuelle permet d'effectuer l'analyse séparée des diverses fractions granulométriques, mais elle demande plus de travail que les méthodes de mesure en continu, exige beaucoup de précautions tant pour la manipulation que pour la pesée des paires de filtres échantillons et n'offre aucun moyen pratique de fournir des données en temps opportun ou à court terme (par exemple, données horaires).

6.4 Méthodes de mesure du dioxyde de soufre

On utilise des méthodes adéquates de mesure en continu de la concentration de dioxyde de soufre depuis les années 1950 au Canada. La méthode fondée sur la fluorescence UV est celle qui est généralement acceptée pour les mesures sur le terrain depuis la fin des années 1970. Beaucoup des instruments commerciaux disponibles respectent ou surpassent les exigences prescrites pour le dosage du dioxyde de soufre indiquées dans le tableau 10 du présent document.

La combustion des carburants qui contiennent du soufre est l'une des principales sources des émissions atmosphériques de soufre. L'oxydation de ces émissions produit des aérosols d'acide sulfurique ou de sulfates dans des réactions qui interviennent en phase gazeuse ou liquide ou à la surface des solides, ou dans une combinaison des trois. L'oxydation peut faire intervenir des oxydants (p. ex., H₂O₂) formés par des processus photochimiques. Le dioxyde de soufre peut influencer sensiblement sur les concentrations ambiantes de particules (PM_{2,5}) ainsi que sur les réactions photochimiques qui conduisent à la formation de l'ozone.

Il est important d'installer les appareils de mesure dans des endroits où ils seront à l'abri des effets d'obstructions physiques ou de sources voisines de SO₂.

Le fonctionnement des instruments est fondé sur l'absorption de la lumière ultraviolette par les molécules de SO₂. Ces molécules sont excitées par l'exposition à une longueur d'onde précise de lumière ultraviolette et émettent une lumière fluorescente à une longueur d'onde différente à mesure qu'elles passent à un niveau d'énergie inférieur. Le phénomène est décrit par l'équation suivante :



L'air ambiant est aspiré dans l'appareil de mesure à travers un filtre et passe ensuite par un dispositif qui élimine les hydrocarbures avant d'entrer dans une chambre de réaction. Les molécules de SO₂ sont exposées dans cette chambre à un rayonnement ultraviolet qui porte les molécules à un niveau d'énergie supérieur. L'énergie lumineuse émise pendant le retour au niveau d'énergie d'origine est proportionnelle à la concentration de dioxyde de soufre. Un filtre spécial ne laisse passer que les longueurs d'onde émises par les molécules de SO₂, lesquelles sont détectées par l'instrument.

6.5 Méthodes de mesure des oxydes d'azote

Les méthodes de mesure de la concentration d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'air ambiant sont semblables à celles employées pour mesurer les concentrations d'ozone et de dioxyde de soufre; la technologie est mature et largement appliquée depuis les années 1970. Les méthodes fondées sur la chimioluminescence sont généralement reconnues pour la surveillance sur le terrain. Il existe dans le commerce plusieurs instruments qui respectent ou surpassent les exigences relatives au contrôle des NO_x indiquées dans le tableau 10 du présent document.

Les mesures en continu des NO_x ont débuté au cours des années 1970 avec l'adoption de la méthode fondée sur la chimioluminescence et l'élaboration de procédures d'étalonnage acceptables. La surveillance à grande échelle est devenue importante puisque les NO_x sont des polluants courants, précurseurs de la formation d'ozone et de PM_{2,5}. En règle générale, les instruments présentent un cycle de mesure

relativement court et fournissent des données à la minute qu'on peut utiliser pour calculer des moyennes horaires et quotidiennes. Le choix de l'emplacement des sites de surveillance est important puisqu'il importe d'éviter que les obstacles physiques et les activités effectuées dans le voisinage (p. ex., sources voisines telles que les cheminées de chaudières et les routes très fréquentées) aient une incidence indue sur les résultats.

La méthode chimioluminescente est fondée sur la réaction de l'oxyde nitrique (NO) et de l'ozone (O₃), qui émet un rayonnement lumineux dont l'intensité est proportionnelle à la concentration du NO dans l'air échantillonné. L'énergie produite par la réaction est mesurée par des photodétecteurs. La lumière infrarouge est émise lorsque les molécules de NO₂ chimiquement excitées retournent à leur état initial, comme l'indique la réaction suivante :



Le dioxyde d'azote (NO₂) est d'abord transformé en NO pour pouvoir ensuite être mesuré conformément à la réaction ci-dessus. Cette conversion du NO₂ en NO est réalisée par un convertisseur au molybdène chauffé à environ 325 °C.

L'air ambiant est aspiré en continu dans l'instrument à travers un filtre à particules et passe par une valve de commutation qui achemine l'échantillon directement à la chambre de réaction (mode NO) ou à un convertisseur au molybdène (mode NO_x), puis à la chambre de réaction. L'air sec pénètre dans la chambre de réaction à travers un dispositif à décharge en arc à haut voltage (ozonateur), qui produit de l'ozone en concentration suffisante pour assurer une réaction complète avec le NO disponible. Cette réaction produit des molécules de NO₂ excitées, et la luminescence qui en résulte est mesurée par un tube photomultiplicateur. L'instrument mesure ainsi à la fois les concentrations de NO_x et de NO et stocke les données en mémoire. La concentration de NO₂ s'obtient en soustrayant électroniquement le NO du NO_x.

6.6 Méthodes de mesure de l'ammoniac

Il n'existe toujours pas de méthode parfaitement établie de mesure de l'ammoniac atmosphérique, et les données historiques restent limitées. Des méthodes de mesure manuelles ou en continu sont toutefois disponibles, et le programme RCSAP utilise principalement une méthode manuelle intégrée dans le temps.

Méthode intégrée dans le temps

On utilise des méthodes d'échantillonnage manuel pour l'intégration dans le temps (24 heures ou moins) des mesures d'ions ammonium (NH₄⁺) en phase particulaire et d'ammoniac (NH₃). Les échantillons sont prélevés sur des substrats spécifiques et soumis ensuite aux analyses chimiques. La procédure employée dans les réseaux de spéciation du RNSPA comprend la récupération du NH₃ à l'aide d'un dénudeur enduit d'acide citrique, et la collecte subséquente du NH₄⁺ sur un filtre en Téflon, suivie des dosages par chromatographie d'échange d'ions et de l'extraction aqueuse. Il faut apporter un soin particulier à la préparation et à la manipulation des substrats réactifs afin de limiter la contamination (par contact avec l'air ambiant). Ce type de procédure est souvent jugé plus laborieux que les méthodes de mesure en continu.

Mesures en continu

On utilise également des analyseurs à chimioluminescence modifiés pour la mesure en continu des concentrations de NH₃ parallèlement à la mesure des NO_x dont il est question plus haut. L'analyseur est utilisé en combinaison avec un convertisseur thermique du NH₃ installé en amont et dans lequel les espèces azotées comme le NH₃ et le NO₂ sont transformées en NO, et mesurées ensuite avec le NO déjà présent dans l'air sous la forme d'un signal représentant l'azote total. L'instrument détecte ensuite d'une manière séquentielle les NO_x et les composants associés (NO, NO₂) en mode normal, et utilise en même temps des épurateurs à NH₃ sur des canaux distincts afin d'établir la teneur en NH₃ qui correspond à la différence

entre l'azote total et les NO_x (soustraction de signaux). On obtient ainsi des résultats distincts pour chacun des composants (NO , NO_2 et NH_3). La société Thermo Environmental Instruments fabrique un analyseur à chimioluminescence, actuellement utilisé par le réseau de surveillance de la région métropolitaine de Vancouver (DRGV). Des précautions particulières s'imposent pour éviter les sources possibles d'interférence par des substances qui, si elles étaient présentes, pourraient également se transformer en NO dans le convertisseur à haute température (p. ex., composés azotés organiques, vapeur d'acide nitrique ou aérosols contenant de l'ammonium). La possibilité d'une perte de NH_3 dans les conduites d'échantillonnage en amont de l'analyseur n'est pas à négliger non plus.

6.7 Méthodes de mesure du monoxyde de carbone

On mesure les concentrations de monoxyde de carbone (CO) dans l'air ambiant à l'aide de la méthode de corrélation infrarouge par filtre gazeux depuis les années 1980. On trouve sur le marché des instruments proposés par divers fournisseurs qui respectent ou surpassent les exigences prescrites pour le dosage du CO indiquées dans le tableau 10.

Dans cette méthode, l'air ambiant est aspiré en continu à travers un filtre à particules et acheminé à une cellule optique multipassages, traverse ensuite une thermosonde et s'échappe par un débitmètre. Le monoxyde de carbone absorbe le rayonnement infrarouge (IR) aux longueurs d'onde comprises entre 4,5 et 4,9 microns. La concentration dans l'air ambiant est déterminée par l'application du principe de corrélation IR par filtre gazeux. L'analyseur génère un rayonnement IR d'intensité connue et mesure la quantité transmise à travers le flux d'air.

Pour tenir compte du fait que d'autres gaz et particules absorbent également le rayonnement IR ou interfèrent avec sa transmission, l'instrument utilise une roue de filtration modulée du gaz installée entre la source de rayonnement IR et la cellule optique. Un moteur synchronisé assure la rotation de cette roue de manière à ce que sa position soit connue par le système de commande logique de l'instrument. À la première position, la roue de filtration ne laisse passer, dans la cellule optique, que la portion de la bande de longueur d'onde absorbée par le CO . La portion du rayonnement IR qui traverse la cellule sans être absorbée est mesurée par un détecteur. La deuxième position de la roue de filtration laisse passer la totalité du rayonnement IR et fournit ainsi une mesure de l'absorption par le CO et de l'incidence de toutes les autres sources d'interférence. La troisième position bloque la totalité du rayonnement IR (courant d'obscurité). Le dispositif électronique utilise ensuite les diverses mesures de concentration (CO , CO plus interférences, courant d'obscurité et intensité de la source de rayonnement IR d'origine) pour déterminer la concentration du CO .

6.8 Méthodes de mesure des composés organiques volatils

Pour la surveillance des COV à composants multiples dans les sites du RNSPA, la méthode de la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CPG-SM) est utilisée et des procédures standards reconnues sont suivies. Environ 140 substances sont analysées. Plusieurs des composés gazeux ciblés participent aux réactions chimiques atmosphériques, et certaines des espèces de précurseurs mesurées peuvent se convertir par le biais de réactions d'oxydation en composés moins volatils, ou former des aérosols organiques secondaires. Certaines des espèces visées sont des composants d'émissions biogènes naturelles qui participent également à la formation d'ozone et de substances organiques secondaires.

Des échantillons d'air entiers cumulés sur 24 heures sont prélevés selon un horaire régulier par pompage de l'air ambiant à débit constant dans des boîtes filtrantes en acier inoxydable nettoyées à l'avance et pressurisées. Ces boîtes sont ensuite expédiées au laboratoire d'Environnement Canada, où une portion (aliquote) de l'échantillon est transférée dans un piège à froid et adsorbent de solide aux fins de la séparation de l'humidité et de la préconcentration des composants. L'échantillon est ensuite libéré par

désorption thermique en vue de la séparation sur colonne de chromatographie en phase gazeuse et de détection des espèces individuelles par spectrométrie de masse. Les concentrations des composés sont déterminées à partir de la réaction du système à des quantités connues de composés étalons individuels et du volume aliquote. On juge que la spectrométrie de masse est une méthode d'identification plus sûre que plusieurs autres méthodes de détection. Étant donné le mélange variable d'espèces en phase gazeuse potentiellement réactives présentes dans les échantillons, il convient de vérifier fréquemment la performance du système pour veiller à la propreté des boîtes filtrantes, à la gestion de l'humidité et à la bonne récupération des composés, notamment en conditions sèches. Les échantillons doivent également être stockés convenablement et analysés rapidement afin de limiter les réactions en phase gazeuse qui pourraient se produire à l'intérieur des boîtes sur des périodes de temps plus longues.

EXIGENCES EN MATIÈRE D'ASSURANCE DE LA QUALITÉ

La présente section décrit les protocoles d'AQ minimums qui devraient s'appliquer à tous les sites où des données sont recueillies aux fins du contrôle de la conformité aux SP relatifs aux particules et à l'ozone. Les organismes participants pourraient avoir des raisons de surpasser ces exigences minimales.

7.1 Procédures sur le terrain

Les visites de sites, l'étalonnage des instruments et les audits de programmes sont tous des éléments importants dans un système d'AQ qui se veut efficace. Les exigences dépendent dans une certaine mesure des méthodes d'échantillonnage utilisées et des ressources disponibles, mais chaque élément joue un rôle essentiel dans tout programme efficace d'AQ.

Les réseaux participants devraient au minimum se conformer aux lignes directrices sur l'assurance et le contrôle de la qualité du RNSPA (EC, 2004).

Les exigences concernant l'étalonnage et l'exploitation des appareils de mesure en continu des $PM_{2,5}$ sont énumérées dans l'exposé sur les méthodes du RNSPA pour l'utilisation du TEOM et du BAM (EC, 2009b et c) ainsi que dans d'autres documents recensés par le RNSPA.

L'étalonnage et l'utilisation des appareils d'échantillonnage par filtre utilisés pour la mesure de la concentration massique des $PM_{2,5}$ devraient se conformer aux lignes directrices appropriées du RNSPA concernant l'AQ, aux modes opératoires normalisés du RNSPA et aux autres directives adoptées par le RNSPA.

Les exigences relatives à l'étalonnage et à l'utilisation des appareils de mesure de l'ozone et des autres gaz sont énumérées dans les directives du RNSPA concernant l'AQ et dans les modes opératoires normalisés du RNSPA (EC, 2009d).

7.2 Procédures d'expédition

L'échantillonnage des $PM_{2,5}$ peut se faire par filtration dans certains sites aux fins du contrôle de la conformité aux SP relatifs aux particules et à l'ozone. Ces programmes doivent prendre en compte les problèmes de qualité que peut poser l'expédition de filtres blancs ou exposés; ces problèmes sont examinés dans le document sur la méthode de référence du RNSPA pour la surveillance des $PM_{2,5}$ (EC, 2009a). Il convient en particulier d'utiliser des porte-filtres et des contenants d'expédition soigneusement conçus, en plus d'assurer le suivi du temps requis pour l'expédition et de l'exposition des échantillons à des températures extrêmes.

7.3 Procédures de laboratoire

La chaîne d'étalonnage, les contrôles de la précision et les comparaisons interlaboratoires sont tous des éléments importants dans un système efficace d'AQ. Les exigences à respecter dépendent dans une certaine mesure des méthodes d'échantillonnage utilisées et des ressources disponibles, mais chaque élément joue un rôle essentiel dans tout programme efficace d'AQ.

La détermination de la masse des $PM_{2,5}$ à partir de filtres devrait s'effectuer dans des laboratoires centraux afin d'assurer la cohérence des données. Ces laboratoires devraient utiliser la méthode appropriée du RNSPA (8.06/1.3/M) en tenant compte de toute révision subséquente (EC, 2009a).

7.4 Procédures de gestion des données

La validation des données, le signalement des observations aberrantes et les métadonnées sont également des éléments importants dans un système d'AQ qui se veut efficace. Les exigences à respecter dépendent dans une certaine mesure des méthodes d'échantillonnage utilisées et des ressources disponibles, mais chaque élément joue un rôle essentiel dans tout programme efficace d'AQ.

Les gestionnaires de données devraient veiller à adopter des approches et des méthodes communes pour la validation des données, le signalement des observations aberrantes et le traitement des métadonnées lorsqu'il s'agit de contrôler la conformité aux SP relatifs aux particules et à l'ozone.

8

GESTION DES DONNÉES

La présente section décrit les pratiques de gestion qu'il convient d'adopter pour la présentation, l'archivage et la facilitation de l'accès aux données qui serviront au contrôle de la conformité aux SP relatifs aux particules et à l'ozone. Les données doivent être stockées dans des bases locales gérées par les autorités publiques, même si des copies et des données supplémentaires peuvent également être conservées dans d'autres bases, y compris la base de données pancanadienne sur la qualité de l'air du RNSPA.

8.1 Format des données

Les gestionnaires devraient veiller à adopter des formats et structures communes pour les données sur la masse des $PM_{2,5}$ et l'ozone ainsi que pour les métadonnées y afférentes.

8.2 Présentation des données

Les données de surveillance de l'air ambiant recueillies aux fins du contrôle de la conformité aux SP relatifs aux particules et à l'ozone, notamment celles provenant des sites établis précisément à cette fin, devraient être présentées aux fins d'inclusion dans les bases de données gouvernementales et la base de données pancanadienne sur la qualité de l'air du RNSPA en respectant le calendrier suivant, sous réserve de modifications apportées par le gestionnaire compétent :

- données sur la masse des $PM_{2,5}$ obtenues par des méthodes de surveillance en continu — à communiquer chaque année, dans les 6 mois suivant la fin de l'année civile;
- données sur la masse des $PM_{2,5}$ obtenues par des méthodes manuelles — à communiquer chaque année, dans les 6 mois suivant la fin de l'année civile;
- données sur l'ozone — à communiquer chaque année, dans les 6 mois suivant la fin de l'année civile.

8.3 Accès aux données

La plupart des données de surveillance de la qualité de l'air ambiant recueillies au Canada sont transmises à la base de données pancanadienne sur la qualité de l'air du RNSPA. Pour obtenir ces données, il suffit de contacter Environnement Canada ou l'organisme de surveillance provincial/territorial/régional approprié.

Les fichiers de données standards et certains fichiers de données particulières sont disponibles sous divers formats électroniques auprès de la Section des sciences et de la technologie. Pour en savoir plus, prière de contacter :

Coordonnateur/coordonnatrice des données et des publications

Courriel : nspa-napsinfo@ec.gc.ca

9

RÉVISION DU PROTOCOLE

Le domaine de la surveillance de la qualité de l'air ambiant est complexe, et la technologie connexe évolue rapidement. Le présent protocole de surveillance a pour objet d'établir, dans la mesure du possible, des standards nationaux en cette matière. Toutefois, ces standards pourraient devoir faire l'objet, de temps à autres, de directives nouvelles ou révisées.

Les organismes qui participent au RNSPA sont reconnus comme étant les entités appropriées pour réviser les protocoles de surveillance de la qualité de l'air ambiant aux fins du contrôle de la conformité aux SP relatifs aux particules et à l'ozone.

Le présent document fait référence à la version des lignes directrices du RNSPA sur l'assurance de la qualité en vigueur à la date de publication (EC 2004), de même qu'aux versions actuelles des méthodes de surveillance de l'ozone et des $PM_{2,5}$ qui font appel à diverses techniques de mesure. Il est à noter qu'Environnement Canada devra occasionnellement réviser tous ces documents avec la contribution des organismes partenaires du RNSPA et que, peu importe les versions qui seront à jour dans l'avenir, ces documents représenteront toujours les normes de qualité et les exigences techniques minimales à respecter pour recueillir des données sur les $PM_{2,5}$ et l'ozone aux fins de la production de rapports sur les SP.

GLOSSAIRE

Assurance de la qualité

Ensemble des activités planifiées et systématiques visant à assurer qu'un programme de mesures fournit de façon constante des données d'une qualité connue

Comparabilité

Expression de l'écart qui sépare deux systèmes de mesure différents – exprimé en termes de différence, habituellement sous forme de pourcentage positif ou négatif

Contrôle de la qualité

Utilisation régulière de procédures conçues pour assurer et maintenir un degré déterminé de qualité des données

Cycle de mesure

Fréquence d'acquisition des mesures

Exactitude

Expression de la différence entre un résultat et la valeur acceptée comme la valeur réelle – exprimée en pourcentage positif ou négatif par rapport à la valeur réelle

Intégralité

Expression du degré de disponibilité de mesures valides pour une période de temps donnée – souvent exprimée en pourcentage du total possible de mesures

Objectifs de qualité des données

Énoncés qui lient la qualité des mesures (de paramètres environnementaux) au degré d'incertitude que les décideurs sont disposés à accepter pour les résultats dérivés des données

Précision

Expression du degré d'agrément entre diverses valeurs obtenues avec le même système de mesure – souvent exprimée en termes d'écarts par rapport à une moyenne ou d'écart-type relatif (%)

Représentativité spatiale

Cohérence des mesures au regard des conditions qui existent à l'intérieur d'une région géographique donnée

Surveillance continue

Procédure de mesure des conditions ambiantes produisant des données dont la résolution temporelle est de l'ordre de quelques minutes

RÉFÉRENCES

- Canadian – Monitoring: Multi-stakeholder NO_x/VOC Science Program, 1997. *Ground-level ozone and precursor monitoring guidelines and implementation report – report of the ambient air monitoring working group (Monitoring)*. Évaluation scientifique du Canada concernant les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV), 1996, Toronto.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 2000. *Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone*. www.ccme.ca. Juin 2000.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 2003. *Atmospheric Science of Particulate Matter: Update in Support of the Canada-wide Standards for Particulate Matter*, www.ccme.ca. Mars 2003.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 2007a. *Guide de vérification de la conformité aux standards pancanadiens (révisé)*. *Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone*. ISBN 978-1-896997-74-2. www.ccme.ca. 2007.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 2007b. *Guide pour l'amélioration continue et la protection des régions non polluées*. *Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone*. ISBN 978-1-896997-72-8. www.ccme.ca. 2007.
- Chan L.Y. et Kwok W.S. 2000. Vertical dispersion of suspended particulates in urban area of Hong Kong. *Atmospheric Environment* 34:4403-4412.
- Clean Air Scientific Advisory Committee (CASAC) 2005. *Development of the PM Monitoring Program, Including a Federal Reference Method (FRM) for PM_{10-2.5}*. Présenté par le Ambient Air Monitoring and Methods Subcommittee. 21 septembre 2005.
- Cooper, D.W. 1975. Statistical errors in beta absorption measurements of particulate mass concentration. *Journal of the Air Pollution and Control Association* 25:1154–1155.
- Cooper, D.W. 1976. Significant relationships concerning exponential transmission or penetration. *Journal of the Air Pollution and Control Association* 26:366–367.
- Courtney, W.J., Shaw, R.W. et Dzubay, T.G. 1982. Precision and accuracy of a beta-gauge for aerosol mass determination. *Environmental Science and Technology* 16:236–238.
- Environnement Canada (EC). 1988. *Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique : Documentation sur l'emplacement des stations d'échantillonnage du réseau NSPA, 1988*. Direction générale de la protection de l'environnement, janvier 1988.
- Environnement Canada (EC). 2001., Service météorologique du Canada (2001). *Contributions des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada*, ISBN 0-662-30650-3, mai 2001.
- Environnement Canada (EC). 2004. *Lignes directrices sur l'assurance et le contrôle de la qualité du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique*. Rapport AAQD 2004-1.
- Environnement Canada (EC) 2005a. *Les particules fines et l'ozone au Canada, une perspective des standards pancanadiens, sommaire national 2003*. Rapport préparé par la Direction générale de la prévention de la pollution atmosphérique. www.ccme.ca, mots-clés pour la recherche : sommaire national. Octobre 2005.

Environnement Canada (EC). 2005b. *Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (NSPA), sommaire annuel pour 2003*. Rapport EPS 7/AP/37.

Environnement Canada (EC) 2009a. *National Air Pollution Surveillance Network (RNSPA) Reference Method for the Measurement of PM_{2.5} Concentration in Ambient Air Using Filter Collection and Gravimetric Mass Determination*. Environnement Canada, Section de la qualité de l'air ambiant. N° 8.06/1.3/M. 29 décembre 2009.

Environnement Canada (EC) 2009b. *Method for the Operation of TEOM Samplers for PM_{2.5} Monitoring in the RNSPA Network*. Environnement Canada, Section de la qualité de l'air ambiant. N° 8.05/1.3/M. 29 décembre 2009.

Environnement Canada (EC) 2009c. *Operating Procedures for BAM-1020 PM_{2.5} Monitors in the RNSPA Network*. Environnement Canada, Section de la qualité de l'air ambiant. N° 8.04/1.3/M. 29 décembre 2009.

Environnement Canada (EC) 2009d. *Operating Procedures for Continuous Measurement of Ozone in Ambient Air by Ultraviolet (UV) Photometry*. Environnement Canada, Section de la qualité de l'air ambiant. N° 8.02/1.3/M. 29 décembre 2009.

Groupe de travail sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (GTOLDQA). 1997. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaire. Partie 1 : Rapport d'évaluation scientifique. Canada.

Jaklevic, J.M., Gatti, R.C., Goulding, F.S. et Loo, B.W. 1981. A beta-gauge method applied to aerosol samples. *Environmental Science and Technology* 15:680–686.

Lilienfeld, P. 1975. Design and operation of dust measuring instrumentation based on the beta-radiation method. *Staub-Reinhalte. Luft* 35:458.

Macias, E.S. et Husar, R.B. 1976. Atmospheric particulate mass measurement with beta attenuation mass monitor. *Environmental Science and Technology* 10:904–907.

MARAMA/NESCAUM 2005. *Highlights from the MARAMA/NESCAUM Continuous Monitor Training Workshop*. 22-23 mars 2005.

Micallef A. et Colls J.J. 1998. Variation in airborne particulate matter concentration over the first three metres from ground in a street canyon: implications for human exposure. *Atmospheric Environment* 34:3795-3799.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MOE) 2004. *Air Quality in Ontario 2003 Report*. <http://www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/4949e.pdf>.

Munn, R.E. (1981). *The Design of Air Quality Monitoring Networks*, MacMillan, London.

NARSTO 2003. *Particulate Matter Science for Policy Makers. A NARSTO Assessment Part 1 and 2*, février 2003.

Puxbaum H. et Baumann H. 1984. Vertical concentration profiles of traffic derived components in a street canyon. *The Science of the Total Environment* 36:47-52.

Sajani S.Z., Scotto F., Lauriola P., Galassi F. et Montanari A. 2004. Urban air pollution monitoring and correlation properties between fixed-site stations. *Journal of the Air and Waste Management Association* 54:1236-1241.

Sarnia Lambton Environmental Association 2006. *2004 Annual Report Sarnia Air Monitoring Program*. ORTECH Environmental Report No. 50200. 27 janvier 2006.

Sem, G.J. et Borgos, J.W. 1975. Experimental investigation of the exponential attenuation of beta radiation for dust measurements. *Staub-Reinhalte. Luft* 35:5–9.

Speer, R.E., Barnes, H.M. et Brown, R. 1997. An instrument for measuring the liquid water content of aerosols. *Aerosol Science and Technology* 27:50–61.

Schwab J.J., Spicer J., Demerjian K.L., Ambs J.L. et Felton H.D. 2004a. Long-term field characterization of tapered element oscillating microbalance and modified tapered element oscillating microbalance samplers in urban and rural New York State locations. *Journal of the Air and Waste Management Association* 54:1264-1280.

Schwab J.J., Hogrefe O., Demerjian K.L. et Ambs J.L. 2004b. Laboratory characterization of modified tapered element microbalance samplers. *Journal of the Air and Waste Management Association* 54:1254-1263.

Schwab J.J., Felton H.D., Rattigan O.V. et Demerjian K.L. 2006. New York State urban and rural measurements of continuous PM_{2.5} mass by FDMS, TEOM, and BAM. *Journal of the Air and Waste Management Association* 56:372-383.

Solomon P. et Sioutas C. 2006. Continuous and semi-continuous methods for PM mass and composition. *Air and Waste Management Association EM*. 17-23 avril.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 1994. *Photochemical Assessment Monitoring Stations (PAMS) Implementation Manual*. Office of Air Quality Planning and Standards, rapport n° EPA-454/B-93-051, mars 1994.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1997. *Guidance for Network Design and Optimum Site Exposure for PM_{2.5} and PM₁₀*. Office of Air Quality Planning and Standards, décembre 1997. <http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/pm25/network/r-99-022.pdf>

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 1998. *Guideline on Ozone Monitoring Site Selection*. Office of Air Quality Planning and Standards, rapport n° EPA-454/R-98-002.

http://www.scdhec.gov/environment/baq/docs/ambientair/EPA-454_R-98-002_August_1998.pdf

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 2005. *Fact Sheet: Proposed Rule – Revisions to Ambient Air Monitoring Regulations*. <http://www.epa.gov/air/particles/fs20051220monitoring.html>

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 2005. *Draft National Ambient Air Monitoring Strategy*. Office of Air Quality Planning and Standards. <http://www.epa.gov/ttn/amtic/monitor.html>

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 2006. *Federal Register* Vol. 71, No. 10 Part II. Environmental Protection Agency National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter, Proposed Rule. 17 janvier 2006.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 2010. List of Designated Reference and Equivalent Methods, March 16, 2010. <http://www.epa.gov/ttn/amtic/criteria.html>

U.S. Federal Register (US FR). 1997. Environmental Protection Agency, 40 CFR Parts 50, 53 and 58 National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter — Final Rule, juillet 1997.

U.S. Federal Register (US FR). 2006. Part III, Environmental Protection Agency, 40 CFR Parts 53 and 58 Revisions to Ambient Air Monitoring Regulations; Final Rule — 17 octobre 2006.

Vakeva M., Hameri K., Kulmala M., Lahdes R., Ruuskanene J. et Laitinen T. 1999. Street level versus rooftop concentrations of submicron aerosol particles and gaseous pollutants in an urban street canyon. *Atmospheric Environment* 33:1385-1397.

Watson J. et Chow J. (ed) 2000). *Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research*. Desert Research Institute, DRI Document No. 6110-4F. Mai 2000.

Wedding, J.B. et Weigand, M.A. 1993. An automatic particle sampler with beta gauging. *Journal of the Air and Waste Management Association* 43:475–479.

Wu Y., Hao J., Fu L., Wang Z. et Tan U. 2002. Vertical and horizontal profiles of airborne particulate matter near major roads in Macao, China. *Atmospheric Environment* 36:4907-4918.