

# Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs

**Coordination et rédaction**

Cette publication a été réalisée par la Direction principale de la qualité de l'air et du climat et la Direction des politiques de l'atmosphère du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

**Renseignements**

Téléphone : 418 521-3830  
1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : [www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp](http://www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp)  
Internet : [www.environnement.gouv.qc.ca](http://www.environnement.gouv.qc.ca)

**Pour obtenir un exemplaire du document**

Visitez notre site Web : [www.environnement.gouv.qc.ca](http://www.environnement.gouv.qc.ca)

Dépôt légal – 2025  
Bibliothèque et Archives nationales du Québec  
ISBN 978-2-550-74745-1 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.  
© Gouvernement du Québec, 2025

## Résumé

La modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants est l'une des approches privilégiées par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) afin de prévenir la dégradation de la qualité de l'atmosphère et d'assurer la conformité aux normes et aux critères québécois de qualité de l'atmosphère lors de l'autorisation de projets susceptibles d'émettre des contaminants dans l'atmosphère. Le présent guide vise à clarifier les exigences du MELCCFP en matière de méthodologie et de contenu afin que les études déposées soient complètes et recevables. En ce sens, il apporte des précisions supplémentaires par rapport aux exigences du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) ou des directives données dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. Cette mise à jour remplace les exigences du MELCCFP contenues dans le précédent *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique* (Leduc, 2005). En effet, depuis sa parution, de nombreux changements concernant les modèles, les règlements, les données disponibles et les meilleures pratiques sont survenus, le rendant obsolète à certains égards.

Plus précisément, cette nouvelle version du guide détaille les exigences particulières du MELCCFP en lien avec les grandes étapes de la préparation d'une modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée avec AERMOD ou AERSCREEN, les modèles recommandés par l'United States Environmental Protection Agency dans la plupart des situations. On y traite des données météorologiques et de qualité de l'air à utiliser, des taux d'émission, des paramètres du modèle, de certaines méthodologies optionnelles comme la déposition des matières particulaires et la conversion des oxydes d'azote, ainsi que de la présentation et de l'interprétation des résultats dans le cadre de la préparation d'un rapport de modélisation.

## Table des matières

<b>Liste des tableaux</b>	<b>vi</b>
<b>Liste des abréviations et des sigles</b>	<b>vii</b>
<b>Avant-propos</b>	<b>ix</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>1</b>
<b>2. Les modèles de dispersion atmosphérique</b>	<b>3</b>
2.1 Modèles de niveau 1	3
2.2 Modèles de niveau 2	4
2.3 Modèles alternatifs	4
<b>3. L'échantillon météorologique</b>	<b>6</b>
3.1 Choix de la station de surface	6
3.2 Choix de la station aérologique	7
3.3 Données manquantes	7
3.4 Autres sources de données météorologiques	8
3.4.1 Réanalyses météorologiques	8
3.4.2 Modèles météorologiques à méso-échelle	9
3.5 Caractéristiques de surface	9
3.6 Paramétrisation d'AERMET	12
<b>4. Les données de qualité de l'air</b>	<b>13</b>
4.1 Stations de suivi de la qualité de l'air	13
4.2 Concentrations initiales	13
<b>5. Les paramètres de la modélisation</b>	<b>15</b>
5.1 Domaine et récepteurs	15
5.2 Types de sources	16
5.2.1 Source ponctuelle	17
5.2.2 Source surfacique	17
5.2.3 Source volumique	18
5.2.4 Source linéaire volumique	18
5.2.5 Source linéaire chaude	19
5.2.6 Source de type torchère	19
5.3 Environnement rural ou urbain	19
5.4 Bâtiments	20
<b>6. Les scénarios de modélisation</b>	<b>22</b>
6.1 Comparaison des scénarios avant et après projet	22
6.2 Phase de construction et d'exploitation	22
6.3 Émissions imprévisibles, rares ou accidentelles	23
6.4 Fréquence de dépassement annuelle autorisée	23
6.5 Méthode des taux d'émission limite	24
<b>7. Dépôt et transformation chimique</b>	<b>25</b>
7.1 Dépôt	25
7.2 Conversion du NO en NO <sub>2</sub>	26
7.2.1 Description des méthodes de conversion acceptées	27
7.2.2 Approche réglementaire d'une modélisation du NO <sub>2</sub>	28
7.2.3 Jeu de données horaires d'ozone et traitement des données manquantes	30
<b>8. Taux d'émission</b>	<b>32</b>

8.1	Mesures à la source	32
8.1.1	Limites de détection de la méthode	33
8.1.2	Particules	33
8.1.3	Dioxines et furannes	34
8.1.4	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	35
8.2	Données du fabricant	35
8.3	Bilan de matière et calculs d'ingénierie ou modèle d'estimation des émissions	35
8.3.1	Composés organiques volatils et autres contaminants volatils	36
8.4	Résultats de caractérisation d'une usine de même type	36
8.5	Facteurs d'émission d'organismes reconnus	37
8.5.1	Facteurs d'émission AP-42	37
8.5.2	Cotes des facteurs d'émission	38
8.5.3	Facteurs d'émission des moteurs selon des exigences réglementaires	38
8.5.4	Facteurs d'émission d'Environnement et Changement climatique Canada	39
8.5.5	Styrène et méthacrylate de méthyle provenant de l'application de résine et d'enduit gélifié	40
8.6	Autres considérations	40
8.6.1	Données d'exploitation	40
8.6.2	Application des taux d'émission dans le modèle	41
8.6.3	Mesures d'atténuation appliquées aux sources fugitives et diffuses	42
<b>9.</b>	<b>Présentation des résultats</b>	<b>44</b>
9.1	Respect des normes et des critères	44
9.2	Tableaux	45
9.3	Cartes d'isoconcentration	45
9.4	Récepteurs sensibles	46
	<b>Références bibliographiques</b>	<b>47</b>
	<b>Annexe A – Caractéristiques de surface</b>	<b>49</b>
	<b>Annexe B – Concentrations initiales recommandées pour les milieux nordiques</b>	<b>50</b>
	<b>Annexe C – Liste de vérification</b>	<b>51</b>

## Liste des tableaux

<b>Tableau 3.1</b>	<b>Exemple de tableau synthèse de la longueur de rugosité devant figurer au rapport de modélisation</b>	<b>11</b>
<b>Tableau 3.2</b>	<b>Exemple de tableau synthèse de l'albédo et du rapport de Bowen devant figurer au rapport de modélisation</b>	<b>11</b>
<b>Tableau 5.1</b>	<b>Exemple de définition d'une grille de récepteurs à paliers multiples typique pour un domaine de modélisation carré de 10 km sur 10 km</b>	<b>16</b>
<b>Tableau 5.2</b>	<b>Paramètres requis pour la modélisation des sources ponctuelle, volumique et surfacique</b>	<b>16</b>
<b>Tableau 5.3</b>	<b>Dimensions initiales et verticales d'une source volumique selon son contexte particulier</b>	<b>18</b>
<b>Tableau 5.4</b>	<b>Classes d'utilisation du sol selon Auer</b>	<b>20</b>
<b>Tableau 7.1</b>	<b>Concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et d'O<sub>3</sub> par défaut selon le niveau d'exposition du milieu</b>	<b>29</b>
<b>Tableau 7.2</b>	<b>Classification des stations par niveau d'exposition utilisée pour l'évaluation des concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et de O<sub>3</sub> proposées au tableau 7.1</b>	<b>31</b>
<b>Tableau 9.1</b>	<b>Exemple de tableau devant figurer dans le rapport de modélisation et présentant les concentrations maximales modélisées</b>	<b>45</b>

## Liste des abréviations et des sigles

ADJ_U*	Option d'AERMOD permettant l'ajustement de la vitesse de friction de surface par vent faible
AERMOD	American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model
AERSCREEN	Modèle de niveau 1 (« screening ») basé sur AERMOD
AERMET	Préprocesseur météorologique pour AERMOD
AERMAP	Préprocesseur topographique pour AERMOD
AERSURFACE	Outil de calcul des caractéristiques de surface pour AERMOD
ARM	Ambient ratio method
ARM2	Ambient ratio method, version 2
BLP	Buoyant line and point source dispersion model
BPIPPRM	Building Profile Input Program for PRIME
$C_i$	Concentration initiale d'un contaminant
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
ERA-5	ECMWF Reanalysis, version 5
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts
FSL	Format de fichier texte comprenant les relevés d'un sondage aérologique (« forecast systems laboratory »)
COV	Composés organiques volatils
$h_e$	Hauteur d'émission d'une source
HDI	Composés d'hexaméthylène diisocyanate – 1,6
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
LD	Limite de détection de la méthode
LET	Lieu d'enfouissement technique
NCASI	National Council for Air and Stream Improvement
NO	Monoxyde d'azote
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote
NO <sub>2</sub>	Dioxyde d'azote
O <sub>3</sub>	Ozone
OLM	Ozone limiting method
OTDD	Observation de la Terre pour le développement durable des forêts
PM <sub>2,5</sub>	Particules fines ou particules de diamètre aérodynamique égal ou inférieur à 2,5 µm
PM <sub>10</sub>	Particules respirables ou particules de diamètre aérodynamique égal ou inférieur à 10 µm
PRIME	Plume Rise Model Enhancements
PST	Particules en suspension totales

PVMRM	Plume volume molar ratio method
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MERRA-2	Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, version 2
NASA	National Aeronautics and Space Administration
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
R	Les conditions de référence (R) se rapportent à une température de 25 °C et à une pression de 101,3 kPa
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RSQAQ	Réseau de surveillance de la qualité de l'air du Québec
$\sigma_{y,z}$	Dispersion initiale verticale (z) ou horizontale (y) des sources surfaciques et volumiques
TEL	Taux d'émission limite
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UTC	Temps universel coordonné
u.o.	Unités d'odeur
WRF	Weather research and forecast model

## Avant-propos

Les exigences et les recommandations contenues dans le présent guide doivent être suivies afin que les études produites répondent aux attentes du MELCCFP. Toutefois, ces dernières sont susceptibles d'évoluer au fil du temps, tout comme les modèles, la science et les meilleures pratiques en matière de modélisation. Dans cette optique, le MELCCFP demeure ouvert à considérer l'emploi de méthodologies alternatives à celles décrites dans ce guide, dans la mesure où les justifications adéquates sont présentées. Dans ces situations particulières, il est fortement recommandé de consulter le MELCCFP au préalable afin de valider l'acceptabilité d'une approche alternative et de connaître les exigences particulières qui s'y rapportent. Rappelons que l'objectif demeure d'évaluer l'impact attendu des sources de contamination de l'atmosphère de façon rigoureuse, complète et prudente.

Rappelons également que le présent guide vise à fournir des exigences spécifiques et des précisions utiles dans le cadre de l'utilisation des modèles de dispersion atmosphérique pour les besoins du MELCCFP. Il ne remplace pas les guides, manuels et autres instructions relatives au fonctionnement et à l'utilisation des modèles de dispersion atmosphérique, en général. Ces documents incluent, sans s'y limiter, les documents de référence produits par l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) et disponibles en ligne sur le site Internet du [Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling](#) (SCRAM). Toutes questions adressées au MELCCFP concernant l'application du guide doivent être transmises à la direction concernée par la demande (Direction régionale, Direction générale de l'évaluation environnementale et stratégique ou Direction du développement industriel durable). Pour valider au préalable la méthodologie proposée dans le cadre d'une étude de dispersion atmosphérique, un devis de modélisation détaillant l'ensemble de la méthodologie, des données utilisées et des paramètres du modèle peut être présenté au MELCCFP pour approbation. Pour favoriser la présentation d'un devis complet, on pourra se référer à la liste de vérification présentée à l'annexe C.

Enfin, il est important de noter que les références citées dans le présent guide sont sujettes à des mises à jour. Le cas échéant, le MELCCFP pourra être consulté préalablement à l'utilisation d'une version modifiée. Toutefois, lorsqu'il s'agit d'une publication du MELCCFP, la version la plus à jour est d'emblée celle qui doit être utilisée.



# 1. Introduction

La Loi sur la qualité de l'environnement (LQE, c. Q-2) précise que nul ne peut rejeter un contaminant dans l'environnement au-delà des concentrations prévues par règlement ou si le rejet de ce contaminant est susceptible de porter atteinte à la vie, à la santé, au bien-être ou au confort de l'être humain ou de porter autrement préjudice à la qualité de l'environnement (article 20). En ce qui concerne le rejet de contaminants dans l'atmosphère, l'utilisation d'un modèle mathématique permettant de prédire les concentrations maximales qui pourraient se retrouver dans l'atmosphère s'avère particulièrement utile. Dès lors que ces concentrations sont calculées, elles peuvent être comparées aux seuils à partir desquels les divers contaminants sont susceptibles de porter atteinte à la santé ou au bien-être de l'être humain ou d'altérer la qualité de l'environnement.

Depuis l'entrée en vigueur du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA, c. Q-2, r. 4.1), le 30 juin 2011, de nouvelles dispositions font en sorte que, dans plusieurs circonstances, une modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants doit être réalisée par les demandeurs d'autorisation. Les dispositions qui concernent plus spécifiquement la modélisation de la dispersion atmosphérique se retrouvent aux titres IV et V ainsi qu'aux annexes G et H du RAA. Des exigences demandant de réaliser une modélisation de la dispersion atmosphérique dans différents contextes se retrouvent également aux articles 75, 77, 91, 92, 97, 153 et 197 du RAA ainsi qu'au Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE, c. Q-2, r. 17.1). Quant aux seuils, ils sont publiés à l'annexe K du RAA et dans la plus récente version du document *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère* (MELCCFP, 2025). Enfin, les principes guidant l'établissement de ces seuils sont, quant à eux, publiés dans le document *Cadre de détermination et d'application des normes et critères de qualité de l'atmosphère* (MDDELCC, 2017).

En particulier, l'article 197 du RAA prévoit qu'une source de contamination ne peut être construite ou modifiée ou qu'on ne peut augmenter la production d'un bien ou d'un service s'il est susceptible de se solder par une augmentation de la concentration dans l'atmosphère au-delà des normes de qualité de l'atmosphère (annexe K du RAA) ou au-delà de la concentration d'un contaminant pour lequel la norme est déjà excédée. Pour démontrer que les normes ne seront pas excédées, on doit utiliser les modèles de dispersion atmosphérique prescrits à l'annexe H du RAA, selon les modalités indiquées à cette annexe. Cette dernière annexe précise certaines des exigences particulières du MELCCFP en ce qui a trait aux modèles de dispersion atmosphérique, à la façon de s'en servir et à l'information qui doit être contenue dans les rapports. Notamment, on y mentionne que les modèles pouvant être utilisés sont ceux indiqués dans la plus récente version du *Guideline on Air Quality Models* (U.S. EPA, 2017a) et que la plus récente version du modèle doit être utilisée<sup>1</sup>. Ce guide de l'U.S. EPA précise les modèles qui sont recommandés dans un contexte réglementaire et traite de différentes questions techniques liées à l'application des modèles dans un contexte semblable à celui du RAA. Le MELCCFP s'appuie donc sur les recommandations qu'il contient pour établir ses propres balises.

Le titre V du RAA concerne les méthodes, modalités et suivi des mesures et des analyses, notamment en application des dispositions du titre IV. En particulier, l'article 202 apporte des précisions essentielles quant à la façon dont les concentrations doivent être calculées à partir des résultats du modèle de dispersion atmosphérique afin d'être comparées aux normes de qualité de l'atmosphère. En effet, on y indique que la concentration d'un contaminant dans l'atmosphère doit être calculée en un point qui se situe hors de la limite de propriété occupée par les sources de contamination et hors de tout secteur zoné à des fins

---

<sup>1</sup> Lorsque le MELCCFP est en mesure de conclure que la modélisation réalisée avec une version antérieure du modèle est équivalente à celle que produirait la version la plus récente, une mise à jour n'est pas demandée pour ce seul motif. Le cas échéant, le MELCCFP peut être consulté. En cas de doute, une mise à jour demeure toutefois exigible en vertu du RAA.

industrielles. On y précise également la façon de déterminer la concentration initiale, laquelle doit être ajoutée à la concentration calculée par le modèle afin d'obtenir la concentration totale.

Le présent guide vise à accompagner les demandeurs d'autorisation qui doivent produire une modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants, incluant les odeurs, afin de démontrer la conformité de leur activité ou de leur projet. Les grandes étapes de la préparation d'une modélisation sont abordées et de nombreuses précisions sont apportées en ce qui concerne les exigences méthodologiques du MELCCFP, de façon à faciliter la production d'une étude recevable. Les sections suivantes abordent notamment le choix des modèles de dispersion et des données météorologiques, l'utilisation de données d'échantillonnage de la qualité de l'air, les scénarios de modélisation et les taux d'émission correspondant ainsi que la déposition des particules et le traitement des émissions d'oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ). À moins d'indication contraire, toute modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée à la demande du MELCCFP doit suivre les exigences du présent guide.

## 2. Les modèles de dispersion atmosphérique

La modélisation de la dispersion atmosphérique a pour objectif de déterminer la concentration attendue dans l'atmosphère des contaminants émis par une ou plusieurs sources. Cette concentration peut varier de façon importante en fonction de plusieurs paramètres, notamment l'état de l'atmosphère, la topographie et l'utilisation du sol. Pour bien prédire les concentrations attendues, il faut donc, en plus de connaître les caractéristiques physiques des sources, comme la hauteur, le diamètre et les taux d'émission des contaminants, évaluer l'impact des conditions atmosphériques sur le transport et la dispersion des contaminants émis. Pour ce faire, il existe de nombreux modèles numériques qui décrivent avec une précision plus ou moins grande la dispersion dans différents contextes et à différentes échelles et qui, conséquemment, requièrent un niveau de détails dans les intrants qui peut varier de façon importante.

Dans le contexte réglementaire actuel, l'objectif principal derrière l'utilisation des modèles de dispersion atmosphérique est d'évaluer si les émissions d'une source pourraient entraîner le dépassement de normes ou de critères de qualité de l'atmosphère, de manière à protéger la santé humaine et à minimiser les nuisances et les effets des contaminants sur le milieu. Pour ce faire, l'utilisation de modèles de dispersion atmosphérique apporte de nombreux avantages. Principalement, ils permettent d'évaluer l'impact d'un projet avant sa réalisation ou avant que des modifications soient effectuées. De cette façon, il est possible d'apporter les ajustements requis au projet avant que des impacts sur la qualité de l'atmosphère ne soient éventuellement constatés. Cette approche permet d'éviter des coûts imprévus associés à d'éventuelles modifications des projets une fois ces derniers réalisés. La modélisation permet également d'évaluer différents scénarios d'émission prudents, dans une large gamme de conditions météorologiques, et ce, tout en couvrant l'ensemble du domaine spatial pertinent. C'est un avantage considérable par rapport à la mise en place d'un programme d'échantillonnage de l'air ambiant, par exemple, où les mesures ne se font souvent qu'en un seul point, pour peu de contaminants et à une fréquence généralement limitée.

Malgré ces avantages, la modélisation représente tout de même un travail considérable et requiert une quantité importante de données. Considérant cela, il faut d'abord déterminer quel niveau d'évaluation est requis dans le contexte particulier du projet. Suivant la classification de l'annexe H du RAA, on pourra alors utiliser un modèle de niveau 1 (« screening ») ou de niveau 2 (« refined »). Les modèles de niveau 1 sont applicables dans les cas les plus simples et comprennent plusieurs simplifications et hypothèses prudentes. Les modèles de niveau 2 sont applicables dans un plus grand nombre de situations, nécessitent un plus grand nombre d'intrants et fournissent une évaluation plus réaliste des concentrations.

Il importe toutefois de préciser que les nombreux modèles de dispersion atmosphérique ne sont pas tous applicables dans toutes les situations ni pour tous les niveaux d'analyse. Il faut choisir adéquatement le modèle en fonction de son domaine d'applicabilité et des objectifs de l'étude. Il faut également rappeler que, pour satisfaire les exigences du RAA, le modèle retenu doit faire partie des modèles recommandés (« preferred models ») par le *Guideline on Air Quality Models* (U.S. EPA, 2017a). Cette exigence se traduit par l'utilisation du modèle AERSCREEN (niveau 1) et du modèle AERMOD (niveau 2) dans la majorité des situations.

### 2.1 Modèles de niveau 1

Les modèles de niveau 1 s'appliquent aux situations simples, requièrent peu d'intrants et fournissent une évaluation conservatrice des concentrations. Le modèle de cette catégorie le plus fréquemment utilisé est AERSCREEN. Il s'agit du seul modèle de niveau 1<sup>2</sup>. C'est un outil basé sur le modèle AERMOD qui permet

---

<sup>2</sup> SCREEN3, qui a longtemps été utilisé, est désormais considéré désuet et ne doit plus servir dans un contexte réglementaire.

une évaluation simplifiée et conservatrice ne requérant pas l'utilisation de données météorologiques spécifiques au site du projet. Il est cependant limité à des cas simples ne comprenant qu'une seule source ou pouvant être assimilé à un tel cas.

L'annexe H du RAA précise les situations dans lesquelles un modèle de niveau 1 peut être utilisé. Il s'agit essentiellement de sites où il n'y a qu'une seule source d'émission de contaminants à l'atmosphère. Il est important de noter que dans l'éventualité où la concentration maximale modélisée d'un des contaminants est significative, un modèle de niveau 2 doit être utilisé. L'annexe H définit une concentration modélisée significative par la relation suivante :

$$C \geq \frac{4}{5} \times (VL - C_i) \quad (\text{Équation 2.1})$$

Où  $C$  est la concentration modélisée et  $VL$  et  $C_i$  sont, respectivement, la valeur limite et la concentration initiale prévues aux annexes G et K du RAA ou au document *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère* (MELCCFP, 2025).

## 2.2 Modèles de niveau 2

Les modèles de niveau 2 doivent être utilisés dans les situations plus complexes et dans lesquelles une évaluation plus complète et plus réaliste des concentrations est justifiée par l'ampleur et la nature des émissions atmosphériques modélisées.

AERMOD est le modèle de niveau 2 recommandé pour la plupart des situations. Il est le modèle de choix pour l'estimation de la concentration des contaminants à proximité des sources, à des fins réglementaires, même en présence d'une topographie complexe. Il est accompagné de préprocesseurs de données permettant notamment la préparation des divers intrants de la modélisation : AERMET, AERMAP et AERSURFACE. AERMET est un préprocesseur qui traite les données météorologiques et calcule les variables météorologiques requises par AERMOD. AERMAP détermine les élévations de base des récepteurs et des sources ainsi que le « hill height scale » (ZHILL) à partir des données topographiques fournies dans le format américain USGS DEM ou GeoTIFF. AERSURFACE, quant à lui, calcule les caractéristiques de surface (longueur de rugosité, albédo et rapport de Bowen) à partir d'un fichier GeoTIFF de l'utilisation du sol. Enfin, un programme complémentaire, BPIP-PRIME, permet de déterminer l'impact des bâtiments sur la dispersion des sources.

## 2.3 Modèles alternatifs

Comme mentionné précédemment, AERSCREEN et AERMOD sont les modèles à privilégier pour une utilisation dans un contexte réglementaire. Il existe toutefois plusieurs autres modèles de dispersion atmosphérique qui peuvent être applicables dans des contextes particuliers. Ainsi, dans certaines situations, un modèle alternatif peut être utilisé lorsqu'il est démontré clairement qu'il aura une performance égale ou supérieure à AERSCREEN ou AERMOD, ou que ces derniers ne sont pas applicables. Suivant les dispositions de l'annexe H du RAA, avec l'approbation préalable du MELCCFP, l'utilisation d'un modèle alternatif est possible si une démonstration adéquate est présentée. Pour ce faire, il faut se référer au *Guideline on Air Quality Models* de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2017a) ainsi qu'aux références qu'il contient.

Plus précisément, il doit d'abord y avoir une justification théorique permettant de s'attendre à une performance supérieure d'un modèle alternatif dans une situation particulière. Il pourrait s'agir d'un type de source qui est mieux représenté dans un modèle alternatif ou d'une formulation représentant plus réalistement un phénomène atmosphérique donné. Il est important de noter toutefois que ces éléments de justification doivent se rapporter au cas spécifique pour lequel un modèle alternatif est considéré. Le fait qu'un modèle soit théoriquement plus raffiné n'entraîne pas systématiquement une meilleure performance dans toutes les circonstances.

Une fois qu'il a été déterminé qu'il existe une justification théorique suffisante pour considérer un modèle alternatif, il reste à démontrer concrètement que ce dernier permet effectivement d'obtenir des résultats plus représentatifs de la réalité. Pour comparer deux modèles de dispersion atmosphérique, il est nécessaire de les évaluer par rapport à des concentrations mesurées dans l'air ambiant. Pour ce faire, une approche rigoureuse sur le plan statistique doit être employée. L'U.S. EPA a développé une approche standardisée de comparaison des modèles (U.S. EPA, 1992b; Cox et Tikvart, 1990) utilisée pour l'approbation de modèles alternatifs et pour la validation des nouvelles versions du modèle AERMOD. Cette approche systématique garantit que le choix d'un modèle s'effectue de façon rigoureuse, prévisible et transparente.

Enfin, mentionnons que les modèles et les meilleures pratiques étant en constante évolution, le fait que l'utilisation d'un modèle ait déjà été autorisée par le passé par le MELCCFP ne constitue pas un motif suffisant pour justifier son utilisation dans le futur. L'utilisation d'un modèle alternatif doit être faite en consultation avec le MELCCFP et être préalablement approuvée. Le cas échéant, des exigences particulières pourraient s'appliquer, selon les circonstances.

### 3. L'échantillon météorologique

L'échantillon météorologique<sup>3</sup> est l'un des principaux intrants de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Le choix des données utilisées pour générer cet échantillon météorologique doit se faire dans le but de représenter adéquatement les conditions de dispersion des contaminants au site de la modélisation. Par ailleurs, dans le but de modéliser un large éventail de conditions de dispersion, l'échantillon météorologique doit être constitué à partir de cinq années de données horaires. Les années choisies doivent être aussi récentes que possible, sans pour autant compromettre la qualité, la représentativité et la complétude des données retenues.

Avant d'envisager de préparer un échantillon météorologique ou d'obtenir des données météorologiques modélisées pour un projet particulier, il faut d'abord considérer l'utilisation d'un des échantillons météorologiques que le MELCCFP rend disponibles sur son site Internet<sup>4</sup>. Ces données sont une solution clé en main permettant de réaliser directement une modélisation à l'aide d'AERMOD. Elles sont bonifiées périodiquement et les stations disponibles actuellement sont les suivantes : Québec, Montréal, Mirabel, Lemieux, Bécancour, Granby, St-Germain-de-Grantham, Beauceville, L'Assomption, Trois-Rivières, Mont-Joli, Bagotville et Sherbrooke. Ces échantillons météorologiques, lorsqu'ils sont jugés représentatifs du site à l'étude, doivent être utilisés pour réaliser la modélisation, et ce, sans altération.

Les sous-sections 3.1 à 3.6 concernent les situations où ces échantillons météorologiques ne sont pas les plus représentatifs du projet à l'étude. Dans ces circonstances, on doit traiter les données météorologiques de surface (vitesse et direction du vent, température, pression, humidité relative, couverture nuageuse, etc.), les données de sondages aérologiques et les caractéristiques de surface à l'aide d'AERMET. Afin de préparer un jeu de données météorologiques adéquat pour la modélisation, plusieurs étapes doivent être franchies. Les choix qui sont faits sont susceptibles d'influencer le résultat de la modélisation de façon considérable. Les étapes essentielles de ce processus sont le choix de la station météorologique de surface, le choix de la station aérologique et le calcul des caractéristiques de surface. À noter toutefois que, dans certaines circonstances et sous certaines conditions, des données météorologiques issues de modèles météorologiques pronostiques ou de réanalyses peuvent également être utilisées. Cette question est abordée à la sous-section 3.4 Autres sources de données météorologiques.

#### 3.1 Choix de la station de surface

Évidemment, disposer de données météorologiques de surface mesurées sur le site même où la modélisation doit être réalisée représente la situation idéale pour la modélisation. Lorsque les données météorologiques sont fournies par le demandeur, elles doivent être transmises au MELCCFP pour validation, accompagnées de toute l'information sur les équipements utilisés et les mesures de contrôle de la qualité. En pratique, il est plutôt rare que de telles données soient disponibles et, souvent, il n'est pas envisageable de les obtenir. Dans ces circonstances, il faut donc choisir des données météorologiques provenant d'une autre source. À cette fin, les stations météorologiques exploitées par NAV Canada ou par le Service météorologique du Canada sont utilisées<sup>5</sup>. On privilégiera toutefois ces dernières, dans la mesure du possible.

---

<sup>3</sup> Dans l'annexe H du RAA, on indique « fichiers de données météorologiques » plutôt qu'échantillon météorologique.

<sup>4</sup> <https://environnement.gouv.qc.ca/air/criteres/aermod.zip>

<sup>5</sup> À noter que lorsque la mesure de la direction du vent pour la station choisie est rapportée à la dizaine de degrés près, les directions doivent être randomisées à l'aide du préprocesseur AERMET.

La plupart du temps, il faut composer avec une disponibilité limitée des données. Pour choisir la station météorologique de surface, on privilégie une station située à proximité du site à modéliser, qui est sujette aux mêmes influences topographiques (vallées, montagnes, étendues d'eau, etc.) et qui est située dans un environnement comparable, en ce qui concerne l'utilisation du sol, notamment. Lorsque l'opacité ou l'étendue de la couverture nuageuse ne sont pas mesurées à la station météorologique de surface la plus représentative, les données de la station la plus proche à laquelle les données sont disponibles devraient être utilisées, si cette dernière est située à moins de 100 km.

## 3.2 Choix de la station aérologique

Les sondages aérologiques sont des profils verticaux de pression, de température ambiante et du point de rosée, de vitesse du vent et de direction du vent. Ces sondages sont essentiels et fournissent à AERMET des indications sur la structure verticale de l'atmosphère en conditions convectives. Les sondages aérologiques réalisés aux stations de Maniwaki, Sept-Îles, La Grande et Caribou (Maine, USA) suffisent, de façon générale, à fournir l'information sur l'état de l'atmosphère en altitude pour l'ensemble du territoire québécois. Ces données sont rendues disponibles par la National Ocean and Atmospheric Administration (NOAA) et peuvent être téléchargées gratuitement en format FSL<sup>6</sup>; elles sont directement compatibles avec AERMET. La représentativité spatiale des sondages aérologiques est jugée grande et, aux fins de la modélisation, il est considéré comme acceptable d'utiliser les données de sondage provenant d'une station éloignée. Par exemple, actuellement, la station de Maniwaki est la seule station du Québec méridional et est généralement utilisée pour les besoins de la modélisation dans une grande partie du sud du Québec. Lorsque plusieurs stations pourraient être représentatives d'un site donné, le choix s'effectue essentiellement sur la base de la proximité, mais en considérant également les différences d'altitude et de contexte géographique.

Les sondages aérologiques sont généralement réalisés deux fois par jour, à 0 UTC et 12 UTC (temps universel coordonné). Puisque, pour le modèle AERMOD, c'est l'état de l'atmosphère près du lever du soleil qui est utile, au Québec, c'est le sondage de 12 UTC qui doit être utilisé puisqu'il est réalisé à 7 h, heure normale de l'Est.

## 3.3 Données manquantes

Dans bien des cas, il peut s'avérer difficile de constituer un jeu de données météorologiques comprenant cinq années de données horaires complètes. Pour pouvoir être utilisées dans une modélisation, les données doivent comporter au plus 1 % de données manquantes, c'est-à-dire un maximum de 438 heures pour lesquelles aucune concentration ne pourra être calculée par le modèle, en excluant les heures où le vent est calme. Afin d'atteindre ce seuil, il faudra parfois choisir des années qui ne sont pas consécutives et ne pas se limiter aux années les plus récentes. Pour ce faire, l'utilisation de l'option « Multi-Year » d'AERMOD est recommandée.

Une fois le choix de la période fait, on pourra procéder à l'interpolation de certaines données manquantes. Pour les données météorologiques de surface, par défaut, il faut se limiter aux options offertes par AERMET, c'est-à-dire l'interpolation linéaire sur un maximum de deux heures consécutives de la température et de l'opacité ou de l'étendue de la couverture nuageuse. L'interpolation sur de plus longues périodes ou l'interpolation de la vitesse et de la direction du vent ne sont pas recommandées, mais si elles sont employées, elles doivent être clairement décrites et justifiées.

---

<sup>6</sup> <https://ruc.noaa.gov/raobs/>

Dans certaines situations, lorsque la station retenue a plus de 1 % de données manquantes après avoir fait un choix optimal des années et avoir procédé à l'interpolation décrite plus haut, l'utilisation des données d'une seconde station pour compléter les plages de données manquantes de la première station est une option qui est considérée comme acceptable. Il faut cependant que la seconde station puisse être jugée suffisamment représentative du site du projet à modéliser et que les données provenant de la seconde station constituent une faible proportion du jeu de données météorologiques final.

## 3.4 Autres sources de données météorologiques

Bien que les données météorologiques observées doivent être privilégiées, il est possible qu'aucune station météorologique ne soit suffisamment représentative du site à l'étude pour certains projets de modélisation, particulièrement en raison de leur emplacement éloigné. Il se peut également que certaines variables météorologiques soient indisponibles ou comprennent une très grande proportion de données manquantes, comme c'est fréquemment le cas pour les observations de la couverture nuageuse. Dans ces circonstances, des solutions alternatives doivent être employées. Présentement, ces solutions consistent essentiellement à utiliser des données météorologiques provenant de réanalyses ou de modèles météorologiques à méso-échelle.

### 3.4.1 Réanalyses météorologiques

Les réanalyses sont des jeux de données météorologiques globaux obtenus grâce à la modélisation météorologique et à l'assimilation d'une grande quantité de données d'observation en surface et par satellite. Parmi les réanalyses météorologiques disponibles à ce jour, on compte notamment ERA-5, produit par le ECMWF<sup>7</sup> et MERRA-2, produit par la NASA<sup>8</sup>, tous deux disponibles gratuitement en ligne. Ces produits comprennent un ensemble de variables météorologiques rendu disponible sur une grille spatiale globale régulière et couvrant un historique pouvant remonter à plusieurs décennies. Au cours des dernières années, les réanalyses météorologiques ont connu des progrès importants et certains jeux de données disposent maintenant d'un grand nombre de variables météorologiques à un pas de temps horaire et à une résolution spatiale de quelques kilomètres. Ces données ont donc les caractéristiques requises pour alimenter un modèle de dispersion atmosphérique. Toutefois, à l'heure actuelle, la performance du modèle AERMOD lorsqu'il est alimenté par des données de réanalyse météorologique n'a pas été évaluée. Il faut d'ailleurs noter qu'à une échelle locale, les erreurs et les incertitudes des modèles météorologiques globaux peuvent se traduire par des disparités importantes avec les observations. Pour cette raison, actuellement, le MELCCFP ne recommande pas de recourir aux données de réanalyse météorologique en remplacement des données météorologiques observées aux stations.

Malgré ce qui précède, selon les analyses réalisées par le MELCCFP, le remplacement de l'observation de la couverture nuageuse par la variable correspondante d'une réanalyse météorologique a un impact limité sur les résultats de la modélisation. Considérant que la couverture nuageuse observée est, depuis quelques années, disponible seulement une heure sur trois, et ce, à un nombre limité de stations, le remplacement des données observées par des données de réanalyse devrait être considéré dans certaines situations. Ainsi, lorsqu'il n'y a pas de données de couverture nuageuse à la station météorologique de surface représentative du site à modéliser, ni à une station située à moins de 100 km de la station de surface retenue, ou que les données disponibles comportent une proportion de données manquantes trop importante, les données de réanalyse météorologique ERA-5 ou MERRA-2 doivent être privilégiées. Pour ce faire, notons que les données de radiation que contiennent les réanalyses ERA-5 devraient être fournies à AERMET en plus de celles de couverture nuageuse. Enfin, dans toutes les circonstances, la source des

---

<sup>7</sup> European Center for Medium-Range Weather Forecasts, <https://www.ecmwf.int>.

<sup>8</sup> National Aeronautics and Space Agency, <https://gmao.gsfc.nasa.gov/reanalysis/MERRA-2/>.

données doit être précisée (fournisseur, coordonnées du point de grille, nom du jeu de données et des variables extraites) et une description détaillée du traitement qui a été fait doit être fournie.

### 3.4.2 Modèles météorologiques à méso-échelle

Les modèles météorologiques à méso-échelle permettent de simuler les conditions atmosphériques à une résolution spatiale fine, sur un domaine limité. L'intérêt de ces modèles, par rapport à des modèles météorologiques globaux, est de décrire les conditions atmosphériques avec une résolution plus grande et de donner une représentation plus complète des phénomènes se produisant sur un domaine restreint. Parmi ces modèles, WRF (« Weather Research and Forecasting Model ») (Skamarock et collab., 2008) est l'un des modèles les plus utilisés et les plus à jour sur le plan scientifique. L'intérêt de ce modèle pour la modélisation de la dispersion atmosphérique est qu'il permet de générer l'ensemble des variables météorologiques requises à un endroit déterminé. Son utilisation est toutefois complexe et comprend une multitude de paramètres. Pour ces raisons, l'utilisation de modèles à méso-échelle devrait être réservée aux utilisateurs expérimentés et aux situations dans lesquelles il n'y a pas d'autres alternatives.

Ces situations concernent essentiellement les sites à modéliser pour lesquels il n'y a aucune station météorologique à des centaines de kilomètres ou les cas où l'on peut montrer clairement qu'il n'y a aucune station pouvant être considérée comme suffisamment représentative. De telles situations se produisent plus fréquemment dans le nord du Québec, là où il y a très peu de stations météorologiques, en particulier lorsqu'on s'éloigne des régions côtières. Dans ces circonstances, avec l'approbation préalable du MELCCFP et en dernier recours, des données météorologiques complètes provenant de modélisations météorologiques à méso-échelle comme WRF peuvent être utilisées pour la modélisation.

Enfin, dans tous les cas, lorsqu'il est jugé nécessaire de recourir à des données météorologiques provenant de modèles à méso-échelle ou de réanalyses météorologiques, une justification complète doit être fournie. On doit notamment indiquer les raisons faisant en sorte que les données provenant des stations météorologiques les plus proches n'ont pas été utilisées. Une analyse comparative des données doit également être présentée afin de montrer que les données retenues sont réalistes et paraissent adéquates eu égard aux particularités du site et de la climatologie du secteur. Dans le cas des modèles météorologiques à méso-échelle, il faut indiquer en détail les choix qui ont été faits dans la paramétrisation du modèle et justifier ces choix dans une perspective de performance de la modélisation de la dispersion atmosphérique.

## 3.5 Caractéristiques de surface

Lors de la préparation d'un jeu de données météorologiques, il est nécessaire d'établir les caractéristiques de surface (longueur de rugosité, albédo et rapport de Bowen) qui sont utilisées par le préprocesseur AERMET. Le MELCCFP recommande de calculer les caractéristiques de surface conformément aux instructions de l'U.S. EPA contenues dans le document *AERMOD Implementation Guide* (U.S. EPA, 2024b).

Suivant ces instructions, les caractéristiques de surface doivent être établies pour la région entourant le site de la station météorologique de surface plutôt que pour la région entourant le site du projet. Pour ce faire, on doit considérer l'emplacement de l'anémomètre au moment de la mesure des données utilisées, ce qui requiert le plus souvent l'analyse d'images satellitaires. En effet, les coordonnées des stations météorologiques fournies par Environnement et Changement climatique Canada et NAV Canada sont généralement insuffisamment précises. Les valeurs de l'albédo et du rapport de Bowen sont calculées en prenant en considération l'utilisation du sol sur une région de 10 km sur 10 km, centrée sur la station météorologique. Pour la longueur de rugosité, les valeurs sont calculées par secteur en prenant en considération la longueur de rugosité correspondant à l'utilisation du sol dans chaque secteur angulaire

d'un cercle de 1 km de rayon autour de l'anémomètre de la station météorologique<sup>9</sup>. Les caractéristiques de surface doivent être calculées sur une base saisonnière (ou mensuelle).

- La longueur de rugosité est établie sur des secteurs angulaires d'au moins 30°. Ces secteurs sont définis de façon à regrouper le plus possible des conditions d'utilisation de sol semblables et le nombre total de secteurs devrait généralement demeurer inférieur à six. La longueur de rugosité saisonnière (ou mensuelle) moyenne de chaque secteur est calculée à l'aide d'une moyenne géométrique pondérée par l'inverse de la distance.
- L'albédo est calculé sur l'ensemble de la région de 10 km sur 10 km comme une moyenne arithmétique, sans pondération par la distance.
- Le rapport de Bowen est calculé sur l'ensemble de la région de 10 km sur 10 km comme une moyenne géométrique, sans pondération par la distance.

Les caractéristiques de surface qui correspondent aux diverses utilisations de sol sont tirées du document *User's Guide for AERSURFACE Tool* (U.S. EPA, 2020a). Ces catégories d'utilisation du sol suivent les définitions américaines du standard NLCD92 ou plus récentes. Au Québec, il n'existe actuellement pas de carte d'utilisation du sol reprenant les mêmes définitions. C'est pourquoi il est nécessaire de recourir à un outil intermédiaire permettant de générer ou de traduire une carte d'utilisation du sol compatible avec AERSURFACE. Il est également possible de développer un outil informatique alternatif remplaçant complètement AERSURFACE. Dans tous les cas, il est important que la carte d'utilisation du sol ait une résolution suffisante pour bien représenter les particularités du terrain et que les types d'utilisation du sol retenus reflètent bien la réalité. En particulier, notons que certaines cartes de l'utilisation du sol disponibles librement, par exemple celles du projet Observation de la Terre pour le développement durable des forêts (OTDD) du Service canadien des forêts, ont une précision insuffisante, de sorte que les cartes doivent être dûment validées et, au besoin, corrigées avant de s'en servir pour calculer les caractéristiques de surface. Pour ce faire, on pourra notamment utiliser des images satellites ou des orthophotos.

Notons également que le guide de l'utilisateur d'AERSURFACE (U.S. EPA, 2020a) fournit les caractéristiques de surface pour différentes saisons<sup>10</sup> et que le choix doit être fait en fonction du climat. Pour le Québec, la catégorie 1 (*late autumn after frost and harvest*) doit être utilisée préférentiellement à la catégorie 5 (*autumn with unharvested cropland*) pour la définition des caractéristiques de surface automnales. Les saisons doivent être définies de façon à regrouper les mois pour lesquels les caractéristiques de surface sont similaires. L'hiver est caractérisé par un couvert continu de neige au sol qui s'étend généralement, dans le sud du Québec, de décembre à mars. En ce qui a trait à l'été, cette saison est généralement bien définie par les mois de juin à septembre pour le sud de la province (feuilles dans les arbres et cultures non récoltées). Les saisons de transition (printemps et automne) occupent les mois restants. À noter que, plus au nord du Québec, l'hiver s'étend sur une plus longue période et il peut s'avérer pertinent de revoir la définition des saisons lorsque ces dernières diffèrent trop de celles du sud du Québec. Dans ces cas, on peut par exemple justifier des ajustements sur la base d'un suivi climatique.

<sup>9</sup> La position de l'anémomètre est parfois difficile à obtenir. Les coordonnées publiées par le fournisseur des données sont parfois trop imprécises pour les besoins du calcul des caractéristiques de surface. De plus, l'anémomètre peut être éloigné des autres instruments de la station et sa position peut avoir changé au fil des années. L'utilisation d'images satellites ou d'orthophotos est généralement nécessaire pour s'assurer d'un positionnement exact.

<sup>10</sup> Définition des saisons utilisées dans AERSURFACE :

1. Late autumn after frost and harvest, or winter with no snow;
2. Winter with continuous snow on ground;
3. Transitional spring with partial green coverage or short annuals;
4. Midsummer with lush vegetation;
5. Autumn with unharvested cropland.

Notamment, on pourra valider au cours de quels mois on retrouve habituellement de la neige au sol, ce qui permettra de mieux définir l'hiver. Également, une attention particulière doit être portée aux plans d'eau qui sont recouverts de glace au cours de l'hiver puisque l'albédo et le rapport de Bowen seront alors très différents. En fonction de ce qui précède et des informations colligées au tableau A-1 de l'annexe A, on comprend que le rapport de Bowen en hiver devrait normalement toujours être de 0,5.

Dans le rapport de modélisation, les caractéristiques de surface doivent être présentées en détail et résumées dans un seul tableau ou dans des tableaux semblables aux tableaux 3.1 et 3.2 ci-dessous, de façon à en permettre la validation. Une carte (photo satellitaire de type Google ou autre) montrant la position de la station météorologique dans la région de 10 km sur 10 km doit être présentée, de même qu'une carte d'utilisation du sol illustrant les secteurs déterminés dans le cercle d'un kilomètre de rayon et qui ont été définis pour le calcul de la longueur de rugosité.

**Tableau 3.1 Exemple de tableau synthèse de la longueur de rugosité devant figurer au rapport de modélisation**

	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4	Secteur 5
<b>Angle (en degré)</b>	<b>0 à 72</b>	<b>72 à 144</b>	<b>144 à 216</b>	<b>216 à 288</b>	<b>288 à 0</b>
Hiver	0,337	0,196	0,077	0,183	0,297
Printemps	0,472	0,355	0,216	0,387	0,47
Été	0,509	0,391	0,276	0,46	0,492
Automne	0,379	0,266	0,116	0,265	0,391

**Tableau 3.2 Exemple de tableau synthèse de l'albédo et du rapport de Bowen devant figurer au rapport de modélisation**

	Albédo	Rapport de Bowen
Hiver	0,57	0,5
Printemps	0,14	0,32
Été	0,14	0,33
Automne	0,15	0,42

## 3.6 Paramétrisation d'AERMET

Pour l'exécution d'AERMET, toutes les options par défaut doivent être utilisées. On doit notamment utiliser l'option ADJ\_U\* afin que les coefficients de dispersion soient plus appropriés lorsque la vitesse du vent est faible.

Afin de générer un jeu de données météorologiques à l'aide d'AERMET, on doit lui fournir des observations météorologiques de surface. Pour ce faire, on aura fréquemment recours à la procédure<sup>11</sup> « Surface », qui est généralement simple d'utilisation, et possiblement à la procédure « On-Site », qui peut être utilisée en complément ou en remplacement de la procédure « Surface ». Cette fonctionnalité est plus avancée et est propice aux erreurs pour les modélisateurs moins expérimentés. De manière générale, son usage est facultatif, mais il est possible que cette procédure, dans certaines situations, soit très utile, voire incontournable. Son usage peut être envisagé dans la préparation de jeux de données météorologiques pour plusieurs raisons, notamment pour inclure des données locales mesurées au site du projet, lorsqu'elles sont disponibles. De plus, ce n'est que par cette procédure que le préprocesseur AERMET peut intégrer plusieurs données, telles des données météorologiques mesurées à plusieurs hauteurs, ou des données de radiation nette. Le guide d'utilisation d'AERMET (U.S. EPA, 2024c) présente une liste exhaustive des variables météorologiques pouvant être traitées par cette procédure, de même qu'une description du format de fichier à employer.

---

<sup>11</sup> Dans AERMET, « Surface » et « On-Site » sont des « pathway », ce que nous traduisons librement ici par le terme procédure.

## 4. Les données de qualité de l'air

L'utilisation de mesures de la qualité de l'air provenant d'une station d'échantillonnage est centrale dans la démonstration du respect des normes et des critères de qualité de l'atmosphère. Lorsqu'elles sont disponibles, ces données doivent servir à établir la concentration initiale des contaminants modélisés à laquelle s'ajouteront les concentrations déterminées par la modélisation. Elles servent également d'intrants aux modèles de transformation chimique des contaminants dans l'atmosphère, en particulier la conversion du monoxyde d'azote (NO) en dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>).

### 4.1 Stations de suivi de la qualité de l'air

Le MELCCFP exploite le Réseau de suivi de la qualité de l'air du Québec (RSQAQ) qui comprend une soixantaine de stations réparties sur le territoire québécois. Pour obtenir des données du RSQAQ, on pourra consulter la page Web du service Info-Air<sup>12</sup> ou de Données Québec<sup>13</sup>, où les données validées sont diffusées. Les données des stations de suivi de la qualité de l'air situées sur l'île de Montréal sont également disponibles sur la page Web de Données Québec<sup>14</sup>. Ces données de qualité de l'air peuvent être utilisées afin d'établir les concentrations initiales de certains contaminants au site où une modélisation doit être réalisée.

Dans certains cas, les données mesurées par des stations de mesure de la qualité de l'air privées peuvent également être utilisées. Pour ce faire, il faut cependant que ces stations utilisent des appareils de mesure et des méthodes d'analyse reconnues afin de s'assurer de la qualité des résultats. Il faut également porter une attention particulière aux sources de contaminants qui sont fréquemment situées à proximité de ces stations et qui sont susceptibles d'influencer les concentrations mesurées.

### 4.2 Concentrations initiales

L'article 202 du RAA prévoit que la concentration d'un contaminant doit être établie en fonction de la concentration initiale dans le milieu, c'est-à-dire la concentration ambiante qui prévaudrait en l'absence de la ou des sources de contamination qu'on souhaite modéliser. Cette concentration doit normalement être évaluée à partir de trois années de résultats d'échantillonnages effectués ou validés par le MELCCFP, ou, à défaut de disposer de tels résultats, à partir de la concentration initiale prévue dans le document [Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère](#) (MELCCFP, 2025), comme le prévoit l'article 202 du RAA ou à partir des concentrations initiales recommandées pour les milieux nordiques (annexe B du présent guide). Les concentrations initiales applicables aux milieux nordiques peuvent, en général, être utilisées pour des sites éloignés d'autres sources de contamination atmosphérique et situés au-delà du 51<sup>e</sup> parallèle.

Pour que des résultats d'échantillonnages soient valides aux fins du calcul de la concentration initiale, plusieurs critères doivent être réunis. Tout d'abord, il faut que l'emplacement de la station d'échantillonnage soit représentatif du milieu dans lequel se trouve la source à modéliser et que la station ne soit pas influencée par cette dernière. Il faut également que les résultats soient suffisamment nombreux et s'étalent sur une période suffisamment longue pour garantir la représentativité temporelle de l'échantillonnage. Par exemple, le calcul d'une moyenne annuelle à partir d'un nombre trop faible d'échantillons quotidiens

---

<sup>12</sup> <http://environnement.gouv.qc.ca/air/reseau-surveillance/info-air.htm>

<sup>13</sup> <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset?organization=&q=rsqaq>

<sup>14</sup> <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset?organization=&q=RSQA>

(inférieur à 30) ou à partir d'échantillons quotidiens récoltés seulement sur une fraction de l'année pourrait ne pas être valable. Par défaut, trois années d'échantillonnage sont recommandées. Il faut également, dans la mesure du possible, que les échantillonnages soient réalisés sur la même période que celle sur laquelle s'applique la norme ou le critère. Par exemple, si une norme s'applique sur 1 heure ou 4 minutes, l'utilisation de résultats d'échantillonnages sur 24 heures ne permettra pas de déterminer une concentration initiale représentative. En l'absence de résultats d'échantillonnages sur une courte période, les relations entre les concentrations sur différentes périodes prévues à l'annexe H du RAA peuvent être utilisées.

Il importe de préciser la façon dont la concentration initiale doit être déterminée à partir des résultats d'échantillonnages, afin de s'assurer de l'uniformité et de la rigueur de l'approche. L'objectif principal de la modélisation de la dispersion atmosphérique étant de démontrer le respect des normes et des critères en toutes circonstances, la concentration initiale doit être établie sur la base d'un centile élevé des résultats d'échantillonnages disponibles. La méthode à suivre pour l'ensemble des contaminants, à l'exception du NO<sub>2</sub> et de l'ozone (voir la section suivante) est précisée à l'article 202 du RAA. De plus, afin de calculer une moyenne horaire ou quotidienne à partir de mesures prises sur une plus courte période, les données utilisées doivent être complètes à 75 % ou plus (par exemple, au moins 18 mesures horaires valides sur 24 pour calculer une moyenne quotidienne).

La concentration initiale ainsi déterminée doit être utilisée sur l'ensemble du domaine de modélisation. Dans de rares circonstances, lorsqu'on peut démontrer qu'une source de contamination distincte et située à proximité de celle qui est l'objet de la modélisation exerce une influence importante sur les concentrations ambiantes au site modélisé, une concentration variable selon la direction du vent peut être envisagée. Une justification détaillée des valeurs utilisées doit alors être fournie. Enfin, soulignons que l'approbation du MELCCFP est requise pour le choix final des concentrations initiales.

## 5. Les paramètres de la modélisation

Lorsqu'une modélisation est réalisée à des fins réglementaires, dans un premier temps, toutes les options par défaut du modèle AERMOD (« regulatory default ») doivent être retenues. Ainsi, de façon générale, les options qualifiées de « alpha » et « beta » ne devraient pas être utilisées dans un contexte réglementaire. Si l'utilisation d'une option « beta » était jugée pertinente dans le contexte d'un projet particulier, cela serait considéré au même titre que l'utilisation d'un modèle alternatif et devrait être justifié comme tel (voir la sous-section 2.3 Modèles alternatifs).

Afin de prendre en considération les différences d'élévation sur le domaine, et ce, même si le domaine est relativement plat, la topographie doit être considérée dans toutes les circonstances. Pour le modèle AERMOD, cela signifie que le préprocesseur AERMAP doit être utilisé. De plus, lorsque le projet pour lequel la modélisation est produite implique une modification à la topographie locale, il faut l'inclure dans la modélisation (pour une mine à ciel ouvert, par exemple). Également, lorsque des relevés topographiques plus précis existent pour le site, ils devraient être utilisés pour préciser la hauteur des bâtiments, des sources et des récepteurs.

Enfin, la déplétion du panache par la déposition sèche ne doit pas être sélectionnée d'emblée, mais peut être considérée sous certaines conditions. Les détails à ce sujet se trouvent dans la section 7. Déposition et transformation chimique.

### 5.1 Domaine et récepteurs

Lorsque le modèle est exécuté, la concentration des contaminants est calculée pour chacune des heures et à chacun des récepteurs du domaine. Le résultat est présenté sous forme de carte montrant les isolignes de concentrations maximales sur tout le domaine et pour l'ensemble de l'échantillon météorologique. Afin d'avoir un portrait complet et suffisamment précis des concentrations les plus élevées susceptibles d'être causées par la source, il faut que le domaine soit suffisamment grand et que les récepteurs soient suffisamment nombreux.

D'abord, le domaine de modélisation retenu doit être suffisamment grand pour que tous les récepteurs auxquels une concentration significative est calculée soient inclus dans la présentation des résultats. Les dimensions minimales recommandées du domaine sont de 10 km sur 10 km, ce qui, dans la très grande majorité des cas, est suffisant pour bien observer le patron de dispersion des sources modélisées. Toutefois, dans certains cas, il pourrait être requis de réaliser la modélisation sur un plus grand domaine. En effet, lorsque les sources du projet sont réparties sur une très grande superficie, comme dans le cas d'une mine, ou lorsque des particularités topographiques sont susceptibles d'entraîner des concentrations élevées loin de la source, un plus grand domaine peut être indiqué.

Ensuite, il est primordial que la résolution de la grille des récepteurs soit suffisamment élevée afin de bien résoudre les variations spatiales des concentrations et ainsi déterminer avec suffisamment de précision l'emplacement des concentrations maximales. Avec cet objectif en tête, et sachant que, dans une grande proportion des cas, les concentrations maximales se produisent à proximité des sources, la densité des récepteurs pourra donc être plus grande près des sources, pour ensuite diminuer avec la distance. De façon générale, si les concentrations maximales modélisées varient spatialement de façon importante sur une partie du domaine, il faudra s'assurer que cette partie du domaine est couverte par un assez grand nombre de récepteurs afin d'obtenir une bonne précision. De plus, on verra à recenser les emplacements à proximité des sources où des personnes plus à risque pourraient se trouver et à désigner les récepteurs correspondants de la grille comme étant des récepteurs sensibles ou à en ajouter ponctuellement, s'il y a lieu, de façon à fournir les résultats à ces emplacements particuliers.

L'utilisation d'une grille de récepteurs à résolution variable est une solution qui permet de réduire le temps de calcul tout en conservant une précision suffisante dans les secteurs d'intérêt, où la variation spatiale des concentrations maximales est plus importante. Un exemple d'une grille de récepteurs cartésienne à paliers multiples qui est jugée adéquate pour une modélisation typique est donné au tableau 5.1.

**Tableau 5.1 Exemple de définition d'une grille de récepteurs à paliers multiples typique pour un domaine de modélisation carré de 10 km sur 10 km**

Jusqu'à...	Récepteurs tous les...
500 m	50 m
1 000 m	100 m
2 000 m	200 m
5 000 m	500 m

Précisons que, selon l'article 202 du RAA, les normes de qualité de l'atmosphère s'appliquent à l'extérieur des limites de la propriété occupée par les sources de contamination et hors de tout secteur zoné à des fins industrielles, de sorte que les récepteurs s'y trouvant ne doivent pas être considérés pour vérifier la conformité aux normes et aux critères de qualité de l'atmosphère. La limite entre les secteurs sur lesquels on doit calculer la concentration à l'aide du modèle et ceux sur lesquels on ne doit pas la calculer est appelée « limite d'application ». Des récepteurs doivent être ajoutés directement sur la limite d'application, à 50 m ou moins de distance l'un de l'autre. Des récepteurs doivent aussi être ajoutés sur le terrain de chaque établissement public se situant à l'intérieur de la limite d'application.

Enfin, pour l'ensemble des contaminants, incluant les odeurs, les concentrations doivent être calculées au sol, c'est-à-dire que la hauteur des récepteurs (« flagpole height ») doit être égale à zéro mètre. Dans l'éventualité où un récepteur particulier se trouverait à une hauteur importante par rapport au sol, par exemple un complexe résidentiel à plusieurs étages, la hauteur du récepteur devra être ajustée en conséquence.

## 5.2 Types de sources

Les modèles AERSCREEN et AERMOD permettent de définir plusieurs types de sources. Dans AERSCREEN, on peut définir des sources ponctuelles, surfaciques et volumiques ainsi que les torchères (« flare »). Dans AERMOD s'ajoutent les sources linéaires, les sources linéaires chaudes (avec l'inclusion de BLP) et les sources de type « open pit ». Toutes ces sources trouvent leur application dans différents contextes, à l'exception de la source de type « open pit », qui n'est pas jugée acceptable par le MELCCFP. La présente section décrit les sources les plus fréquemment utilisées et les exigences particulières relatives à leur utilisation, s'il y a lieu. Le tableau 5.2 présente les paramètres, outre les coordonnées et les dimensions de la source pour une source surfacique, qui doivent être fournis au modèle pour les trois types de sources les plus fréquents. On pourra également consulter le guide de l'utilisateur d'AERMOD (U.S. EPA, 2024a) pour la description complète de tous les types de sources.

**Tableau 5.2 Paramètres requis pour la modélisation des sources ponctuelle, volumique et surfacique**

Paramètre	Ponctuelle	Surfacique	Volumique
Hauteur d'émission ( $h_e$ ) [m]	x	x	x
Taux d'émission [g/s ou g/s/m <sup>2</sup> ]	x	x	x

Température à la sortie [K]	x		
Diamètre intérieur [m]	x		
Vitesse de sortie [m/s]	x		
Dimension initiale verticale [m]		x	x
Dimension initiale horizontale [m]			x

Tiré de U.S. EPA, 2024a

Un plan de localisation des sources d'émission de contaminants doit être présenté, comme prescrit à l'annexe H du RAA.

### 5.2.1 Source ponctuelle

La source ponctuelle est la source la plus courante. Elle permet essentiellement de représenter les émissions d'une source canalisée comme une cheminée ou un évent. À noter qu'à partir du diamètre intérieur et de la vitesse de sortie, le débit peut être calculé. De plus, la température à la sortie peut être fixe ou donnée relativement à la température ambiante, comme indiqué dans le jeu de données météorologiques utilisé.

Hormis la cheminée simple, il existe deux sous-types de sources ponctuelles : la cheminée horizontale et la cheminée surmontée d'un chapeau (« rain cap »). Ces situations particulières doivent être traitées à l'aide des options correspondantes du modèle. Dans le cas d'une source ponctuelle recourbée et dirigée vers le bas, communément appelée « cols de cygne », l'approche préconisée par le MELCCFP est de la traiter comme une source horizontale.

### 5.2.2 Source surfacique

Les sources surfaciques sont particulièrement utiles pour représenter les émissions de sources passives telles que les cellules d'enfouissement, les piles de matériaux sujettes à l'érosion éolienne et les bassins de décantation. Ces sources n'ont pas de vitesse d'émission et le taux d'émission surfacique est constant sur l'ensemble de la source. On peut spécifier une dimension verticale initiale, qu'on prend habituellement égale à zéro, par conservatisme.

Les recommandations suivantes sont formulées en fonction du type de source d'émission à représenter :

- Cellules d'enfouissement (lieu d'enfouissement technique [LET])

On recommande de modéliser les émissions des cellules d'enfouissement à l'aide de sources surfaciques correspondant à la superficie du chapeau de la cellule et à la hauteur réelle du chapeau. La dimension initiale verticale est nulle ( $\sigma_z = 0$ ). Lorsqu'il s'agit d'une cellule active, on modélisera les émissions du front d'enfouissement au moyen d'une source distincte de celle représentant la zone fermée.

- Piles de matériaux et andains de matières en compostage

On recommande de modéliser les émissions des piles de matériaux sujettes à l'érosion éolienne et des andains de matières en compostage à l'aide de sources surfaciques de dimension correspondant à la base et à une hauteur correspondant à la moitié de la hauteur de la pile. La dimension initiale verticale est égale à la hauteur moyenne de la pile divisée par 4,3 ( $\sigma_z = h/4,3$ ).

### 5.2.3 Source volumique

Les sources volumiques permettent de modéliser les émissions d'un très grand nombre de sources n'entrant pas dans les autres catégories. Parmi ces dernières, on retrouve notamment les concasseurs, les chutes de matières, les émissions de poussières issues du dynamitage et les émissions par une ouverture telle qu'une porte de garage. Souvent, lorsqu'une source présente une certaine extension spatiale et que les émissions ont une vitesse initiale faible et une différence de température peu importante avec le milieu, il est approprié de la représenter par une source volumique. Les paramètres des sources volumiques qui doivent être indiqués dans le modèle sont la hauteur d'émission ( $h_e$ ), qui correspond au centre de la source volumique (de façon générale, les dimensions initiales du panache sont déterminées afin que le panache gaussien soit initialement contenu dans le volume correspondant aux dimensions de la source), ainsi que les paramètres  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$ , qui doivent être déterminés selon le contexte particulier de la source, notamment en considérant la hauteur de cette dernière et la présence d'un bâtiment, en suivant les recommandations du guide de l'utilisateur d'AERMOD qui sont résumées au tableau 5.3.

**Tableau 5.3 Dimensions initiales et verticales d'une source volumique selon son contexte particulier**

Situation	Méthode de calcul
<b><math>\sigma_y</math> (dimension latérale initiale)</b>	
<b>Source unique</b>	Dimension latérale de la source/4,3
<b><math>\sigma_z</math> (dimension verticale initiale)</b>	
<b>Source au sol (<math>h_e \approx 0</math>)</b>	Dimension verticale de la source/2,15
<b>Source en hauteur (<math>h_e &gt; 0</math>)</b>	Dimension verticale de la source/4,3
<b>Source en hauteur (<math>h_e &gt; 0</math>) – Sur un bâtiment ou adjacente à un bâtiment</b>	Hauteur du bâtiment/2,15

Tiré de U.S. EPA, 2024a

Une situation fréquente pour laquelle l'utilisation d'une source volumique est appropriée est l'émission de contaminants de façon diffuse par une ouverture dans un bâtiment, comme une porte de garage. Dans une telle situation, la source serait décrite suivant les prescriptions du tableau précédent comme :

$$h_e = H/2$$

$$\sigma_y = L/4,3$$

$$\sigma_z = H_B/2,15$$

Où H est la hauteur de la porte de garage, L, la largeur de la porte de garage et  $H_B$ , la hauteur du bâtiment dans lequel la porte se trouve.

### 5.2.4 Source linéaire volumique

La source linéaire volumique n'est pas un type de source distinct dans AERMOD, mais plutôt un enchaînement de plusieurs sources volumiques adjacentes formant une ligne. Cette approche, combinant de nombreuses sources volumiques, est fréquemment utilisée pour modéliser les émissions entraînées par la circulation de véhicules, c'est-à-dire la remise en suspension des poussières présentes sur la route ainsi que les gaz d'échappement. Pour ce faire, le MELCCFP demande que les recommandations du Haul Road

Workgroup de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2012) soient suivies. Il s'agit en fait de définir des sources volumiques dont les paramètres sont basés sur les caractéristiques des véhicules qui circulent sur les routes concernées, mais dont les paramètres sont ajustés. Idéalement, les sources volumiques seront distribuées de façon adjacente le long de chaque segment de route. Toutefois, dans le cas où les segments de route sont situés à 150 m ou plus de la limite d'application des normes et des critères de qualité de l'atmosphère, il est acceptable de considérer les sources volumiques comme étant alternées plutôt qu'adjacentes; cela permet de diminuer le temps de calcul et n'affecte pas significativement les résultats au-delà de la limite d'application des normes et des critères de qualité de l'atmosphère.

### 5.2.5 Source linéaire chaude

Le modèle *Buoyant Line and Point Source Dispersion* (BLP) (Schulman et Scire, 1980), développé initialement dans les années 1970, est désormais intégré dans AERMOD et permet de prendre en compte dans la modélisation certaines sources linéaires dont les émissions ont une température élevée. Le modèle BLP a été développé pour modéliser les séries d'événements de toit linéaires parallèles qu'on retrouve généralement dans les alumineries. Suivant les recommandations de l'U.S. EPA, le MELCCFP recommande l'utilisation du modèle BLP intégré à AERMOD dans ces circonstances.

### 5.2.6 Source de type torchère

Les sources de type de source sont utilisées uniquement dans le contexte où les contaminants sont émis par une torchère (« flare »). Pour ces sources, le MELCCFP recommande l'utilisation d'une hauteur d'émission effective calculée selon la méthodologie recommandée par l'U.S. EPA (U.S. EPA, 1992a, sous-section 4.2.1.1; Lakes Environmental, 2003). Lorsque la torchère n'est pas sujette à l'effet d'un bâtiment et que l'information permettant de caractériser plus finement ces paramètres n'est pas disponible, les paramètres par défaut suivants peuvent être utilisés :

Température (T°) effective des gaz à l'émission = 1273 K

Vitesse d'émission effective = 20 m/s

Cependant, lorsqu'il s'agit d'une torchère à flamme invisible, comme on en retrouve fréquemment sur les lieux d'enfouissement, l'utilisation d'une source ponctuelle est jugée plus appropriée et est recommandée.

## 5.3 Environnement rural ou urbain

Le choix de l'environnement rural ou urbain influence essentiellement la turbulence verticale la nuit. En effet, dans un milieu urbain où la densité de population est suffisamment élevée, la chaleur emmagasinée dans le sol et les bâtiments au cours de la journée peut entraîner des conditions convectives dans la couche limite atmosphérique au cours de la nuit. Afin de tenir compte de ce phénomène, il faut déterminer si l'environnement est rural ou urbain et, dans ce dernier cas, indiquer la population correspondante.

Le document *Guideline on Air Quality Models* (U.S. EPA, 2017a, section 7.2.2.1) cite deux méthodes pour déterminer si l'environnement est rural ou urbain aux fins de la modélisation de la dispersion atmosphérique : la méthode de la densité de population et la méthode basée sur l'utilisation du sol. Seule la méthode basée sur l'utilisation du sol est considérée comme définitive et c'est la seule qui est acceptée par le MELCCFP.

La méthode basée sur l'utilisation du sol consiste à catégoriser l'utilisation du sol dans un rayon de 3 km de la source en utilisant les classes définies par Auer (Auer, 1978). Si, à l'intérieur de ce rayon, plus de 50 % de la superficie est composée des classes I1, I2, C1, R2 et R3, alors l'environnement est considéré comme urbain; autrement, il est considéré comme rural. Une attention particulière doit être accordée à la définition de ces classes d'utilisation du sol lors du calcul de la superficie.

Lorsque l'environnement est considéré comme urbain, il faut préciser la population correspondante. Cette population est celle qui influence l'îlot de chaleur urbain et pas nécessairement la population de toute la ville ou celle qui est comprise dans tout le domaine de modélisation. De plus, lorsque l'environnement est considéré comme urbain en raison d'une présence importante des classes I1 et I2, la population réelle correspondante pourrait être faible. Une population équivalente doit alors être estimée en consultation avec le MELCCFP. Pour ces considérations particulières, on doit se référer aux prescriptions de la version à jour du *AERMOD Implementation Guide* (U.S. EPA, 2024b).

Notons enfin que, suivant la méthode basée sur l'utilisation du sol, l'environnement à utiliser est généralement rural pour tous les projets se situant hors des secteurs les plus denses de Montréal et de Québec. En cas de doute ou par conservatisme, l'environnement rural peut être utilisé pour la très vaste majorité des projets.

**Tableau 5.4 Classes d'utilisation du sol selon Auer**

Classe	Définition
I1	Industries lourdes. Manufactures, aciéries. Toits plats, 3 à 5 étages, < 5 % de végétation.
I2	Industries légères à modérées. Entrepôts, gares de triage, 1 à 3 étages, toits plats, < 5 % de végétation.
C1	Commercial. Immeubles de bureaux, condos, > 10 étages, toits plats, < 15 % de végétation.
R1	Résidentiel. Maisons unifamiliales, toits en pente, stationnements et > 70 % de végétation.
R2	Résidentiel compact. Maisons rapprochées, toits en pente, pas de stationnement.
R3	Résidentiel compact. Maisons rapprochées (< 2 m), toits plats, pas de stationnement.
R4	Domaine. Terrains de plusieurs hectares, > 80 % de végétation.
A1	Parcs, golfs, cimetières, > 95 % de végétation.
A2	Agricole.
A3	Non développé, légèrement boisé, > 90 % de végétation.
A4	Non développé, très boisé, > 95 % de végétation.
A5	Cours d'eau.

Source : Auer, 1978. Veuillez consulter la référence originale pour plus de détails.

## 5.4 Bâtiments

La prise en compte de l'effet des bâtiments sur la dispersion atmosphérique des contaminants émis par les sources ponctuelles se trouvant à proximité est très importante. En effet, la présence d'une structure telle qu'un bâtiment faisant obstacle au vent est susceptible de créer une zone de recirculation vers laquelle les panaches peuvent être rabattus. Cet effet de rabattement du panache peut augmenter les concentrations à proximité du bâtiment, ce qui peut avoir un impact possiblement important sur le respect des normes et des critères. Ainsi, à moins de pouvoir démontrer qu'ils n'exercent aucune influence, tous les bâtiments se trouvant sur le terrain occupé par les sources faisant l'objet de la modélisation doivent être pris en compte.

Afin d'inclure l'impact des bâtiments dans la modélisation, l'utilisation de l'algorithme BPIPFRM (*Building Profile Input Program for Plume Rise Enhancements Model*) est requise pour les sources ponctuelles. Cet algorithme n'a aucune incidence sur la dispersion des sources autres que ponctuelles. Lorsque des sources volumiques sont adjacentes à un bâtiment ou se trouvent sur un bâtiment, l'effet des bâtiments est pris en compte dans le calcul de la dimension initiale verticale, comme indiqué dans la sous-section 5.2 Types de sources.

Pour que l'intégration des bâtiments dans le module BPIPFRM soit réalisée adéquatement, outre les coordonnées et la hauteur de chaque source ponctuelle, BPIPFRM a besoin de connaître l'emplacement et la hauteur de chacun des bâtiments présents à proximité des sources, en considérant les dimensions réelles (longueur, largeur et hauteur). Les bâtiments présentant des sections avec des toits de différentes hauteurs doivent être intégrés dans BPIPFRM comme des structures individuelles ayant différents niveaux.

## 6. Les scénarios de modélisation

Lors de la préparation d'une modélisation, il est nécessaire de déterminer la situation exacte qui doit être modélisée. Pour déterminer les sources qui émettront et leur taux d'émission, il est important de considérer l'objectif principal de la modélisation, c'est-à-dire de démontrer que les concentrations des contaminants émis n'excéderont pas les normes et les critères de qualité de l'atmosphère ou n'augmenteront pas la concentration d'un contaminant pour lequel la valeur limite est déjà excédée. Pour ce faire, on doit se référer aux conditions d'exploitation autorisées, ou à celles faisant l'objet d'une demande d'autorisation, qui entraînent les émissions maximales. Il doit y avoir cohérence entre la modélisation et les documents soumis dans le cadre de la demande, ce qui inclut les taux d'émission, leur variabilité, la localisation et les caractéristiques des sources, etc. Précisons que les activités admissibles à une exemption ou à une déclaration de conformité doivent être prises en compte dans la modélisation.

Il est fréquent qu'une source de contaminants n'émette pas de façon constante. Les variations peuvent suivre un horaire de production quotidien ou annuel ou varier en fonction d'autres paramètres, et ce, d'une façon qui peut être imprévisible. Ainsi, afin de s'assurer d'avoir une modélisation conservatrice, les scénarios d'exploitation choisis pour réaliser la modélisation doivent représenter les conditions où les émissions seront maximales sur la période pertinente. La sous-section 8.6.2 Application des taux d'émission dans le modèle fournit des précisions à ce sujet.

### 6.1 Comparaison des scénarios avant et après projet

Lorsqu'une modélisation est produite en application de l'article 197 du RAA, l'objectif est de démontrer que les nouvelles sources, les modifications aux sources existantes ou l'augmentation de production n'entraîneront pas une concentration de contaminants supérieure aux normes de qualité de l'atmosphère. Lorsque les normes sont déjà excédées dans l'air ambiant avant la réalisation du projet, par exemple si le projet a été autorisé avant l'entrée en vigueur du RAA, il faut montrer, à l'aide de la modélisation, que les concentrations au point d'impact maximal, après les modifications, seront égales ou inférieures à celles qui prévalaient auparavant. Le scénario correspondant à la situation « avant projet » doit être réalisé en respectant les paramètres de l'autorisation existante la plus récente et le scénario « après projet », en respectant les paramètres de l'autorisation demandée. Les scénarios modélisés doivent être produits de façon à être comparables entre eux, notamment en reprenant la même version du modèle et les mêmes données météorologiques, afin que les différences observées ne puissent être attribuables qu'aux changements devant être autorisés.

Enfin, dans certaines situations particulières, les activités actuelles, ou une partie d'entre elles, sont réalisées sans avoir été préalablement autorisées et sans avoir fait l'objet d'une déclaration de conformité ou d'une exemption, alors qu'elles étaient dans l'obligation de l'être, conformément à la LQE. Dans ce contexte, pour démontrer le respect de l'article 197 du RAA, seules les activités actuellement réalisées conformément à la LQE font partie du scénario « avant projet », alors que les activités à autoriser et celles qui étaient réalisées de façon non conforme par le passé font partie du scénario « après projet ».

### 6.2 Phase de construction et d'exploitation

De façon générale, seul le scénario d'exploitation est requis pour évaluer le respect des normes et des critères de qualité de l'atmosphère, et ce, pour différentes raisons. Premièrement, dans la plupart des projets, la période de construction a une durée courte par rapport à la phase d'exploitation prévue, ce qui limite la durée d'exposition potentielle de la population à proximité. Deuxièmement, les contaminants émis par un chantier de construction typique sont principalement associés aux poussières et à l'utilisation de camions et de machinerie. En revanche, au cours de l'exploitation, de nombreux autres contaminants, parfois plus préoccupants pour la santé, seront probablement émis (métaux, composés organiques volatils, etc.). Enfin, lors de la phase de construction, au fil de l'avancement des travaux, la nature et l'importance

des sources sont susceptibles de varier considérablement, rendant pratiquement impossible l'établissement d'un scénario de modélisation représentatif.

Des exceptions sont toutefois possibles et concernent principalement les projets qui ont un impact notable sur la qualité de l'air durant la phase de construction relativement à l'impact attendu lors de l'exploitation. Il pourrait également s'agir de projets de grande envergure pour lesquels la période de construction s'échelonne sur une longue période, par exemple les projets miniers et certains projets de transport majeurs.

### 6.3 Émissions imprévisibles, rares ou accidentelles

Les émissions qui doivent être considérées dans la modélisation sont celles qui sont représentatives des émissions maximales des sources dans des conditions normales d'exploitation, telles qu'elles ont été balisées par les autorisations. De ce fait, dans la modélisation, on n'inclut pas les émissions qui résulteraient de situations exceptionnelles et hors du contrôle de l'exploitant, comme des bris, des défaillances, des accidents ou l'utilisation de génératrices en cas d'urgence, par exemple. En effet, ces émissions sont rares, difficiles à quantifier et à anticiper, de sorte que la modélisation de la dispersion atmosphérique dans un cadre de conformité réglementaire n'est pas appropriée pour évaluer les impacts. Ces situations devraient plutôt être traitées, si cela est jugé pertinent, dans le cadre d'un plan des mesures d'urgence. Cependant, il faut noter que l'utilisation sporadique de certains équipements dont les émissions peuvent être planifiées doit être incluse à la modélisation. Par exemple, l'utilisation ponctuelle d'un équipement à des fins d'entretien, comme une génératrice d'urgence, doit être considérée. Toutefois, une justification détaillée démontrant que les émissions sont négligeables au regard des normes et des critères de qualité de l'atmosphère et du contexte global de l'activité, notamment l'émission des mêmes contaminants par d'autres sources sur le même site, peut être fournie.

### 6.4 Fréquence de dépassement annuelle autorisée

Pour certains contaminants, on précise que la norme ou le critère applicable sur une heure ou moins peuvent être dépassés un certain pourcentage du temps sur une base annuelle. Aux fins de vérification, ce nombre de dépassements est déterminé par le récepteur ayant le plus grand nombre de dépassements, qu'il corresponde ou non au récepteur ayant la concentration maximale.

Lorsque la modélisation a été réalisée à partir d'un scénario de modélisation horaire comprenant plus d'heures d'émission que d'heures réelles de production, il est important de corriger le nombre de dépassements modélisés sur la base du nombre réel d'heures d'émission, de façon à ne pas surestimer la fréquence de dépassement. Pour ce faire, on ajuste le nombre de dépassements en respectant le rapport du nombre d'heures de production réel par le nombre d'heures d'émission modélisées.

#### **Exemple**

*Une usine fonctionne toute l'année du lundi au vendredi de 8 h à 18 h et émet de l'acétate d'éthyle, un contaminant visé à l'annexe K du RAA et dont la norme de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 4 minutes peut être excédée jusqu'à 1 % du temps sur une base annuelle. Aux fins de la modélisation, le scénario d'émission retenu correspond à des émissions 7 jours sur 7 de 8 h à 18 h, 365 jours par an, de façon à déterminer correctement la concentration maximale pouvant se produire sur 4 minutes. Au récepteur de la grille où le plus grand nombre de dépassements de la norme se produit, la fréquence annuelle maximale de dépassement est de 1,3 %. Or, puisque les émissions ne se produiront en réalité que 5 jours sur 7, on doit ajuster cette fréquence proportionnellement :*

$$\text{Fréquence de dépassement ajustée} = 1,3 \% \times 5/7 = 0,93 \%$$

*Ainsi, on constate que la norme est respectée lorsqu'on ajuste la fréquence de dépassement annuelle en fonction de l'horaire de production réel de l'usine.*

## 6.5 Méthode des taux d'émission limite

Le calcul de taux d'émission limite (TEL) vise à simplifier l'exercice de modélisation dans certains cas particuliers, comme celui d'ateliers de peinture comportant plusieurs salles d'application, tout en permettant de vérifier adéquatement le respect de l'article 197 du RAA. En effet, il peut parfois être difficile d'établir un scénario de modélisation représentatif lorsque plusieurs produits contenant différents contaminants peuvent être utilisés et que, par la suite, ces contaminants peuvent être émis par diverses combinaisons de sources. La méthode des TEL utilise la modélisation afin d'établir le taux d'émission global maximal permmissible, pour un ensemble de cheminées, pour chaque contaminant émis. Une fois en exploitation, les émissions peuvent donc être réparties entre les différentes cheminées visées, tant et aussi longtemps que la somme des taux d'émission de chaque source individuelle demeure inférieure au TEL. Cette méthode n'est applicable que lorsque les cheminées sont relativement semblables, que la hauteur des bâtiments ne varie pas trop et qu'il est donc raisonnable de croire que la dispersion est similaire pour chacune des sources. Dans le contexte des ateliers de peinture, ces hypothèses sont très souvent respectées étant donné qu'il y a des conditions réglementaires qui régissent la hauteur et la vitesse d'émission des cheminées. De plus, les bâtiments sont généralement plats et d'une hauteur quasi uniforme. Puisque l'applicabilité de la méthode des TEL est limitée, il est recommandé de consulter le MELCCFP au préalable pour déterminer si la méthode des taux d'émission limite est appropriée pour une situation donnée.

Lorsque la méthode des TEL est applicable, la marche à suivre pour réaliser la modélisation est la suivante :

1. Détermination des points d'émission associés à l'application de produits de peinture;
2. Modélisation des concentrations maximales horaires, quotidiennes et annuelles pour toutes les sources individuellement. On considère un taux d'émission unitaire (1 g/s) pour chaque point d'émission et on retient la concentration la plus élevée parmi les points d'émission considérés;
3. Calcul des TEL à court terme (24 heures et moins) en retenant la concentration maximale, pour la période appropriée, qui est obtenue en comparant toutes les modélisations individuelles réalisées à l'étape 2. Le TEL est donc calculé en divisant la norme ou le critère d'un contaminant, moins la concentration initiale, par cette concentration maximale. Si un contaminant possède plus d'une norme ou d'un critère à court terme, le TEL est établi en retenant le taux d'émission le plus restrictif parmi les différentes périodes;
4. Calcul des TEL à long terme (1 an) en divisant la norme ou le critère d'un contaminant par la moyenne des concentrations annuelles obtenues pour toutes les modélisations individuelles réalisées à l'étape 2;
5. Comparaison des taux d'émission maximum à court et à long terme avec les TEL correspondant ou calcul des contraintes d'exploitation permettant de ne pas excéder les TEL obtenus (p. ex., calcul d'une quantité horaire maximale d'utilisation de peinture).

## 7. Déposition et transformation chimique

En général, dans les modélisations, on doit considérer que les contaminants sont émis par une source et que leur concentration varie seulement en fonction de leur dispersion dans l'atmosphère. Or, dans certaines situations particulières, cette hypothèse n'est pas appropriée. Dans le cas des particules en suspension, il peut s'avérer nécessaire de considérer la déposition au sol afin d'évaluer adéquatement la concentration résultante dans l'air ambiant. Dans certains cas, ignorer l'impact de la déposition peut entraîner une évaluation excessivement prudente des concentrations de particules dans l'air ambiant. Dans le cas des NO<sub>x</sub>, les réactions photochimiques se produisant dans l'atmosphère peuvent avoir pour effet de convertir rapidement le NO en NO<sub>2</sub>, une molécule dont les effets sur la santé sont plus importants. Il devient alors important de considérer cette réaction pour vérifier adéquatement le respect des normes du NO<sub>2</sub>.

### 7.1 Déposition

Dans un contexte de modélisation de la dispersion atmosphérique, la déposition regroupe l'ensemble des phénomènes par lesquels les gaz et les aérosols sont transférés vers les surfaces, comme le sol ou la végétation. La déposition sèche regroupe l'ensemble de ces phénomènes qui se produisent en l'absence de précipitations, alors que la déposition humide est le transfert des particules et des gaz vers les surfaces par l'intermédiaire des précipitations, comme la pluie ou la neige. Lorsqu'on parle de modéliser la déposition sèche des contaminants, il s'agit en fait d'évaluer la quantité de contaminants déposés au sol, en masse par unité de surface, pour laquelle il n'existe actuellement pas de seuil réglementaire. Ainsi, dans le contexte d'une étude de modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants, on s'intéresse plutôt à la réduction de la concentration dans l'air ambiant, c'est-à-dire la déplétion, qui résulte de la déposition des contaminants.

Dans AERMOD, il y a plusieurs options permettant de tenir compte des phénomènes de déposition sèche et humide des gaz et des matières particulaires. Cependant, une seule méthode est considérée comme acceptable pour une utilisation réglementaire (« regulatory default »), à savoir la prise en compte de la déposition sèche des matières particulaires, lorsque la distribution des tailles est bien connue et qu'une part importante (> 10 %) des particules ont un diamètre supérieur à 10 µm (appelée « method 1 » dans AERMOD) (U.S. EPA, 2024a). Suivant ces recommandations, par mesure de précaution et pour éviter de devoir tenir compte de données de précipitations et des caractéristiques de la végétation plus ou moins bien connues ou fiables, le MELCCFP n'accepte pas l'inclusion de la déposition humide des matières particulaires et de la déposition des gaz dans la modélisation. De plus, suivant les recommandations de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2017a, section 7.2.1.3), les algorithmes de déposition des particules devraient être utilisés uniquement lorsque l'on peut montrer que la déposition a un impact non négligeable sur les concentrations dans l'air ambiant des matières particulaires. Dans ce contexte, le MELCCFP considère que la déposition sèche n'est pas un phénomène qui doit être considéré d'emblée dans la modélisation, mais qu'elle devrait plutôt l'être à un second niveau d'analyse, lorsque l'information requise est disponible et que les concentrations attendues de particules dans l'air ambiant seraient supérieures aux normes.

Comme mentionné précédemment, suivant les recommandations du guide de l'utilisateur d'AERMOD (U.S. EPA, 2024a), il faut que la distribution des tailles soit relativement bien connue pour que les concentrations modélisées soient réalistes, notamment parce que la vitesse de déposition dépend fortement du diamètre et de la densité des particules. Le MELCCFP préconise que la distribution des tailles et la densité des particules émises par une source soient aussi bien connues que possible et, idéalement, que ces informations soient obtenues grâce à un échantillonnage. Toutefois, lorsqu'une telle caractérisation n'est pas possible, l'utilisation de références appropriées selon le contexte peut être acceptable. Peu importe les circonstances, la quantité de matières particulaires émise est généralement connue pour un nombre limité d'intervalles de tailles. Rappelons que lorsque la déposition sèche est considérée dans la modélisation, il est important de connaître la proportion des particules fines (PM<sub>2,5</sub>) dans les émissions totales de particules puisque ces dernières ne se déposent pratiquement pas. De plus, typiquement, la vitesse de déposition des particules augmente de façon importante entre 2,5 µm et 10 µm, de sorte qu'il serait souhaitable de

connaître les proportions relatives des particules de différents diamètres dans cet intervalle. Cependant, dans bien des cas, seule l'information sur les  $PM_{2,5}$ , les  $PM_{10}$  et les  $PM_{30}$  est disponible et celle-ci doit alors être traduite en intervalles de tailles. Si on a plus d'information pour une source particulière, par exemple si on dispose d'un plus grand nombre d'intervalles granulométriques, cette information doit évidemment être utilisée. Dans le cas particulier mentionné précédemment, on procéderait de la façon suivante :

$$P1 = PM_{2,5}$$

$$P2 = PM_{10} - PM_{2,5}$$

$$P3 = PM_{30} - PM_{10}$$

Dans AERMOD, on doit ensuite décrire ces trois intervalles en fournissant les diamètres, les densités et les fractions massiques correspondant à chacun d'entre eux. Une densité typique est d'environ  $2,65 \text{ g/cm}^3$  (Carmichael, 1984) pour des particules provenant du sol. La densité fournie au modèle doit cependant être établie sur la base des caractéristiques réelles ou attendues des matières particulaires de la source considérée. En ce qui a trait aux diamètres, dans la mesure où le nombre d'intervalles est suffisamment élevé ( $\geq 3$ ) et que la taille de chacun d'entre eux est limitée, on peut faire l'hypothèse que la distribution des tailles est uniforme à l'intérieur de chacun des intervalles. De cette façon, on obtient l'expression suivante pour le diamètre moyen pondéré par la masse de chacun des intervalles, où  $\bar{d}$  est le diamètre représentatif de l'intervalle et où  $d_1$  et  $d_2$  sont les diamètres correspondant aux bornes inférieures et supérieures :

$$\bar{d} = \sqrt[3]{\left(\frac{d_1^3 + d_1 d_2^2 + d_1^2 d_2 + d_2^3}{4}\right)}$$

Enfin, il n'est pas acceptable de raffiner les intervalles en supposant que la distribution des tailles des particules suit une distribution théorique particulière (p. ex., log-normale ou autre), à moins qu'on puisse démontrer que cette distribution reflète bien les tailles des particules émises par la source concernée.

## 7.2 Conversion du NO en NO<sub>2</sub>

Les enjeux liés aux émissions atmosphériques de  $NO_x$ <sup>15</sup> se font ressentir à deux niveaux selon l'échelle observée. À une échelle régionale, les  $NO_x$  participent activement à la formation d'ozone troposphérique (smog photochimique) et des précipitations acides; à une échelle locale, une concentration élevée de  $NO_x$  représente une problématique pour la santé en raison de ses propriétés toxicologiques.

Les concentrations de  $NO_2$  proviennent en partie de phénomènes naturels tels que les feux de forêt, les éruptions volcaniques, l'activité biologique dans les sols et l'oxydation atmosphérique de l'azote moléculaire. La majorité du  $NO_2$  atmosphérique résulte toutefois d'activités anthropiques, plus précisément des systèmes de combustion comme les bouilloires et les moteurs consacrés respectivement au chauffage et au transport, et ce, bien que les émissions découlant de ces systèmes soient majoritairement sous forme de NO. En effet, lorsqu'il est émis dans l'atmosphère, le NO est converti en  $NO_2$  selon diverses réactions chimiques.

<sup>15</sup> Bien que les oxydes d'azote soient nombreux (NO,  $NO_2$ ,  $N_2O$ ,  $N_2O_5$ , etc.), l'appellation  $NO_x$  désigne, en environnement, uniquement deux de ces oxydes, soit le NO et le  $NO_2$ .

La réaction la plus importante et la plus rapide implique l’ozone ( $O_3$ ). Lorsqu’il y a suffisamment d’ozone, cette réaction domine toute la chimie atmosphérique des  $NO_x$ .



En présence d’énergie solaire, le  $NO_2$  atmosphérique est reconverti sous la forme de NO par une réaction de photolyse : il y a ainsi reformation d’ozone.



Ainsi, durant la journée, un état d’équilibre, aussi appelé état photostationnaire, est rapidement atteint en raison de l’apport de l’énergie solaire. Une fois le soleil couché, la réaction 7.1 domine de nouveau et la grande majorité des  $NO_x$  se retrouve sous forme de  $NO_2$ .

### 7.2.1 Description des méthodes de conversion acceptées

Pour vérifier la conformité aux normes de qualité de l’atmosphère prescrites pour le  $NO_2$ , la transformation chimique du NO en  $NO_2$  doit être considérée. Dans le contexte de la modélisation, les taux d’émission de NO et de  $NO_2$  sont typiquement regroupés et exprimés sous forme de  $NO_x$  (en masse équivalente de  $NO_2$ ) et les résultats considèrent la somme du  $NO_2$  émis directement à l’atmosphère et du  $NO_2$  obtenu par la conversion du NO émis.

Les méthodes acceptées par le MELCCFP pour calculer le taux de conversion du NO en  $NO_2$  dans l’atmosphère sont présentées brièvement dans les sous-sections suivantes et doivent être appliquées suivant les modalités prescrites à la section 7.2.2 Approche réglementaire d’une modélisation du  $NO_2$ . Ces trois méthodes, différentes par le niveau de conservatisme de leurs hypothèses, doivent être utilisées successivement, dans la mesure où une évaluation plus raffinée (et présumément plus réaliste) des concentrations est requise afin de démontrer la conformité aux normes du  $NO_2$ .

Enfin, il est pertinent de préciser que le MELCCFP n’accepte pas l’utilisation des méthodes alternatives *Ambient Ratio Method* (ARM et ARM2), compte tenu des limites de ces méthodes et considérant que le respect de la norme horaire du  $NO_2$  doit être démontré (U.S. EPA, 2014; U.S. EPA, 2015).

#### Conversion totale

La méthode de la conversion totale considère, de façon prudente, que l’ozone disponible est suffisant pour permettre la conversion de la totalité des émissions de NO en  $NO_2$ . Or, comme les taux d’émission sont fournis sous forme de  $NO_x$  en équivalent  $NO_2$ , les concentrations obtenues pour la modélisation des  $NO_x$  peuvent alors être interprétées directement comme des concentrations de  $NO_2$ .

#### Méthode de la limite en ozone

La méthode de la limite en ozone (appelée OLM pour « Ozone Limiting Method ») consiste à vérifier si la réaction 7.1 est limitée par la concentration initiale d’ozone dans l’atmosphère. Suivant cette méthode, la concentration de  $NO_2$  modélisée, notée  $C_{NO_2}^m$ , est donnée en partie par milliard (ppb)<sup>16</sup> par la relation suivante :

<sup>16</sup> La présentation est faite ici en partie par milliard pour illustrer simplement la relation avec la réaction de l’équation 7.1. Lorsque des concentrations en  $\mu g/m^3$  sont considérées, comme c’est le cas dans AERMOD, la concentration initiale d’ozone doit être multipliée par le ratio entre les masses molaires du  $NO_2$  et de l’ $O_3$ .

$$C_{NO_2}^m = \text{Min} \begin{cases} C_{NO_x}^m & \text{(Cas 7.4a)} \\ C_{O_3}^i + C_{NO_x}^m \times ISR & \text{(Cas 7.4b)} \end{cases}$$

Où  $C_{NO_x}^m$  est la concentration de  $NO_x$  modélisée (en ppb),  $C_{O_3}^i$ , la concentration initiale d'ozone (en ppb) et  $ISR$ , le rapport initial  $NO_2/NO_x$  (« in-stack ratio »).

Ainsi, lorsque la concentration initiale d' $O_3$  dans l'atmosphère est plus élevée que la concentration de  $NO$  modélisée, la totalité des émissions de  $NO$  est convertie en  $NO_2$ . Dans cette situation, on se retrouve en conversion totale et la concentration de  $NO_2$  modélisée est égale à la concentration de  $NO_x$  modélisée (cas 7.4a). Lorsque la concentration initiale d' $O_3$  dans l'atmosphère est plus petite que la concentration de  $NO$  modélisée, la réaction 7.1 est limitée par l' $O_3$ . La concentration de  $NO_2$  modélisée est égale à la concentration initiale d'ozone, à laquelle on ajoute la partie des émissions émises sous forme de  $NO_2$  (cas 7.4b). Dans cette situation, l'ozone est le réactif limitant et l'ensemble des dites molécules est utilisé pour convertir le  $NO$  en  $NO_2$ .

### Méthode de Hanrahan

Comparativement à la méthode OLM qui suggère que la réaction d'oxydation avec l'ozone se produit proportionnellement à la concentration initiale d'ozone dans l'atmosphère, la méthode de Hanrahan (également appelé PVMRM pour « Plume Volume Molar Ratio Method ») considère que la conversion dépend du nombre de moles disponibles d'ozone. Ainsi, cette dernière méthode permet de modéliser des concentrations de  $NO_x$  de manière plus réaliste en considérant que les réactions se produisent uniquement dans le panache. Globalement, elle suit la réaction 7.1, où la quantité de  $NO$  est déterminée par le nombre de moles à l'émission et où la quantité d' $O_3$  est déterminée par le nombre de moles disponibles dans un segment du panache. Le volume du segment de panache et, donc, la quantité d'ozone disponible augmentent avec la distance de la source. Cette méthode permet donc de prédire de manière plus réaliste la fraction de  $NO_2$  pour les récepteurs à proximité de la source.

## 7.2.2 Approche réglementaire d'une modélisation du $NO_2$

La vérification du respect des normes du  $NO_2$  repose sur une approche en plusieurs étapes :

1. De façon prudente, la méthode de la conversion totale est d'abord préconisée.
2. Si les résultats obtenus avec la méthode de la conversion totale excèdent les valeurs limites, la méthode OLM doit être utilisée. Dans la plupart des cas, l'option OLMGROUP ALL est recommandée lors de l'utilisation de la méthode OLM (U.S. EPA, 2014).
3. Si les résultats obtenus avec la méthode OLM excèdent les valeurs limites, la méthode PVMRM peut parfois être utilisée. Or, la méthode n'est pas recommandée dans toutes les situations (U.S. EPA, 2014). Son utilisation n'est donc pas autorisée de façon générale et doit faire l'objet d'une consultation avec le MELCCFP.

Dans tous les cas, comme prescrit à l'article 202 du RAA, une concentration initiale de  $NO_2$  doit être ajoutée aux concentrations modélisées pour vérifier le respect des normes. La concentration initiale du  $NO_2$  doit être représentative du milieu et doit être établie, pour chacune des périodes, suivant les dispositions de l'article 202 du RAA. Afin de soutenir les demandeurs, des concentrations initiales sont proposées au tableau 7.1 pour trois niveaux d'exposition. Pour guider le choix du niveau d'exposition applicable, les stations du RSQAQ utilisées pour déterminer les valeurs du tableau 7.1 sont présentées au tableau 7.2. En cas de doute, un choix prudent doit être privilégié. Notamment, une attention particulière doit être accordée à la position de la station plutôt qu'à la localité qui pourrait être utilisée dans le nom de la station.

Lorsque la méthode OLM ou PVMRM est utilisée, les concentrations initiales d'ozone doivent également être fournies. Or, compte tenu des réactions en jeu, les concentrations d' $O_3$  sont typiquement plus faibles lorsque les concentrations de  $NO_2$  sont élevées, et vice versa. Il est donc excessivement prudent de

calculer les concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et d'O<sub>3</sub> de façon indépendante. La procédure suivante est alors privilégiée pour estimer les concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et d'O<sub>3</sub> à partir des données horaires :

1. Heure par heure, la somme des concentrations de NO<sub>2</sub> et d'O<sub>3</sub>, en ppb, est d'abord calculée;
2. Les moyennes quotidiennes des concentrations de NO<sub>2</sub> et de NO<sub>2</sub> + O<sub>3</sub> sont calculées, pour les journées où au moins 18 heures de données sont disponibles;
3. Les concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et de NO<sub>2</sub> + O<sub>3</sub> sont ensuite calculées suivant les statistiques prescrites à l'article 202 du RAA, pour les périodes de 1 heure, de 24 heures et annuelles;
4. Pour chacune des périodes, les concentrations initiales d'O<sub>3</sub> sont obtenues en soustrayant les concentrations initiales de NO<sub>2</sub> des concentrations initiales de NO<sub>2</sub> + O<sub>3</sub>;
5. Pour terminer, les concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et d'O<sub>3</sub>, en ppb, sont converties en µg/m<sup>3</sup> en les multipliant par 1,880 et 1,962, respectivement.

Les concentrations initiales d'O<sub>3</sub>, calculées suivant cette procédure, sont présentées au tableau 7.1 pour chacun des niveaux d'exposition. Ces concentrations d'O<sub>3</sub> ont été calculées spécifiquement pour les concentrations initiales de NO<sub>2</sub> du tableau 7.1 et doivent donc être utilisées dans ce contexte uniquement.

Autrement, l'utilisation d'un jeu de données horaires d'ozone est également acceptée, suivant les modalités prescrites à la sous-section 7.2.3 Jeu de données horaires d'ozone et traitement des données manquantes

**Tableau 7.1 Concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et d'O<sub>3</sub> par défaut selon le niveau d'exposition du milieu**

Niveau d'exposition	NO <sub>2</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]			O <sub>3</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]		
	1 heure	24 heures	1 an	1 heure	24 heures	1 an
<b>Élevé</b>	83	62	28	34	36	40
<b>Moyen</b>	68	44	18	51	53	49
<b>Faible</b>	43	28	9	70	68	52

Pour déterminer la portion des NO<sub>x</sub> émis sous forme de NO et de NO<sub>2</sub>, le rapport initial NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> (« in-stack ratio ») doit être spécifié à AERMOD. En l'absence d'informations spécifiques aux sources du projet, un rapport initial de 0,5 est accepté par défaut. L'utilisation d'une autre valeur doit être documentée et approuvée par le MELCCFP<sup>17</sup>.

Enfin, le ratio NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> à l'équilibre doit être configuré à 1.

<sup>17</sup> À ce sujet, une liste des rapports initiaux NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> pour différentes sources d'émission est disponible sur le site de l'U.S. EPA au <https://www.epa.gov/scram/nitrogen-dioxidenitrogen-oxide-stack-ratio-isr-database>.

### **7.2.3 Jeu de données horaires d'ozone et traitement des données manquantes**

Dans le cas de l'utilisation de la méthode OLM ou PVMRM avec une concentration d'ozone variable, le jeu de données horaires d'ozone doit couvrir l'ensemble de la période de modélisation et être issu d'une station de mesure représentative du site à l'étude. Le choix de la station doit être validé par le MELCCFP.

Les données manquantes d'ozone doivent être traitées selon la procédure suivante :

1. Remplacer les données manquantes par celles provenant d'une seconde station jugée comparable, s'il y a lieu;
2. Interpoler les données linéairement lorsqu'il y a deux données manquantes consécutives ou moins;
3. Substituer les données manquantes restantes avec la valeur maximale d'ozone mesurée à la station au cours de la période de modélisation.

**Tableau 7.2 Classification des stations par niveau d'exposition utilisée pour l'évaluation des concentrations initiales de NO<sub>2</sub> et de O<sub>3</sub> proposées au tableau 7.1**

Niveau d'exposition	Station	Réseau
<b>Élevé</b>	50109 – Échangeur Décarie	RSQA
	50110 – Parc Pilon	RSQA
	50115 – Maisonneuve	RSQA
	50116 – Verdun	RSQA
	50124 – Anjou	RSQA
	50128 – Aéroport de Montréal	RSQA
	50133 – Chénier	RSQA
	50134 – Saint-Joseph	RSQA
	50135 – Caserne 17	RSQA
	50136 – Saint-Dominique	RSQA
	50138 – York/Roberval	RSQAQ
	03006 – Québec - Vieux-Limoilou	RSQAQ
	03052 – Québec - Henri IV	RSQAQ
	06205 – Laval - Chomedey	RSQAQ
<b>Moyen</b>	50103 – Saint-Jean-Baptiste	RSQA
	50126 – Sainte-Anne-de-Bellevue	RSQA
	50129 – Rivière-des-Prairies	RSQA
	03021 – Québec - École Les Primevères	RSQAQ
	03028 – Québec - Collège St-Charles-Garnier	RSQAQ
	03062 – Lévis - Parc Georges-Maranda	RSQAQ
	06300 – Terrebonne - Parc Vaillant	RSQAQ
	06600 – Longueuil	RSQAQ
	06603 – Brossard - Parc Sorbonne	RSQAQ
	06760 – Brossard - Parc Océanie	RSQAQ
	07002 – Gatineau - Hull	RSQAQ
<b>Faible</b>	04504 – Bécancour	RSQAQ
	05502 – Lac-Mégantic - Centre sportif	RSQAQ
	06500 – L'Assomption	RSQAQ
	06613 – Varennes - Chemin de la Baronnie	RSQAQ
	06620 – Saint-Jean-sur-Richelieu – L'Acadie	RSQAQ
	06804 – Saint-Anicet	RSQAQ

## 8. Taux d'émission

Pour réaliser une modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants, il est nécessaire d'établir les taux d'émission des contaminants dont on souhaite connaître la concentration dans l'atmosphère. Les taux d'émission représentent la masse de contaminants émise à l'atmosphère par unité de temps fixée. Plusieurs sources d'information sont disponibles pour établir les taux d'émission utilisés lors d'une modélisation de la dispersion atmosphérique.

Les méthodes d'estimation suivantes peuvent être utilisées pour établir les taux d'émission. Elles sont présentées par ordre de priorité d'utilisation préconisée par le MELCCFP :

1. Mesures à la source;
2. Données du fabricant;
3. Bilan de matière, calculs d'ingénierie ou modèles d'estimation des émissions;
4. Résultats de caractérisation d'une usine de même type;
5. Facteurs d'émission d'organismes reconnus.

Il est également possible de soumettre d'autres méthodes d'estimation des taux d'émission au MELCCFP, préalablement à la réalisation de la modélisation, afin que celles-ci fassent l'objet d'une analyse.

La nature, la quantité, la concentration et la localisation de tous les contaminants qui sont susceptibles d'être rejetés dans l'environnement, même ceux ne faisant pas l'objet de normes ou de critères, doivent être prises en considération. À noter que les odeurs sont considérées comme un contaminant. Ainsi, l'ensemble des informations devra être présenté dans le rapport pour toutes les sources d'émission, y compris la méthode utilisée pour identifier les contaminants présents et références ayant permis d'établir les taux d'émission (facteurs d'émission provenant de IAP-42 de l'U.S. EPA, données d'exploitation, études, données du fabricant, rapports de caractérisation, fiches techniques, fiches signalétiques, etc.). Afin de faciliter l'analyse de la demande, la transmission des fichiers de calcul est recommandée. Si les fichiers de calcul ne sont pas transmis, les exemples de calcul complets pour chaque type de taux doivent être fournis; le MELCCFP doit être en mesure de reproduire les calculs de chaque taux d'émission.

Les contaminants qui ne sont visés par aucune norme ou aucun critère de qualité de l'atmosphère ni par aucun seuil d'évaluation préliminaire de risques doivent tout de même être inclus dans la modélisation de la dispersion atmosphérique. Les concentrations de ces contaminants dans l'atmosphère devront faire l'objet d'une analyse (la section 9. Présentation des résultats fournit des précisions à cet égard).

Les sources d'émission considérées comme négligeables doivent être présentées dans le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants. Il est cependant possible de les exclure de la modélisation en fournissant les justifications appropriées, notamment en indiquant dans le rapport les taux d'émission ou les quantités de produits utilisés.

### 8.1 Mesures à la source

Des données réelles provenant d'une campagne d'échantillonnage peuvent être disponibles pour certains points d'émission. Afin d'obtenir des résultats représentatifs, les éléments suivants devront être considérés :

- Les taux d'émission reliés à la production d'une industrie devront être ajustés pour tenir compte de la capacité autorisée de l'industrie ou du scénario de production où les émissions du contaminant sont maximales et non du taux de production lors des caractérisations;

- Le taux maximal d'émission obtenu lors des essais doit être utilisé pour vérifier le respect des normes et des critères de qualité de l'atmosphère basés sur des périodes inférieures ou égales à 24 heures (p. ex., 4 minutes, 15 minutes, 1 heure, 8 heures, 24 heures);
- Le taux d'émission moyen des essais peut être utilisé pour vérifier le respect des normes ou des critères basés sur une période supérieure à 24 heures (p. ex., sur un an);
- L'échantillonnage devrait être réalisé selon une méthode validée et approuvée par un organisme reconnu qui est applicable pour le contaminant, le type de source et les caractéristiques des gaz échantillonnés. Dans le cas où il n'y aurait pas de méthode reconnue ou que des adaptations aux méthodes existantes seraient nécessaires, le MELCCFP pourrait être consulté. Les principales références acceptées pour les méthodes d'échantillonnage sont :
  - Le cahier 4 du *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – Échantillonnage des émissions atmosphériques en provenance de sources fixes* (CEAEQ, 2016);
  - Environnement et Changement climatique Canada (ECCC);
  - United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA);
  - National Council for Air and Stream Improvement (NCASI);
  - American Society for Testing Material (ASTM);
  - Les méthodes développées pour la caractérisation de l'air en milieu de travail (Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST), Occupational Safety and Health Administration (OSHA), National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), etc.) peuvent être acceptables dans des conditions particulières; l'approbation préalable à la campagne d'échantillonnage par le MELCCFP ou l'autorité concernée est recommandée.

### 8.1.1 Limites de détection de la méthode

La limite de détection de la méthode (LD) est la plus basse concentration d'un contaminant analysé, lorsqu'il subit toutes les étapes d'une méthode complète, qui produit un signal détectable avec une fiabilité définie. Dans le cas où le résultat d'échantillonnage est inférieur à la LD, la quantité du contaminant émis est peut-être trop faible pour être mesurée en raison de la résolution de l'appareil de mesure, du traitement de l'échantillonnage, des interférences dans la matrice, etc.

Pour les contaminants qui n'ont pas été détectés, mais dont la présence est possible, les LD doivent être incluses dans le calcul des émissions pour pouvoir déterminer la pire concentration susceptible de se produire dans le cadre d'une étude de dispersion des émissions atmosphériques. Ainsi, il faut calculer les concentrations de la façon suivante : si les analyses ont été effectuées sur des fractions réparties de particules, par exemple 0 à 2,5 µm et 2,5 à 10,0 µm, il faut additionner les deux LD; toutefois, si l'analyse a été effectuée sur des échantillons de 0 à 2,5 µm et de 0 à 10,0 µm, il faut considérer uniquement la LD de l'analyse des particules de 0 à 10,0 µm, car celle-ci inclut nécessairement les particules de 0 à 2,5 µm.

Dans l'éventualité où le résultat de la modélisation présenterait un dépassement d'une norme ou d'un critère de qualité de l'atmosphère pour un contaminant dont le taux d'émission a été estimé en utilisant la LD, le MELCCFP peut être consulté.

### 8.1.2 Particules

Les méthodes pour mesurer les particules de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM<sub>2,5</sub>) se trouvent dans le cahier 4 du *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – Échantillonnage des émissions atmosphériques en provenance de sources fixes* (CEAEQ, 2016). Toutefois, la caractérisation des PM<sub>2,5</sub> n'est pas possible pour certains types de sources (lanterneaux, ventilateurs, événements de toit, etc.) puisqu'aucune méthode d'échantillonnage n'est disponible. S'il existe un ratio théorique de PM<sub>2,5</sub>/PST provenant d'un organisme reconnu, celui-ci peut être utilisé. Autrement, afin d'avoir une approche conservatrice, le taux d'émission de PM<sub>2,5</sub> doit correspondre au taux d'émission des particules totales.

Les particules condensables sont présentes sous la forme gazeuse à l'intérieur de la cheminée, mais forment un solide ou un liquide à la température ambiante (plus froide) lorsque les gaz sont rejetés dans l'atmosphère. Pour cette raison, les taux d'émission de particules devront inclure les particules condensables, en plus des particules filtrables, lorsque la température des gaz sortants est supérieure à 30 °C. Les méthodes pour mesurer les particules condensables se trouvent également dans le cahier 4 du *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales* (CEAEQ, 2016).

### Cas particulier du chrome (trivalent et hexavalent) et du nickel

L'annexe K du RAA comprend trois métaux qui ne peuvent être mesurés par la méthode de référence précisée au cahier 4 du *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales* (CEAEQ, 2016) pour les métaux, soit le chrome trivalent ( $\text{Cr}^{3+}$ ), le chrome hexavalent ( $\text{Cr}^{6+}$ ) et le nickel (Ni) contenus dans les particules de diamètre inférieur à 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ).

Il est possible d'utiliser aux fins de la modélisation les valeurs obtenues lors de l'échantillonnage des métaux par la méthode 29 de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2017b), soit celles du chrome total (sans spéciation) et du nickel total. Toutefois, dans l'éventualité où un de ces métaux serait présent en quantité importante dans l'intrant ou le combustible, ou si l'on suspecte que les émissions d'une source pourraient entraîner le dépassement d'une norme de l'annexe K du RAA pour le chrome et le nickel, la mesure de ces contaminants devra être réalisée de la façon suivante :

1. Pour obtenir le résultat du nickel dans les  $\text{PM}_{10}$ 
  - Utiliser la méthode 201A de l'U.S. EPA (mesure du Ni dans les  $\text{PM}_{10}$ ) (U.S. EPA, 2020b) et utiliser la méthode 29 (mesure du Ni dans la partie gazeuse seulement) (U.S. EPA, 2017b).

Ou

- Démontrer que la méthode d'évaluation des valeurs utilisée est acceptable. Par exemple, l'utilisation d'un ratio connu des  $\text{PM}_{10}$  par rapport aux particules totales pourrait être appliquée pour déterminer le nickel dans les  $\text{PM}_{10}$  à partir de la valeur de nickel total.

Lorsque la température des gaz sortants est supérieure à 30 °C, les taux d'émission de particules devront inclure les particules condensables, en plus des particules filtrables. Ainsi, pour vérifier les normes du nickel de l'annexe K du RAA, il faut prendre en considération le nickel solide et gazeux dans les  $\text{PM}_{10}$ .

2. Pour le chrome, les valeurs du chrome trivalent et hexavalent pourraient être estimées en considérant leur proportion par rapport au chrome total.

En premier lieu, il faut vérifier s'il existe des données dans la littérature concernant la proportion de chrome hexavalent et de chrome trivalent émise par le procédé. En l'absence de littérature pertinente, la méthode pour mesurer le chrome hexavalent présentée au cahier 4 du *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales* (CEAEQ, 2016) peut être utilisée. La quantité de chrome trivalent pourra alors être estimée à partir de la quantité de chrome total et de la quantité de chrome hexavalent.

### 8.1.3 Dioxines et furannes

La norme de qualité de l'atmosphère pour les dioxines et furannes est calculée en équivalent toxique. Les facteurs d'équivalence sont présentés à l'annexe I du RAA. Tous les congénères, aux fins de calcul du facteur d'équivalent toxique, doivent être considérés. De plus, pour les congénères qui ne sont pas détectés, les LD doivent être utilisées aux fins de calcul du facteur d'équivalent toxique. Ceci permettra de déterminer la pire concentration susceptible de se produire.

Dans l'éventualité où le résultat de la modélisation présenterait un dépassement de la norme de qualité de l'atmosphère dont le taux d'émission a été estimé en utilisant des LD, le MELCCFP peut être consulté.

### 8.1.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Un critère de qualité de l'atmosphère pour l'ensemble des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) a été élaboré par le MELCCFP. La concentration d'HAP dans l'air ambiant est exprimée en équivalent toxique de benzo[a]pyrène. Les facteurs d'équivalence sont présentés dans le document [Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère](#) (MELCCFP, 2025). La version la plus récente de ce document, disponible sur le site Internet du MELCCFP, doit être utilisée. Comme pour les dioxines et furannes exprimés en facteur d'équivalent toxique, il faut également considérer les congénères d'HAP présentant une valeur inférieure à la LD aux fins de calcul du facteur d'équivalent toxique.

Il faut noter que certains HAP ont des normes ou des critères de qualité de l'atmosphère applicables indépendamment du critère de qualité de l'atmosphère pour l'ensemble des HAP.

## 8.2 Données du fabricant

Pour certaines sources, les taux d'émission attendus selon la performance garantie par le fabricant d'équipements peuvent être utilisés. À titre d'exemple, dans le cas d'un entreposage en silo, le taux d'émission peut être calculé à partir de l'efficacité du système de captation des particules (p. ex., moins de 30 mg/m<sup>3</sup>R de particules et un débit de gaz traité de X m<sup>3</sup>R/h). Les informations pertinentes ayant servi au calcul doivent être fournies.

Dans certains cas, notamment lorsque le choix de l'équipement n'est pas arrêté, la valeur de la norme d'émission à la source pour établir le taux d'émission peut être utilisée. À titre d'exemple, on peut considérer la valeur de particules de 30 mg/m<sup>3</sup>R à un silo de grains (RAA, article 10).

## 8.3 Bilan de matière et calculs d'ingénierie ou modèle d'estimation des émissions

Les taux d'émission peuvent aussi être déterminés à partir d'un bilan complet de matière.

Il est possible de suivre l'écoulement et la formation des composés et des contaminants en fonction de la composition des intrants. La nature des émissions sera donc fonction des intrants et de la composition des produits solides, liquides et gazeux générés.

Dans certains cas, on considérera seulement la réaction principale pour déterminer le ou les principaux contaminants émis. Par exemple, dans le cas de l'utilisation d'un combustible, on peut considérer que tout le soufre contenu dans le combustible se transforme en dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>).

Un volume important de données relatives à des facteurs d'estimation des émissions a été recueilli par ECCC et l'U.S. EPA. Néanmoins, il peut arriver qu'il y ait un écart important entre différents facteurs d'émission ou que l'information ne soit pas disponible. Dans ce cas, on peut faire des calculs d'ingénierie afin d'améliorer la représentativité des facteurs d'émission estimés de certaines sources.

L'estimation des taux d'émission doit se faire selon la démarche suivante :

1. Faire une revue exhaustive de l'information disponible sur les émissions de la source propre au secteur industriel concerné;
2. Choisir, parmi les informations disponibles, celle qui correspond le plus à la source d'émission à évaluer, puis justifier la sélection des paramètres servant au calcul pour l'obtention des valeurs les plus représentatives. Les paramètres à considérer sont notamment la similitude du procédé, la nature des intrants, les conditions d'exploitation ainsi que les équipements de procédé et de traitement des émissions;

3. Considérer tout autre facteur ou paramètre pouvant influencer l'établissement d'un taux d'émission et sa représentativité;
4. Utiliser l'information provenant de la documentation scientifique qui peut apporter de l'information additionnelle sur l'identification et la possible formation de certains contaminants.

Il est important de faire une veille de la documentation scientifique et de rassembler toutes les informations pour raffiner davantage les taux d'émission lorsque des données plus précises deviennent disponibles.

### 8.3.1 Composés organiques volatils et autres contaminants volatils

En règle générale, à moins d'indication contraire, un composé est considéré comme volatil lorsque sa tension de vapeur est égale ou supérieure à 10 Pa à 20 °C et/ou la température d'ébullition est inférieure à 260 °C.

En l'absence de données d'émission à la source, les calculs des taux d'émission de composés volatils doivent être réalisés par bilans de masse ou à l'aide de méthodes provenant d'organismes reconnus. Il existe également des modèles d'estimation des émissions pour certains types de sources, mais il est préférable de s'assurer auprès du MELCCFP que ceux-ci peuvent être utilisés. Pour ce qui est du logiciel TANKS de l'U.S. EPA, qui permet d'estimer les émissions de composés organiques volatils (COV) des réservoirs d'entreposage de liquides organiques, il peut être utilisé seulement si les recommandations de l'U.S. EPA sont respectées.

Pour certaines activités, les composés volatils contenus dans les produits utilisés sont totalement (100 %) émis à l'atmosphère, notamment pour l'application de peinture et les imprimeries. Dans d'autres cas, seule une partie de ceux-ci sont émis; par exemple, pour la fabrication de peinture ou autres types de revêtements, de la fabrication de colles ou d'adhésifs et lorsque les solvants de nettoyage sont récupérés et entreposés de façon hermétique.

Le pourcentage maximal des différents composés volatils présentés dans les fiches signalétiques d'un produit doit toujours être considéré pour le calcul du taux d'émission, à moins que la valeur réelle soit fournie par le fabricant.

Les émissions de contaminants de types particuliers générées par certaines activités, par exemple la pulvérisation de peinture, doivent être évaluées. Des taux d'émission doivent être établis pour chacun des contaminants qui comportent une norme ou un critère ainsi que pour les PST et les PM<sub>2,5</sub>. Le cas échéant, les calculs pourront tenir compte des mesures d'atténuation, telles que l'efficacité des filtres et l'efficacité de transfert du pistolet à peinture.

Certaines peintures peuvent contenir des composés d'hexaméthylène diisocyanate-1,6 (HDI). Une partie importante de ces composés se polymérise, alors que la partie restante se volatilise et passe à travers les filtres de peinture. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a publié une étude dans laquelle on retrouve des facteurs d'émission (Ontario Ministry of Environment, 2006). Il est à noter que les facteurs d'émission présentés dans cette étude ne sont valides que pour quatre composés, soit le diisocyanate d'hexaméthylène (CAS 822-06-0), l'homopolymère d'hexaméthylène de diisocyanate-1,6 (CAS 28182-81-2), HDI Biuret (CAS 4035-89-6) et HDI Isocyanurate (CAS 3779-63-3).

## 8.4 Résultats de caractérisation d'une usine de même type

Dans le cas de données provenant de l'industrie, celles-ci doivent avoir été obtenues dans des conditions connues et avoir fait l'objet d'une validation afin de pouvoir transposer ces résultats. Les exigences concernant les mesures à la source sont spécifiées à la section 8.1 Mesures à la source

## 8.5 Facteurs d'émission d'organismes reconnus

Un facteur d'émission est une valeur représentative qui vise à relier la quantité d'un polluant rejeté dans l'atmosphère à différentes activités. Les facteurs sont habituellement exprimés en masse de contaminants par unité de masse, volume, distance ou durée de l'activité.

Un certain nombre de facteurs ont été déterminés à partir de plusieurs sources d'émission. Dans certains cas, il s'agit simplement de moyennes de plusieurs données disponibles. On suppose que celles-ci sont représentatives des moyennes à long terme pour toutes les installations dans la catégorie de la source.

Il est possible d'utiliser des facteurs d'émission établis par des organismes reconnus. Les plus utilisés proviennent de l'U.S. EPA et d'ECCC.

Des facteurs d'autres organismes reconnus, tels que des agences environnementales et des organismes de normalisation, peuvent également être utilisés en fournissant la documentation ainsi que leur référence.

Sans s'y limiter, les organismes reconnus sont :

- Le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs  
[www.ontario.ca/page/ministry-environment-conservation-parks](http://www.ontario.ca/page/ministry-environment-conservation-parks)
- Le gouvernement de l'Ontario  
[www.ontario.ca/document/technical-standards-manage-air-pollution-0](http://www.ontario.ca/document/technical-standards-manage-air-pollution-0)
- Le gouvernement de l'Australie  
[www.npi.gov.au/reporting/industry-reporting-materials/emission-estimation-technique-manuals](http://www.npi.gov.au/reporting/industry-reporting-materials/emission-estimation-technique-manuals)
- Le National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) pour le domaine forestier  
[www.ncasi.org/Index.aspx](http://www.ncasi.org/Index.aspx)
- Des guides spécialisés;
- Des études scientifiques réalisées par un organisme reconnu par le milieu.

Le choix des facteurs sélectionnés doit être appuyé de la documentation appropriée, telle que les études et les rapports pertinents. Les références détaillées doivent aussi être indiquées : par exemple, si le facteur provient de l'U.S. EPA, il ne faut pas écrire seulement U.S. EPA, il faudra ajouter le titre de l'ouvrage, l'édition, le volume, le chapitre, la section, le tableau, le cas échéant, et donner le facteur avec les unités indiquées dans les références.

Il est possible que des instructions concernant des méthodes pour établir des taux d'émission soient spécifiées dans les différentes autorisations d'une industrie.

### 8.5.1 Facteurs d'émission AP-42

Les facteurs d'émission AP-42 sont établis par l'U.S. EPA. On y retrouve de l'information sur les facteurs d'émission et les procédés selon différentes sources de contaminants. Les catégories sont établies selon le secteur industriel ou les activités. Ils sont disponibles sous le lien suivant :

[www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors](http://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors)

L'équation générale pour calculer les émissions est :

$$E = A \times FE \times (1 - ER/100) \quad (\text{Équation 8.1})$$

Où :

- E = émissions;
- A = taux d'activité;
- FE = facteur d'émission;
- ER = efficacité globale de réduction des émissions (%).

### 8.5.2 Cotes des facteurs d'émission

Chaque facteur d'émission AP-42 a une cote allant de A à E, A étant la plus élevée. Cette cote est basée sur une appréciation de la fiabilité estimée des essais ou de l'information disponible sur la source d'émission utilisée pour élaborer le facteur, ainsi que sur le nombre d'essais. Il n'y a toutefois aucun lien direct entre la cote et la marge d'erreur ou d'incertitude d'un facteur d'émission.

Dans certains cas, en fonction des résultats de modélisation, le MELCCFP pourrait demander une caractérisation des émissions de contaminants ou un suivi de la qualité de l'air ambiant afin de vérifier la validité de certains facteurs d'émission théoriques. La faisabilité de la caractérisation sera prise en compte, par exemple l'existence d'une méthode de référence et la particularité de la source et des points d'émission.

### 8.5.3 Facteurs d'émission des moteurs selon des exigences réglementaires

En 1998, l'U.S. EPA a mis en place une réglementation exigeant des constructeurs de moteurs diesel utilisés dans des applications hors route qu'ils limitent les émissions de contaminants selon l'année de fabrication des moteurs. Cette réglementation établit des limites évolutives dans le temps (Tier) et tient compte de la puissance des moteurs fabriqués.

Pour déterminer le taux d'émission attribuable aux véhicules concernés, des informations sur les moteurs alimentés au diesel des véhicules qui seront utilisés doivent être fournies, notamment :

- Les caractéristiques du moteur :
  - Année de construction;
  - Puissance nominale;
  - Limite d'émission « Tier » correspondante (selon l'année de construction et la puissance);
  - Consommation de carburant.
- Les caractéristiques du carburant :
  - Type;
  - Densité;
  - Pouvoir calorifique;
  - Teneur en soufre;
  - Fraction volatile (COV).
- L'intensité d'utilisation du moteur :
  - Temps d'utilisation;
  - Facteur de charge;
  - Taux de consommation de carburant corrigé.

### 8.5.4 Facteurs d'émission d'Environnement et Changement climatique Canada

Environnement et Changement climatique Canada propose certains facteurs d'émission pour dresser l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP). Il faut prendre en compte ici que ces facteurs sont utilisés pour estimer les émissions annuelles d'un procédé ou d'une activité (p. ex., tonnes par année). Dans le cas d'une modélisation de la dispersion atmosphérique, on doit utiliser des taux d'émission représentatifs d'un intervalle de temps horaire. Il faut donc s'assurer que ces facteurs d'émission permettent d'établir adéquatement des taux d'émission représentatifs pour de plus courtes périodes (voir la section 8.6.2 Application des taux d'émission dans le modèle à cet égard).

On retrouve sur le site d'ECCE de l'information sur les taux d'émission pour plusieurs sources, incluant des tableaux Excel : [www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=65A75CDF-1](http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=65A75CDF-1).

#### Cas particulier pour l'entreposage en pile (érosion éolienne)

L'érosion éolienne provoque des émissions diffuses de particules et, selon leur composition, des émissions des autres contaminants présents. Ces émissions non contrôlées peuvent être estimées.

Prendre note que la méthode de calcul de l'érosion éolienne décrite dans la section du document *Emissions Factors & AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors* de l'U.S. EPA n'est pas acceptée par le MELCCFP. Les émissions de particules produites par l'érosion éolienne des piles d'entreposage ou des aires d'entreposage de matériel en vrac doivent être évaluées à partir de la méthode A, Émissions annuelles dues à l'érosion éolienne des surfaces des piles de stockage, d'ECCE disponible au [www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/declaration/outils-calcul-emissions/calculateur-erosion-eolienne-piles-stockage-zones-exposees.html#toc5](http://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/declaration/outils-calcul-emissions/calculateur-erosion-eolienne-piles-stockage-zones-exposees.html#toc5)

La formule proposée est la suivante :

$$FE = 1,12 \times 10^{-4} \times J \times 1,7 \times (s/1,5) \times 365 \times ((365-P)/235) \times (I/15) \quad (\text{Équation 8.2})$$

Où :

FE = facteur d'émissions (kg/m<sup>2</sup>);

J = facteur aérodynamique des particules;

s = teneur moyenne en silt de la pile de stockage en pourcentage;

P = nombre moyen de jours au cours de l'année où il y a eu des précipitations d'au moins 0,254 mm;

I = pourcentage de temps au cours de l'année où la vitesse du vent sans obstacle a été > 19,3 km/h.

Le facteur aérodynamique des TPM\*, des PM<sub>10</sub> et des PM<sub>2,5</sub> est :

$$J(\text{TPM}) = 1,0$$

$$J(\text{PM}_{10}) = 0,5$$

$$J(\text{PM}_{2,5}) = 0,075$$

\*L'abréviation TPM correspond à l'abréviation PST dans le présent guide.

Cette équation doit être appliquée pour évaluer un taux d'émission horaire de la façon suivante : on supposera d'abord que le nombre de jours où la hauteur des précipitations est d'au moins 0,254 mm est nul (P = 0); le taux d'émission sera considéré comme étant nul lorsque la vitesse du vent horaire est inférieure à une vitesse seuil de 19,3 km/h (I = 0 %) et non nul lorsque le vent horaire sera de 19,3 km/h ou plus (I = 100 %).

L'équation précédente se réduit donc aux suivantes :

- Lorsque la vitesse du vent est supérieure à 19,3 km/h :

$$FE (g/m^2.s) = 1,52 \times 10^{-5} \times J \times s \quad (\text{Équation 8.3})$$

- Lorsque la vitesse du vent est inférieure à 19,3 km/h :

$$FE (g/m^2.s) = 0 \quad (\text{Équation 8.4})$$

La superficie des piles à considérer pour déterminer les émissions produites par l'érosion éolienne est celle qui correspond à la surface qui est touchée par les activités, telles que le déchargement et le nivelage, pendant une période déterminée. Le détail de l'évaluation de cette surface devra être fourni.

Pour les projets miniers, la méthode utilisée pour procéder à la restauration des surfaces au cours du projet devra être présentée de façon détaillée, en précisant la durée et la méthode utilisée, puisque le MELCCFP privilégie la restauration progressive pour la durée de l'exploitation de la mine. Dans le cas de l'entreposage des résidus miniers (parc à résidus miniers), le mode de déposition des résidus miniers (méthode conventionnelle, résidus épaissis ou filtrés) ainsi que la granulométrie et la teneur en eau des résidus devront être spécifiés. De plus, le détail concernant les méthodes d'atténuation envisagées pour réduire l'érosion éolienne devra être présenté.

Une atténuation liée aux précipitations pourrait être considérée pour les cas où des normes ou des critères de qualité de l'atmosphère, dont la période d'applicabilité est annuelle, seraient dépassés. Afin d'avoir une tendance moyenne sur le long terme, un nombre de jours moyen au cours de l'année où il y a eu des précipitations d'au moins 0,254 mm devra être établi à partir de la méthode de calcul pour la détermination de la normale climatique sur 30 ans. Le document *Normales climatiques canadiennes de 1981 à 1990* (ECCC, 2020) peut être consulté pour effectuer le calcul de cette normale. Le nombre de jours de précipitations d'au moins 0,254 mm par mois et le nombre de mois de données retenu pour le calcul devront être présentés. Si cette atténuation est considérée dans la modélisation, les taux d'émission des contaminants ajustés et les résultats de la modélisation devront être présentés.

### 8.5.5 Styrene et méthacrylate de méthyle provenant de l'application de résine et d'enduit gélifié

Des émissions de styrène ou de méthacrylate de méthyle (MMA) sont générées lors de l'application de résine ou d'enduit gélifié. Le South Coast Air Quality Management District (South Coast AQMD, 2019) et l'American National Standards Institute Inc. (ANSI, 2004) ont établis des facteurs d'émission pour ces deux contaminants en fonction des pourcentages de styrène ou de MMA et des différents procédés d'application.

## 8.6 Autres considérations

### 8.6.1 Données d'exploitation

Dans le rapport soumis au MELCCFP, une description des activités et des procédés concernés par la modélisation devra être présentée. Les taux d'émission doivent y être présentés sous forme de tableaux, en incluant toutes les informations pertinentes ayant servi aux calculs. Les taux d'émission avec et sans mesure d'atténuation doivent notamment être présentés. L'information doit inclure les différents intrants pour effectuer les calculs (taux d'alimentation des intrants, tonnage manipulé, combustible utilisé, teneur en limon (silt), pourcentage d'humidité, nombre de déplacements par jour, longueur et largeur des segments routiers, référence du facteur d'émission utilisée, pourcentage d'atténuation utilisé, quantités d'explosifs utilisées, etc.). Tous les autres renseignements pertinents (quantités des produits utilisés, caractérisation des intrants, etc.) doivent être également annexés au rapport. Les rapports des campagnes d'échantillonnage des émissions atmosphériques utilisés comme référence devront être transmis conjointement au rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants.

## 8.6.2 Application des taux d'émission dans le modèle

Les taux d'émission doivent être établis sur la base des conditions où les émissions seront maximales sur la période pertinente. Cette période correspond aux périodes d'application des normes et des critères des contaminants émis. Dépendamment des contaminants, il pourrait alors être nécessaire de déterminer les taux d'émission correspondant au taux de production maximal sur différentes bases (4 minutes, 1 heure, 8 heures, etc.).

Pour se conformer aux exigences, des taux d'émission conservateurs doivent être évalués en fonction des différentes périodes d'application associées aux valeurs limites. Pour ce faire, la variation des émissions dans le temps doit être prise en compte et détaillée dans le rapport de modélisation. Une fois évalués, les taux d'émission maximaux doivent être modélisés sur l'ensemble de l'échantillon météorologique, et ce, dans le but de reproduire les pires concentrations de contaminants attendues. De plus, il est important de souligner que les conditions de dispersion varient au cours de la journée et de l'année. Pour que les résultats soient représentatifs du projet, les émissions doivent ainsi être modélisées lors des conditions où elles sont susceptibles de survenir.

Lorsque l'autorisation ou la demande d'autorisation précise un horaire d'émission quotidien, on doit attribuer un taux d'émission nul aux heures au cours desquelles les sources sont inactives. Toutefois, lorsque les sources sont inactives certaines journées dans la semaine, la fin de semaine par exemple, on ne doit pas attribuer un taux d'émission nul pour toutes les heures de ces journées. En effet, cela réduirait indûment la taille de l'échantillon météorologique utilisé et pourrait avoir pour conséquence de sous-estimer les concentrations maximales susceptibles de se produire. En contrepartie, le fait d'inclure à la modélisation plus d'heures d'émission qu'il y en a réellement pourrait surestimer la concentration moyenne annuelle et la fréquence de dépassement annuelle, le cas échéant. On doit alors rajuster la moyenne annuelle et la fréquence de dépassement annuelle sur la base de la production annuelle réelle ou du nombre d'heures d'émission réel.

De façon générale, afin de respecter les exigences de l'annexe H du RAA et d'avoir une modélisation représentative :

- Pour les sources qui émettent de façon continue, les taux d'émission de contaminants devraient être appliqués 24 heures par jour et 365 jours par année.
- Pour les sources qui émettent seulement durant une plage horaire fixe (p. ex., 10 heures consécutives par jour), les taux d'émission des contaminants émis, non pondérés, devraient être appliqués à chaque heure pour laquelle la source d'émission visée émet les contaminants (par exemple, si une source émet entre 7 h et 17 h, il faudra considérer dans la modélisation que la source est en fonction 10 heures par jour, 365 jours par année). Si la source d'émission n'émet pas suivant un horaire précis, la plage horaire durant laquelle celle-ci est susceptible d'émettre durant la journée devrait être choisie. Même si les sources émettent cinq jours par semaine, les taux d'émission doivent être appliqués à tous les jours de la semaine pour les contaminants dont la période d'application de la valeur limite est de 24 heures ou moins. Pour les contaminants dont la période d'application est annuelle, les taux d'émission peuvent être appliqués selon la fréquence réelle.

Dans le cas des projets miniers, bien que leur exécution soit de courte durée, l'impact des sautages doit être considéré dans les scénarios de modélisation. Par exemple, s'il est prévu d'exécuter un sautage minier par semaine, les taux d'émission des contaminants émis devront être appliqués une heure par jour (au moment où le sautage est le plus susceptible d'être exécuté), 365 jours par année, pour la vérification des normes d'émission dont la période d'applicabilité est inférieure ou égale à 24 heures. Pour la vérification des normes dont la période d'applicabilité est annuelle, les taux d'émission peuvent être appliqués selon la fréquence réelle.

- Un taux d'émission pondéré peut être utilisé uniquement si des sources d'émission émettent de façon intermittente et/ou imprévisible durant la journée.

**Exemple**

Une usine produit 10 000 tonnes par année, selon un horaire de 8 h à 16 h, du lundi au vendredi, et ce, 48 semaines par année. Le registre de production montre que lors des dernières années, l'usine a produit au maximum 80 tonnes en une journée de 8 h. De plus, on note que l'usine est conçue pour produire jusqu'à 12 tonnes à l'heure, mais cette production n'est que rarement atteinte. Le procédé de l'usine émet un contaminant X ayant une norme sur 1 heure, 24 heures et 1 an. Si chaque tonne produite émet 1 kg du contaminant X, des taux d'émission pour le contaminant X doivent être établis pour trois scénarios distincts, de façon à s'assurer du respect de la norme.

**1 heure**

$$12 \text{ t/h} \times 1 \text{ kg/t} = 12 \text{ kg/h} = 3,33 \text{ g/s}$$

Un taux de 3,33 g/s est applicable de 8 h à 16 h, 7 jours sur 7, 365 jours par année.

**24 heures**

$$80 \text{ t/j} \times 1 \text{ kg/t} = 80 \text{ kg/j} = 80 \text{ kg}/(8 \text{ h} \times 3600 \text{ s}) = 2,78 \text{ g/s} \text{ (en considérant que l'usine est en exploitation 8 heures par jour)}$$

Un taux de 2,78 g/s est applicable de 8 h à 16 h, 7 jours sur 7, 365 jours par année.

Il est à noter que l'utilisation d'un taux de production réel par jour inférieur au taux de production maximal peut être utilisé seulement pour des procédés existants dont l'exploitant peut démontrer celui-ci à l'aide de registres de données. Dans le cas d'un nouveau projet, le taux d'émission journalier devra être basé sur la capacité de production maximale; dans ce cas-ci, il aurait été de 96 tonnes par jour (12 t/h x 8 h/j) au lieu de 80 tonnes par jour.

**1 an**

$$10\,000 \text{ t/a} \times 1 \text{ kg/t} = 10\,000 \text{ kg/a} = 10\,000 \text{ kg}/(365 \text{ j} \times 8 \text{ h} \times 3600 \text{ s}) = 0,95 \text{ g/s}$$

Un taux de 0,95 g/s est applicable de 8 h à 16 h, 7 jours sur 7, 365 jours par année.

Évidemment, si les trois normes (1 h, 24 h et 1 an) sont respectées en utilisant le taux correspondant aux scénarios 1 heure, il n'est pas requis de produire des scénarios supplémentaires.

**8.6.3 Mesures d'atténuation appliquées aux sources fugitives et diffuses**

Les émissions atmosphériques peuvent être réduites à l'aide de systèmes d'épuration pour certaines sources d'émission fixes. La présence de tels systèmes ne garantit toutefois pas le respect des normes et des critères de qualité de l'atmosphère. De plus, certaines sources ne peuvent pas être munies d'un système d'épuration, ce qui est le cas des sources fugitives et diffuses. Par conséquent, l'ajout de mesures d'atténuation s'avère souvent nécessaire. Toutes les mesures envisagées durant les différentes phases d'un projet pour atténuer les émissions de contaminants à l'atmosphère devront être précisées. L'efficacité de ces mesures doit avoir été démontrée dans le cadre d'études provenant d'organismes reconnus (se référer à la section 8.5 Facteurs d'émission d'organismes reconnus pour la liste des organismes; le MELCCFP devra être en mesure de consulter les études auxquelles le rapport de modélisation réfère). Ainsi, des taux d'atténuation réalistes peuvent être appliqués aux taux d'émission des contaminants provenant de différentes sources en y apportant les justifications requises.

Toutes les références, hypothèses, incertitudes et imprécisions des mesures retenues doivent être mentionnées dans le rapport de la modélisation atmosphérique des contaminants présenté au MELCCFP. Les moyens ou les méthodes utilisés pour s'assurer du maintien de l'efficacité des différentes mesures d'atténuation tout au long du projet devront être présentés dans la documentation reliée à l'autorisation ministérielle ou, s'il y a lieu, dans le plan de gestion des émissions atmosphériques.

Lorsqu'il est prévu de mettre en place plusieurs mesures d'atténuation pour une même source d'émission, leurs effets ne sont pas cumulatifs. Par exemple, l'atténuation engendrée par la réduction de la vitesse d'un véhicule roulant sur une route non revêtue humide sera nécessairement moindre que lorsque le véhicule roule sur un revêtement sec. Dans ce cas précis, seule l'atténuation reliée à l'arrosage doit être considérée. Cette approche permet d'obtenir un portrait plus représentatif des pires concentrations de contaminants attendues, considérant la variabilité de l'application de certaines mesures d'atténuation, particulièrement l'arrosage.

Néanmoins, si des études démontrant l'efficacité combinée de méthodes d'atténuation sont soumises au MELCCFP préalablement à la réalisation de la modélisation de la dispersion atmosphérique, celles-ci feront l'objet d'une analyse.

### **Arrosage**

Dans le cas particulier de l'arrosage des segments routiers non revêtus, accompagné d'une fréquence d'arrosage adaptée aux conditions météorologiques et d'exploitation (à l'aide d'un camion-citerne, par exemple), un taux maximum d'atténuation de 75 % peut être accepté si cette mesure d'atténuation est envisagée. Pour l'utilisation d'un abat-poussière certifié par le Bureau de normalisation du Québec, un taux d'atténuation maximum de 80 % peut être considéré, conditionnellement à un épandage régulier. Les équipements qui seront utilisés pour réaliser l'arrosage et/ou l'épandage d'abat-poussière devront être présentés dans l'étude.

Dans le cas où l'arrosage en continu serait envisagé pour les segments routiers non revêtus, l'efficacité de l'atténuation devra être justifiée étant donné qu'elle dépendra de plusieurs paramètres, particulièrement de la quantité d'eau ainsi que du poids, de la vitesse et du nombre de véhicules circulant sur les segments.

Lorsque l'arrosage est considéré comme mesure d'atténuation pour les sources diffuses autres que les segments routiers non revêtus, les moyens ou les équipements utilisés devront être présentés, ainsi que les références concernant leur efficacité.

### **Recouvrement du matériel**

Lorsque le recouvrement progressif du matériel disposé en pile ou la revégétalisation sont proposés comme mesure d'atténuation, la procédure envisagée doit être présentée au MELCCFP.

### **Autres mesures d'atténuation**

Durant la période hivernale, une atténuation naturelle de 85 % par la neige ou la glace peut être considérée pour les segments routiers non revêtus. L'hiver s'étend sur une période différente dépendant de l'emplacement du projet, de sorte que le nombre de mois d'hiver devra être justifié.

La réduction des émissions engendrée par la présence d'un mur végétal (haie brise-vent) n'étant pas suffisamment documentée par les organismes reconnus par le MELCCFP, elle ne peut être prise en compte.

L'utilisation de toutes autres mesures d'atténuation devrait être soumise au MELCCFP pour analyse préalablement à la réalisation de la modélisation.

## 9. Présentation des résultats

Lorsqu'un rapport de modélisation est déposé au MELCCFP, il est important qu'il présente toute l'information nécessaire. L'annexe H du RAA dresse notamment la liste des éléments essentiels à l'analyse et devant être fournis et conservés lors du dépôt d'un rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique. L'objectif est que le MELCCFP soit en mesure de bien évaluer la qualité de l'étude présentée, la conformité réglementaire du projet et le risque que les concentrations attendues dans l'atmosphère portent atteinte à la santé et au bien-être de la population. Dans le doute, il est toujours préférable de présenter plus de détails sur la procédure employée et de fournir des justifications complètes afin de prévenir les questions et les délais supplémentaires. De plus, afin de faciliter le travail des analystes lors de la mise à jour d'un rapport de modélisation, il est souhaitable qu'une liste complète des changements méthodologiques effectués par rapport à la version précédente figure au rapport.

Rappelons enfin que tous les contaminants émis doivent faire l'objet de la modélisation. À cet effet, les valeurs limites applicables se trouvent dans le document [Normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère](#) (MELCCFP, 2025). Les contaminants qui ne sont visés par aucune norme ni aucun critère de qualité de l'atmosphère doivent être également considérés, car une comparaison avec les seuils d'évaluation préliminaire de risques (SEPR) doit être réalisée. Lorsque les SEPR sont susceptibles d'être dépassés ou qu'aucun SEPR n'est disponible pour une ou plusieurs substances, une demande de détermination de critère doit être faite au MELCCFP dès que possible. Une liste de contaminants pour lesquels la détermination de critères est demandée, comprenant les numéros d'identification CAS, doit être fournie. Ajoutons que si une concentration supérieure à un SEPR est modélisée, il n'est pas nécessaire d'appliquer des mesures de mitigation ou de modifier le projet pour le respecter.

### 9.1 Respect des normes et des critères

De façon générale, un rapport de modélisation acceptable devrait démontrer le respect de l'ensemble des normes et des critères de qualité de l'atmosphère. Rappelons que les normes sont les valeurs limites inscrites dans le RAA et que les critères sont utilisés par le MELCCFP pour l'interprétation de l'article 20 de la LQE.

Dans le cas où une norme de qualité de l'atmosphère est excédée à un récepteur, des informations supplémentaires doivent être fournies, sauf lorsque ce dépassement est explicitement autorisé, comme c'est le cas avec certaines normes applicables sur 4 minutes. D'abord, comme mentionné plus en détail à la section 6.1 Comparaison des scénarios avant et après projet, en application de l'article 197 du RAA, au moins deux scénarios de modélisation doivent être présentés (avant et après projet), de façon à s'assurer que le projet représente une amélioration au regard de la qualité de l'atmosphère. De plus, l'annexe H du RAA prévoit qu'en plus des tableaux, cartes et autres informations habituellement demandées, les dépassements modélisés doivent être présentés sous forme de cartes sur lesquelles on peut voir le nombre de dépassements qui se produit à chaque récepteur de la grille, cumulés sur l'ensemble des années de modélisation.

Lorsqu'il s'agit du dépassement d'un critère de qualité de l'atmosphère, une analyse multifactorielle est nécessaire pour juger adéquatement du risque que représente ce dépassement, le MELCCFP doit prendre en compte son emplacement, son amplitude, sa fréquence, le type d'effet produit, la période pendant laquelle il se produit et le niveau de risque sur lequel est basé le critère. Pour permettre cette analyse, les mêmes informations que celles qui sont exigées dans le cas du dépassement d'une norme sont nécessaires.

Dans le cas de dépassements des critères relatifs aux odeurs, les cartes doivent également présenter le nombre d'heures au cours desquelles la concentration est supérieure à 1 u.o./m<sup>3</sup> et à 5 u.o./m<sup>3</sup> ainsi que les concentrations maximales qui se produisent à chaque récepteur de la grille pour les zones où des dépassements des critères sont observés, et ce, cumulés sur l'ensemble des années de modélisation.

Par ailleurs, si des dépassements de critères persistent malgré l'application de mesures d'atténuation, le conservatisme des scénarios de modélisation, des taux d'émission et des hypothèses doit être abordé, et ce, de façon quantitative, autant que possible. De plus, s'il y a des raisons de croire que la modélisation pourrait sous-estimer les concentrations ambiantes de certains contaminants, cela doit être présenté au rapport. Des explications doivent également être fournies quant aux mesures d'atténuation supplémentaires qui pourraient être mises en place de façon à éliminer ou, à tout le moins, réduire l'amplitude et la fréquence des dépassements. Le cas échéant, les raisons pour lesquelles ces mesures n'ont pas été incluses à la modélisation ou les raisons pour lesquelles elles n'ont pas été retenues doivent être abordées.

## 9.2 Tableaux

L'objectif de la modélisation consiste principalement à s'assurer de la conformité d'un projet aux normes et aux critères de qualité de l'atmosphère. La présentation des résultats de la modélisation sous forme de tableau est donc l'un des principaux éléments du rapport de modélisation. Le tableau de résultats doit présenter clairement chaque contaminant visé avec son numéro CAS, la période d'application concernée, la concentration initiale utilisée, la contribution maximale modélisée du projet, la concentration totale maximale attendue dans le domaine d'application des normes et des critères, la norme ou le critère qui s'applique ainsi que la proportion de la norme ou du critère que représente la concentration totale. Le tableau 9.1 présente un exemple de tableau de résultats types répondant aux exigences du MELCCFP.

**Tableau 9.1 Exemple de tableau devant figurer dans le rapport de modélisation et présentant les concentrations maximales modélisées**

Contaminant	N° CAS	Période d'application	Concentration initiale	Contribution maximale du projet	Concentration totale	Norme ou critère	% de la norme ou du critère
			µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	
Particules fines	-	24 heures	20	6	26	30	86,7 %
Plomb	7439-92-1	1 an	0,025	0,08	0,105	0,1	105,0 %
Silice cristalline	1317-95-9	1 heure	6	10	16	23	69,6 %
Silice cristalline	1317-95-9	1 an	0,04	0,12	0,16	0,07	228,6 %

## 9.3 Cartes d'isoconcentration

Une carte d'isoconcentration présente, au moyen d'isoplèthes, la concentration maximale (ou le centile) susceptible d'être observée en chacun des récepteurs du domaine de modélisation, et ce, sur l'ensemble des années de données météorologiques utilisées dans la modélisation. Il ne s'agit donc pas de concentrations se produisant simultanément à chaque récepteur. L'intérêt de ces cartes est de visualiser aisément l'emplacement et l'étendue spatiale des secteurs les plus affectés par les sources modélisées et de déterminer si les normes et les critères de qualité de l'atmosphère sont susceptibles d'y être excédés. Elles permettent également de valider le patron général de dispersion des contaminants individuels.

Les courbes d'isoconcentration doivent être superposées à un fond de carte permettant de situer les concentrations dans l'espace par rapport aux éléments pertinents comme la limite de propriété et de la zone industrielle, les sources du projet, les récepteurs sensibles, les routes, etc. La légende de la carte doit également indiquer clairement le contaminant visé, la période d'application (1 heure, 24 heures, 1 an, etc.), la concentration maximale sur le domaine et le percentile visé, s'il y a lieu. Les concentrations présentées sur la carte doivent correspondre à la concentration totale modélisée, c'est-à-dire qu'elles doivent inclure la contribution modélisée et la concentration initiale. Advenant qu'il soit plus approprié de présenter la

contribution modélisée en excluant la concentration initiale, cela doit être clairement indiqué sur la carte ou dans la légende.

Enfin, lorsque la concentration à certains récepteurs sur le domaine excède la norme ou le critère, une des courbes d'isoconcentration doit représenter la norme ou le critère, de façon à clairement délimiter les zones à l'intérieur desquelles la norme ou le critère de qualité de l'atmosphère est susceptible d'être excédé.

## 9.4 Récepteurs sensibles

En plus des récepteurs de la grille régulière dont il est question à la sous-section 5.1 Domaine et récepteurs, les résultats de la modélisation doivent également être fournis aux récepteurs sensibles. On entend par récepteur sensible un endroit où il y a une concentration de personnes, notamment des enfants, des personnes âgées et des personnes malades. Conséquemment, les récepteurs sensibles habituellement visés sont les résidences à proximité, les écoles, les hôpitaux, les garderies, les CLSC, les centres d'hébergement pour personnes âgées, etc. De plus, en vertu de l'article 202 du RAA, lorsqu'une habitation ou un établissement public se trouve dans un secteur zoné à des fins industrielles ou à l'intérieur de la propriété occupée par les sources, un récepteur particulier doit y être ajouté.

Dans le rapport, la concentration maximale au récepteur sensible le plus affecté doit être rapportée pour chaque contaminant. Dans l'éventualité où, malgré la mise en place de mesures d'atténuation, la concentration maximale modélisée à certains récepteurs sensibles excède une norme ou un critère, la concentration maximale observée doit être rapportée à chacun de ces derniers.

## Références bibliographiques

- ANSI (2004). *American National Standard for Estimating Emission Factors from Open Molding of Composites Processes*, [En ligne], American National Standards Institute, ANSI/ACMA/ICPA, UEF-1-2004, [[https://webstore.ansi.org/preview-pages/ANSI/preview\\_ANSI+ACMA+ICPA+UEF-1-2004.pdf](https://webstore.ansi.org/preview-pages/ANSI/preview_ANSI+ACMA+ICPA+UEF-1-2004.pdf)].
- AUER, A. H. Jr. (1978). « Correlation of Land Use and Cover with Meteorological Anomalies », *Journal of Applied Meteorology*, vol. 17, p. 636-643.
- CARMICHAEL, R. S. (1984). *CRC Handbook of Physical Properties of Rocks, Volume III*, Boca Raton, CRC Press, 354 p.
- CEAEQ (2016). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – Cahier 4 – Échantillonnage des émissions atmosphériques en provenance de sources fixes*, 4<sup>e</sup> édition, [En ligne], Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, [[www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/emiss\\_atm\\_fixesC4.pdf](http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/echantillonnage/emiss_atm_fixesC4.pdf)].
- COX, W. M. ET J. A. TIKVART (1990). « A statistical procedure for determining the best performing air quality simulation model », *Atmospheric Environment*, vol. 24A, n° 9, p. 2387-2395.
- ECCC (2020). *Normales climatiques canadiennes de 1981 à 2010*, [En ligne], Ottawa, Environnement et Changement climatique Canada, [[https://climat.meteo.gc.ca/doc/Normales\\_climatiques\\_canadiennes\\_1981\\_2010\\_Information\\_sur\\_les\\_calculs.pdf](https://climat.meteo.gc.ca/doc/Normales_climatiques_canadiennes_1981_2010_Information_sur_les_calculs.pdf)].
- LAKES ENVIRONMENTAL (2003). *Proposed Guidance for Air Dispersion Modelling*, [En ligne], [[https://www.weblakes.com/products/aermod/resources/Ontario\\_MOE\\_Proposed\\_Air\\_Dispersion\\_Modelling\\_Guidance.pdf](https://www.weblakes.com/products/aermod/resources/Ontario_MOE_Proposed_Air_Dispersion_Modelling_Guidance.pdf)].
- LEDUC, R. (2005). *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, rapport n° QA/49, 38 p.
- MDDELCC (2017). *Normes et critères de qualité de l'atmosphère du Québec : Cadre de détermination et d'application*, [En ligne], Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 18 p. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm>].
- MELCCFP (2025). *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère, version 9*, [En ligne], Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction de la qualité de l'air et du climat, [[www.environnement.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm](http://www.environnement.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm)].
- ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (2006). *Emission factors for 1,6-hexamethylene diisocyanate (HDI) – Emissions from spray booth operations*, Ontario, ministère de l'Environnement, bulletin technique de la Standards Development Branch.
- SCHULMAN, L. L., et J. S. SCIRE (1980). *Buoyant line and point source (BLP) dispersion model user's guide. Final report*, États-Unis.
- SKAMAROCK, W., ET COLLAB. (2008). *A Description of the Advanced Research WRF Version 3*, National [En ligne], Center for Atmospheric Research, [<https://opensky.ucar.edu/islandora/object/technotes%3A500/datastream/PDF/view>].

- SOUTH COAST AQMD (2019). *Guidelines for Calculating Emission from Polyester Resin Operations*, [En ligne], South Coast Air Quality Management District [[www.aqmd.gov/docs/default-source/planning/annual-emission-reporting/guidelines-for-calculating-emissions-from-polyester-resin-operations.pdf](http://www.aqmd.gov/docs/default-source/planning/annual-emission-reporting/guidelines-for-calculating-emissions-from-polyester-resin-operations.pdf)].
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1992a). *Workbook of Screening Techniques for Assessing Impacts of Toxic Air Pollutants (Revised)*, United States Environmental Protection Agency, December 1992, EPA-454/R-92-024.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1992b). *Protocol for Determining the Best Performing Model*, United States Environmental Protection Agency, December 1992, EPA-454/R-92-025, 16 p.
- U.S. EPA (2012). *Haul Road Workgroup Final Report*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/haul\\_road\\_workgroup-final\\_report\\_package-20120302.pdf](http://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/haul_road_workgroup-final_report_package-20120302.pdf)].
- U.S. EPA (2014). *Memorandum - Clarification on the Use of AERMOD Dispersion Modeling for Demonstrating Compliance with the NO<sub>2</sub> National Ambient Air Quality Standard*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/air/memos/no2-clarification-memo-20140930.pdf](http://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/air/memos/no2-clarification-memo-20140930.pdf)].
- U.S. EPA (2015). *Technical support document (TSD) for NO<sub>2</sub>-related AERMOD modifications*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/AERMOD\\_NO2\\_Changes\\_TSD.pdf](https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/AERMOD_NO2_Changes_TSD.pdf)].
- U.S. EPA (2017a). *Guideline on Air Quality Models*, Appendix W to 40 CFR part 51. [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-09/documents/appw\\_17.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-09/documents/appw_17.pdf)].
- U.S. EPA (2017b). *Method 29 – Determination of Metals Emissions from Stationary Sources*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-08/documents/method\\_29.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-08/documents/method_29.pdf)].
- U.S. EPA (2020a). *User's Guide for AERSURFACE Tool*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/related/aersurface/aersurface\\_ug\\_v20060.pdf](https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/related/aersurface/aersurface_ug_v20060.pdf)].
- U.S. EPA (2020b). *Method 201A – Determination of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> Emission from Stationary Sources (Constant Sampling Rate Procedure)*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/method\\_201a\\_0.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/method_201a_0.pdf)].
- U.S. EPA (2024a). *User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model (AERMOD)*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/aermod\\_userguide.pdf](https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/aermod_userguide.pdf)].
- U.S. EPA (2024b). *AERMOD Implementation Guide*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/aermod\\_implementation\\_guide.pdf](https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/preferred/aermod/aermod_implementation_guide.pdf)].
- U.S. EPA (2024c). *User's Guide for the AERMOD Meteorological Preprocessor (AERMET)*, [En ligne], United States Environmental Protection Agency, [[https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/met/aermet/aermet\\_userguide.pdf](https://gaftp.epa.gov/Air/aqmg/SCRAM/models/met/aermet/aermet_userguide.pdf)].

## Annexe A – Caractéristiques de surface

**Tableau A-1. Caractéristiques de surface à utiliser pour la préparation de jeux de données météorologiques avec AERMET. Adaptées du guide de l'utilisateur d'AERSURFACE**

N° Classe NLCD-92	Description	Albédo				Rapport de Bowen				Longueur de rugosité			
		E (4)	A (1)	H (2)	P (3)	E	A	H	P	E	A	H	P
11	Eau libre	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,001	0,001	0,001	0,001
12	Neige et glace	0,6	0,7	0,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,002	0,002	0,002	0,002
21	Résidentiel faible densité	0,16	0,18	0,45	0,16	0,8	1	0,5	0,8	0,40	0,30	0,30	0,40
22	Résidentiel haute densité	0,18	0,18	0,35	0,18	1,5	1,5	0,5	1,5	1	1	1	1
23	Commercial et industriel (à l'aéroport)	0,18	0,18	0,35	0,18	1,5	1,5	0,5	1,5	0,07	0,07	0,07	0,07
23	Commercial et industriel (pas à l'aéroport)	0,18	0,18	0,35	0,18	1,5	1,5	0,5	1,5	0,7	0,7	0,7	0,7
31	Roche nue, sable, argile, asphalte	0,2	0,2	0,6	0,2	1,5	1,5	0,5	1,5	0,05	0,05	0,05	0,05
32	Carrière et mine à ciel ouvert	0,2	0,2	0,6	0,2	1,5	1,5	0,5	1,5	0,3	0,3	0,3	0,3
33	Milieu de transition	0,18	0,18	0,45	0,18	1	1	0,5	1	0,2	0,2	0,2	0,2
41	Forêt de feuillus	0,16	0,17	0,5	0,16	0,3	1	0,5	0,7	1,3	0,6	0,5	1
42	Forêt de conifères	0,12	0,12	0,35	0,12	0,3	0,8	0,5	0,7	1,3	1,3	1,3	1,3
43	Forêt mixte	0,14	0,14	0,42	0,14	0,3	0,9	0,5	0,7	1,3	0,9	0,8	1,1
51	Arbustes	0,18	0,18	0,5	0,18	1	1,5	0,5	1	0,3	0,3	0,15	0,3
61	Vergers et vignobles	0,18	0,18	0,5	0,14	0,5	0,7	0,5	0,3	0,3	0,1	0,05	0,2
71	Prairies	0,18	0,2	0,6	0,18	0,8	1	0,5	0,4	0,1	0,01	0,005	0,05
81	Pâturages	0,2	0,18	0,6	0,14	0,5	0,7	0,5	0,3	0,15	0,02	0,01	0,03
82	Culture à interligne	0,2	0,18	0,6	0,14	0,5	0,7	0,5	0,3	0,2	0,02	0,01	0,03
83	Culture de grains	0,2	0,18	0,6	0,14	0,5	0,7	0,5	0,3	0,15	0,02	0,01	0,03
84	Jachère	0,18	0,18	0,6	0,18	0,5	0,7	0,5	0,3	0,05	0,02	0,01	0,02
85	Parcs	0,15	0,18	0,6	0,15	0,5	0,7	0,5	0,3	0,02	0,01	0,005	0,015
91	Milieu humide boisé	0,14	0,14	0,3	0,14	0,2	0,3	0,5	0,2	0,5	0,4	0,3	0,5
92	Milieu humide herbacé	0,14	0,14	0,3	0,14	0,1	0,1	0,5	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2

## Annexe B – Concentrations initiales recommandées pour les milieux nordiques

Tableau B-1. Concentrations initiales recommandées pour les milieux nordiques

Contaminant – Période	Concentrations initiales en milieu nordique ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentrations initiales (colonne 2 de l'annexe K du RAA) ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
PST – 24 heures	40	90
SO <sub>2</sub> – 4 minutes	40	150
SO <sub>2</sub> – 24 heures	10	50
SO <sub>2</sub> – 1 an	2,0	20
NO <sub>2</sub> – 1 heure	50	150
NO <sub>2</sub> – 24 heures	30	100
NO <sub>2</sub> – 1 an	10	30
CO – 1 heure	600	2 650
CO – 8 heures	400	1 750
PM <sub>2,5</sub> – 24 heures	15	20
Antimoine – 1 an	0,001	0,007
Argent – 1 an	0,005	0,005
Arsenic – 1 an	0,002	0,002
Baryum – 1 an	0,02	0,025
Béryllium – 1 an	0	0
Cadmium – 1 an	0,0005	0,003
Chrome trivalent – 1 an	0,01	0,01
Chrome hexavalent – 1 an	0,002	0,002
Cobalt – 1 an	0	--
Cuivre – 24 heures	0,2	0,2
Manganèse – 1 an	0,005	--
Mercury – 1 an	0,002	0,002
Nickel (PM <sub>10</sub> ) – 24 heures	0,005	0,005
Nickel (PM <sub>10</sub> ) – 1 an	0,002	0,002
Plomb – 1 an	0,004	0,025
Thallium – 1 an	0,005	0,05
Vanadium – 1 an	0,01	0,01
Zinc – 24 heures	0,1	0,1

## Annexe C – Liste de vérification

Lors du dépôt d'un devis ou d'un rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique, la liste qui suit permet de vérifier que les éléments essentiels à l'analyse du MELCCFP sont présents. Cette liste ne doit pas être considérée comme exhaustive. Tout élément méthodologique et tout détail qui, de l'avis du professionnel qui réalise l'étude, permettrait de valider, de comprendre ou d'analyser de façon détaillée le rapport ou le devis présenté doit être ajouté. De même, certains éléments de la liste pourraient ne pas être pertinents dans certains contextes. Le jugement professionnel de l'auteur du rapport ou du devis est donc essentiel.

Élément à vérifier		Section
1	La version la plus à jour du modèle de dispersion a été utilisée. L'ensemble des options par défaut ont été utilisées ou, dans le cas contraire, les justifications sont fournies. À cet effet, la consultation préalable du MELCCFP est fortement recommandée.	5 Annexe H du RAA
2 a)	Les données météorologiques préparées par le MELCCFP ont été utilisées sans altération, uniquement si elles sont les plus représentatives du site faisant l'objet de la modélisation.	3
2 b)	Les caractéristiques de surface (longueur de rugosité, albédo, rapport de Bowen) ont été calculées adéquatement et sont présentées. La saison associée à chacun des mois est également indiquée.	3.5 Tableaux 3.1 et 3.2
2 c)	L'emplacement exact de l'anémomètre a été validé au moyen d'images satellites pour les années considérées et est présenté au rapport.	3.5
2 d)	Les données d'utilisation du sol ont une résolution suffisante, ont été validées au moyen d'images satellites et corrigées, s'il y a lieu. Une importance particulière est accordée aux classes assignées dans un rayon de 1 km de l'anémomètre.	3.5
2 e)	Des cartes présentant l'utilisation du sol dans un carré de 10 km sur 10 km ainsi que dans un rayon de 1 km de l'anémomètre sont présentées et les secteurs utilisés pour le calcul de la longueur de rugosité y apparaissent.	3.5
2 f)	La source des données météorologiques de surface, de couverture nuageuse et aérologique est présentée.	3.1 et 3.2
2 g)	La configuration d'AERMET et les années sélectionnées pour la préparation de l'échantillon météorologique sont précisées.	3.6
2 h)	Le nombre d'heures par année pour lesquelles le modèle ne calcule aucune concentration en raison des données manquantes n'excède pas 1 % des heures considérées (soit 438 heures). Les heures où la vitesse du vent est rapportée « calme » ne sont pas considérées aux fins du calcul.	3.3
2 i)	La rose des vents de l'échantillon météorologique est présentée.	Annexe H du RAA
3	Toutes les sources et tous les contaminants émis ont été considérés. Une évaluation quantitative est présentée pour chaque source et chaque contaminant qui pourraient avoir été exclus en raison de leur caractère négligeable. Cette évaluation est faite en tenant compte des valeurs limites applicables et du contexte réglementaire dans lequel l'étude est réalisée.	8

4	Les scénarios de modélisation sont établis de façon à reproduire les pires concentrations en fonction de la période d'application de la valeur limite et sont clairement définis et justifiés. À cette fin, l'horaire d'émission fourni au modèle est donné explicitement.	6
5	L'horaire d'émission de chacune des sources est indiqué de façon détaillée. Si l'horaire d'émission réel diffère de l'horaire d'émission modélisé, cela est précisé dans le rapport.	6
6	La dimension, l'orientation, la configuration, la localisation ainsi que les paramètres fournis au modèle pour représenter chacune des sources sont précisés dans le rapport. Les sources sont localisées sur une carte. Pour une source présentant une configuration particulière, une photo ou un schéma sont présentés de façon à pouvoir valider les paramètres utilisés pour représenter la source dans le modèle.	5
7	Les calculs effectués pour obtenir les taux d'émission de chaque contaminant pour chacune des sources (exemple de calculs, fichiers Excel, fiches signalétiques, fiches techniques des équipements, résultats de caractérisation, etc.) sont présentés.	8
8	Les méthodes et les facteurs d'atténuation qui sont employés sont décrits et justifiés.	8
9	Lorsque pertinent, le traitement de la déposition et de la transformation chimique est décrit.	7
10	La topographie du domaine a été prise en compte et une attention particulière a été accordée à l'élévation des sources et des bâtiments sur le site faisant l'objet de la modélisation.	5
11	La concentration initiale des contaminants a été calculée correctement.	4.2 Article 202 du RAA
12	L'information requise en vertu de l'annexe H du RAA a été fournie et les prescriptions qui s'y trouvent ont été suivies.	Annexe H du RAA
13	Les récepteurs ont été positionnés adéquatement et une attention particulière a été portée à la délimitation des secteurs zonés à des fins industrielles, tel qu'établi par les autorités municipales compétentes. Des récepteurs additionnels ont été positionnés sur le terrain de chacun des établissements publics dans ces secteurs, comme l'exige l'article 202 du RAA, ainsi que sur la limite d'application. Le tout est présenté sur une carte.	5.1
14	Les récepteurs sensibles ont été identifiés.	9.4
15	Les valeurs limite utilisées dans l'étude correspondent à celles de la plus récente version du document <a href="#">Normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère (MELCCFP, 2025)</a> .	9
16	Les concentrations modélisées de tous les contaminants sont présentées dans un tableau synthèse. Pour chaque contaminant dont la concentration maximale calculée est significative, une carte présentant les résultats sous forme de courbes isoplèthes doit également être présentée.	9 Tableau 9.1



**Environnement,  
Lutte contre  
les changements  
climatiques,  
Faune et Parcs**

**Québec** 