

Modélisation numérique de l'impact relié aux activités
aériennes d'un grand aéroport international sur la qualité de
l'air local

par

Thomas HENRY-LHEUREUX

THÈSE PRÉSENTÉE À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DU
DOCTORAT EN GÉNIE
Ph. D.

MONTRÉAL, LE 23 MARS 2021

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Thomas Henry-Lheureux, 2021



Cette licence [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CETTE THÈSE A ÉTÉ ÉVALUÉE

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. François Garnier, directeur de thèse
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

M. Patrice Seers, codirecteur de thèse
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

Mme Weeded Ghedhaïfi, codirecteur de thèse
Département d'Energétique Fondamentale et Appliquée à l'ONERA

M. Mathias Glaus, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. François Morency, membre du jury
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

Mme Najat Benbouda, examinateur externe indépendant
Environnement et Changement Climatique Canada

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 16 MARS 2021

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à mon directeur de thèse, M. François Garnier ainsi que mes co-directeurs M. Patrice Seers et Mme Weeded Ghedhaïfi, pour leur pédagogie ainsi que la confiance qu'ils ont su m'accorder. Leurs encouragements et leurs conseils m'ont permis de persévérer tout au long de ce projet.

J'adresse mes remerciements au Consortium de Recherche et d'Innovation en Aérospatiale au Québec, au Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada, à Pratt & Whitney Canada, à Environnement et Changement Climatique Canada, au Réseau de Surveillance de la Qualité de l'Air de la Ville de Montréal et l'Université McGill pour le financement de ce projet ainsi que leur participation active à ce dernier.

Merci à tous les membres du laboratoire TFT que j'ai pu rencontrer durant ces années. Je remercie en particulier Jonathan B., Mohammed C., Emmanuel S., Annabelle H., Viridiana M., Denis L., Delphine M., Trung H. N., Arnaud F., Sitraka R., Pierre-Lou B., et Sebastien C. pour les bons moments passés ensemble ainsi que les discussions que nous avons pu avoir.

Je remercie chaleureusement mes parents, mes grands-parents, mon frère, mon oncle et ma tante ainsi que toute ma belle-famille qui m'ont soutenu tout au long de mes études malgré la distance qui nous séparait. Enfin, je ne peux que terminer en remerciant ma conjointe Amélie ainsi que ma fille Alice. Vous êtes toutes deux en grande partie responsables de la réussite de ce projet par le soutien, l'amour et la joie que vous m'apportez au quotidien et plus particulièrement durant ces derniers mois. À toutes ces personnes je vous dis simplement je vous aime fort.

Modélisation numérique de l'impact relié aux activités aériennes d'un grand aéroport international sur la qualité de l'air local

Thomas HENRY-LHEUREUX

RÉSUMÉ

Le développement et la croissance du trafic aérien soulèvent des problématiques concernant les risques sanitaires reliés aux différentes activités aéroportuaires et plus particulièrement concernant l'impact des émissions polluantes sur la qualité de l'air local. Or, à cette échelle, l'impact relié aux activités aériennes au niveau des aéroports dépend fortement des caractéristiques locales. Parmi ces dernières, les conditions météorologiques ont un impact double car elles influencent dans un premier temps les quantités de polluants émises par les différentes sources d'émissions, et dans un second temps elles gouvernent les phénomènes dispersifs atmosphériques à l'origine de l'impact des émissions sur la qualité de l'air local. Cependant, certains aspects de ces influences restent à appréhender. Cette étude proposait donc de quantifier les émissions relatives aux activités aériennes d'un aéroport de grande taille ainsi que leur impact sur la qualité de l'air local tout en appréhendant l'effet des conditions atmosphériques sur ces derniers.

En se basant sur les données de l'aéroport de l'année 2015, cette étude a quantifié les émissions dues aux moteurs principaux des avions, à l'utilisation des véhicules de support et des unités de puissance auxiliaires ainsi qu'aux mouvements des véhicules d'accès. Parmi ces différentes sources, l'impact des conditions météorologiques est considéré sur les émissions des moteurs d'avions. Ce dernier présente des variations saisonnières marquées des émissions de NOx, de CO et d'HC. Les conditions météorologiques estivales réduisent les émissions de NOx alors que les conditions hivernales réduisent les émissions de CO et d'HC et augmentent les émissions de NOx. Considérant l'ensemble des sources dépendantes des activités aériennes de cette étude, les moteurs principaux d'avions sont responsables de la majeure partie des émissions. Les véhicules d'accès dominent cependant les émissions de CO et sont une source importante de PM₁₀ tout comme les équipements de support et les unités de puissance auxiliaires.

L'impact des conditions météorologiques a également été étudié sur les concentrations de NOx et de CO avec une modélisation gaussienne de la dispersion. Cet impact a été appréhendé en définissant deux scénarios de dispersion ayant des activités aériennes identiques et des conditions météorologiques représentant les conditions extrêmes de température au niveau de l'aéroport en 2015. Les concentrations observées au niveau de la zone locale sont plus élevées en hiver et la dispersion s'effectue sur des distances jusqu'à 70% plus grandes par rapport à l'été. De plus, les conditions d'instabilité atmosphérique plus fréquentes en été favorisent la dispersion verticale des polluants limitant ainsi l'étendue de l'impact des émissions de l'aéroport au niveau du sol.

Enfin, en utilisant les activités de l'aéroport de l'année 2017 cette étude quantifie l'impact critique des émissions sur la zone locale, en été et en hiver. Cet impact est étudié relativement

VIII

à celui des 4 segments d'autoroutes entourant l'enceinte aéroportuaire. Les concentrations de polluants reliées aux activités aériennes dépassent localement les réglementations sur la qualité de l'air au niveau des NO_x, cependant ses dépassements sont intégralement contenus dans l'enceinte aéroportuaire. Comparativement aux autoroutes les activités aériennes ont un impact médian plus faible sur la qualité de l'air au niveau du CO et de PM₁₀. Néanmoins la distribution plus hétérogène des émissions aériennes fait que ses dernières présentent un impact de 99^{ième} percentile plus élevée au niveau de la zone locale et ce en ce qui concerne les NO_x, PM₁₀ et COV.

Mots-clés : Pollution atmosphérique, Emissions aéronautiques, Modélisation de la qualité de l'air, Impact des conditions météorologiques

Numerical modeling of the impact related to air activities at a large-hub international airport on local air quality

Thomas HENRY-LHEUREUX

ABSTRACT

Air traffic development and growth raise issues regarding health problems induced by airport activities and more specifically regarding the impact of airport-related pollutant emissions on local air quality. However, at this range, the impact of airport activities is substantially dependant upon local specificities. Among the latter, weather conditions have a double impact as they influence pollutant mass emitted by the airport activities and they also determine dispersive phenomena spearheading the impact of emissions on air quality. Nonetheless some details of these impacts are still to be grasped. Hence, this study's goal was to quantify air pollutant emissions related to the activities at a large-hub airport as well as their impact on air quality while considering and detailing the impact of weather conditions on the latter.

Using airport data from the year 2015, this study quantified the pollutant emissions resulting from aircraft main engine, ground support equipment, auxiliary power units and ground access vehicles. Between these sources, the impact of weather conditions is considered on aircraft main engine. This impact shows pronounced seasonal variations for NO_x, HC and CO emissions. Summer conditions decrease NO_x emissions whereas winter conditions decrease HC and CO emissions and increase NO_x emissions. Considering all airport-related sources in this study, aircraft main engines are responsible for the greater part of pollutant emissions. However, ground access vehicles are the greater source of CO emissions and are a significant source of PM₁₀ like ground support equipment and auxiliary power units.

Effect of weather conditions has also been investigated on NO_x and CO concentrations using a gaussian dispersion model. This impact has been quantified using two dispersion scenarios that have identical airport activities but weather conditions representative of extreme temperature conditions at the airport during 2015. Modeled pollutant concentrations found over the local area are higher during winter and dispersion occurs over distances up to 70% greater than during summer. Moreover, the more frequent atmospheric instability conditions observed during summer advantage the vertical dispersion of pollutant therefore limiting the ground surface impacted by airport-related pollution.

Finally, using airport activities from 2017, this study quantifies the critical impact of airport emissions on the local area during winter and summer. This impact is studied in relation with the impact resulting from the 4 highway sections surround the airport enclosure. Airport-related pollutant concentrations are exceeding local air quality regulations limits regarding NO_x concentrations however, these excesses occur exclusively inside the airport enclosure. Compared to the highway sections, the airport activities have a smaller median impact on air quality concerning CO and PM₁₀. Nonetheless, the greater heterogeneity of airport emissions spatial distribution results in the airport having greater 99th percentile impacts over the local for NO_x, PM₁₀ and VOC.

X

Keywords: Atmospheric pollution, Airport emissions, Air quality modeling, Impact of weather conditions

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE ET OBJECTIFS DE RECHERCHE	5
1.1 Émissions polluantes reliées aux activités aériennes	5
1.1.1 Composition du panache et formation des émissions aéronautiques	6
1.1.1.1 Composition du panache	6
1.1.1.2 Formation des polluants	7
1.1.2 Effets sanitaires	14
1.1.3 Transport et dispersion des polluants dans la couche limite atmosphérique	18
1.2 Impact des activités aéroportuaires sur la qualité de l'air	20
1.3 Problématiques de recherche	32
1.4 Objectif de recherche	34
CHAPITRE 2 DESCRIPTION DE L'AÉROPORT ET DES MODÈLES UTILISÉS	37
2.1 Description de l'aéroport	37
2.2 Modélisation des émissions polluantes	39
2.2.1 Estimation des émissions aéronautiques: AEDT	39
2.2.1.1 Performances moteurs	40
2.2.1.2 Indices d'émissions	43
2.2.1.3 Émissions des opérations de démarrage des moteurs	52
2.2.2 Estimation des émissions des véhicules routiers: MOVES 2014	52
2.3 Modélisation de la dispersion: AERMOD	54
CHAPITRE 3 INVENTAIRE DES ÉMISSIONS POLLUANTES DE L'AÉROPORT	59
3.1 Développement de l'inventaire	59
3.1.1 Émissions des avions	59
3.1.1.1 Configuration de l'aéroport	60
3.1.1.2 Mouvements des avions	61
3.1.1.3 Données météorologiques	62
3.1.1.4 Approches de calcul des émissions aéronautiques	64
3.1.2 Estimation des émissions des GSE	64
3.1.3 Estimation des émissions des APU	66
3.1.4 Estimation des émissions des GAV	68
3.2 Émissions reliées aux activités aériennes de l'aéroport	71
3.2.1 Émissions des avions	71
3.2.1.1 Impact du temps de taxi sur les émissions des avions	71
3.2.1.2 Impact des conditions atmosphériques	75
3.2.2 Émissions des autres sources aéroportuaires	85
3.3 Bilan du chapitre	89
CHAPITRE 4 IMPACT DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES SUR LA DISPERSION ET SUR LES CONCENTRATIONS DE POLLUANTS	91

4.1	Méthodologie de calcul.....	91
4.1.1	Scénarios de dispersion.....	91
4.1.2	Répartition des émissions des GSE et APU.....	95
4.1.3	Configuration de l'aéroport, récepteurs et polluants considérés	97
4.2	Impact sur les concentrations de NOx et de CO	100
4.3	Bilan du chapitre	109
CHAPITRE 5 IMPACT DES ACTIVITÉS AÉROPORTUAIRES SUR LA		
	QUALITÉ DE L'AIR LOCAL	111
5.1	Méthodologie de calcul.....	111
5.1.1	Configuration de l'aéroport, récepteurs et polluants considérés	111
5.1.2	Scénarios et sources d'émissions.....	116
	5.1.2.1 Scénarios et trafic aérien.....	116
	5.1.2.2 Sources d'émissions considérées.....	121
5.1.3	Estimation des émissions des autoroutes	123
5.2	Impact à l'échelle de l'aéroport.....	124
5.2.1	Validation des niveaux de concentrations observés.....	124
5.2.2	Comparaison aux normes en vigueur.....	128
5.2.3	Localisation des zones de fortes concentrations de polluants.....	131
	5.2.3.1 Les oxydes d'azotes.....	131
	5.2.3.2 Les particules	132
	5.2.3.3 Les composés organiques volatils.....	133
	5.2.3.4 Le monoxyde de carbone	134
5.2.4	Contribution des différentes sources aéroportuaires.....	135
5.3	Impact au niveau de l'île de Montréal	139
5.3.1	Comparaison aux normes en vigueur.....	139
5.3.2	Impact relatif des émissions liées aux activités aériennes par rapport aux autoroutes	141
5.4	Bilan du chapitre	150
CONCLUSION.....		153
RECOMMANDATIONS		157
ANNEXE I	MODÈLES DE PERFORMANCES POUR LES TURBOPROPLUSEURS ET LES MOTEURS À PISTONS	159
ANNEXE II	MODELISATION DE LA DISPERSION DANS LE CADRE D'UNE ATMOSPHERE INSTABLE.....	161
ANNEXE III	IMPACT RELATIF DES ACTIVITÉS AÉRIENNES DE L'AÉROPORT DURANT LE SCENARIO HIVER.....	165
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		171

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1 Poussée et temps d'opération pour les différentes phases du cycle LTO standard de l'OACI (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2017)	25
Tableau 2.1 Facteur d'ajustement pour l'extraction de puissance pour chaque phase du cycle LTO	45
Tableau 2.2 Rapport air/carburant considérés pour chaque phase du cycle LTO	49
Tableau 2.3 Valeur de $F_{COV/HC}$ en fonction du type de moteur de l'aéronef.....	51
Tableau 2.4 Valeur du coefficient de correction d'humidité en fonction du type de carburant des véhicules	54
Tableau 3.1 Temps d'utilisation des GPU en fonction de la catégorie d'aéronefs et du type de stationnement	65
Tableau 3.2 Données d'émissions des GSE en kg/LTO utilisées en fonction de la catégorie d'aéronefs pour les stationnements au niveau du terminal	66
Tableau 3.3 Données d'émissions des GSE en kg/LTO utilisées en fonction de la catégorie d'aéronefs pour les stationnements éloignés.....	66
Tableau 3.4 Données d'utilisation et d'émissions des APU durant un cycle LTO par catégorie d'aéronefs utilisés pour les stationnements au niveau du terminal	67
Tableau 3.5 Données d'utilisation et d'émissions des APU durant un cycle LTO par catégorie d'aéronefs utilisés pour les stationnements éloignés	68
Tableau 3.6 Répartition des véhicules par catégorie de passagers et nombres de mouvements correspondants pour l'aéroport en 2015.....	69
Tableau 3.7 Émissions des aéronefs pour les inventaires n°1 et n°2 pour l'année 2015.....	72
Tableau 3.8 Émissions aéronautiques durant la saison hivernale (Décembre, Janvier, Février et Mars) en 2015 pour les inventaires n°2 et n°3	75
Tableau 3.9 Émissions aéronautiques durant la saison estivale (Juin, Juillet, Août et Septembre) en 2015 pour les inventaires n°2 et n°3	76

Tableau 3.10	Impact des conditions météo sur les consommations de carburant et sur les émissions de NO _x pour chaque phase du cycle LTO durant la saison hivernale (Décembre, Janvier, Février et Mars) et estivale (Juin, Juillet, Août et Septembre)81
Tableau 3.11	Inventaire des émissions aéronautiques à l'aéroport pour l'année 2015.....83
Tableau 3.12	Comparaison entre les inventaires des émissions aéronautiques de l'aéroport durant l'année 2015 établis par ECCC et durant cette étude.....83
Tableau 3.13	Comparaison des inventaires des émissions aéronautiques à l'aéroport par rapport à d'autres aéroports85
Tableau 3.14	Inventaire des émissions des GSE, APU et GAV à l'aéroport en 201587
Tableau 3.15	Contribution relative des émissions GSE par rapport à celles des avions et des GSE à l'aéroport considéré dans cette étude et à d'autres aéroports.....89
Tableau 4.1	Répartition des types de stationnement par catégorie d'avion94
Tableau 4.2	Données d'utilisation des pistes durant les scénarios hiver et été95
Tableau 4.3	Taux d'émissions attribués aux mouvements de départ d'un avion par rapport aux émissions d'un cycle LTO complet par polluant et par catégorie d'avion pour les stationnements au niveau du tablier principal96
Tableau 4.4	Taux d'émissions attribués aux mouvements de départ d'un avion par rapport aux émissions d'un cycle LTO complet par polluant et par catégorie d'avion pour les stationnements éloignés96
Tableau 4.5	Rapport entre le temps d'utilisation des APU pour un mouvement de départ d'avions par rapport au temps d'utilisation sur un cycle LTO complet en fonction du stationnement et de la catégorie d'avion97
Tableau 4.6	Tailles de récepteurs utilisés pour l'étude paramétrique et les temps de calculs associés99
Tableau 4.7	Masses de polluants émises et de carburant utilisée durant les deux scénarios 2015.....107
Tableau 5.1	Tailles de récepteurs utilisés pour l'étude paramétrique sur le domaine à l'échelle de l'aéroport et les temps de calculs associés.....114
Tableau 5.2	Données d'utilisation des pistes en fonction du type de mouvement et du scénario considéré118

Tableau 5.3	Taux de stationnement des aéronefs au niveau du terminal par catégorie durant les deux scénarios.....	119
Tableau 5.4	Résumé des différents paramètres considérés pour les calculs de dispersion	122
Tableau 5.5	Comparaison entre les niveaux de concentration mesurés par l'université McGill et ceux modélisés dans cette étude	125
Tableau 5.6	Comparaison entre les niveaux de concentration observés à la station de mesure du RSQA et modélisés dans cette étude pour le scénario été	126
Tableau 5.7	Comparaison entre les niveaux de concentration observés à la station de mesure du RSQA et modélisés dans cette étude pour le scénario hiver	127
Tableau 5.8	Comparaison entre les concentrations maximales modélisées dans l'enceinte de l'aéroport durant les deux scénarios de dispersion et les différentes réglementations sur la qualité de l'air	130
Tableau 5.9	Comparaison entre les concentrations maximales modélisées en dehors de l'enceinte de l'aéroport durant les deux scénarios de dispersion et les différentes réglementations sur la qualité de l'air	140
Tableau 5.10	Masses de polluants émises par les différentes sources durant le scénario été	141

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1	Représentation schématique d'une turbo soufflante avec le flux d'air entrant (flèches grises), le flux primaire (flèches noires discontinues) et le flux secondaire (flèches doubles).....6
Figure 1.2	Visualisation microscopique d'une particule de suies ainsi que des particules primaire la composant12
Figure 1.3	Représentation schématique de la formation des suies.....13
Figure 1.4	Structure de la couche limite atmosphérique20
Figure 1.5	Représentation des différentes phases du cycle LTO au niveau d'un aéroport26
Figure 2.1	Représentation de la configuration actuelle de l'aéroport38
Figure 2.2	Représentation des interpolations linéaires pour les indices d'émissions de NO _x , de CO et de HC en fonction du flux de carburant46
Figure 3.1	Configuration de la projection verticale des corridors aériens retenus pour les inventaires aéronautiques60
Figure 3.2	Évolution du trafic aérien mensuel à l'aéroport durant l'année 201562
Figure 3.3	Répartition mensuelle des mouvements des véhicules d'accès légers à l'aéroport en 2015 en pourcentage du trafic annuel de véhicules70
Figure 3.4	Contribution relative des différentes phases du cycle LTO aux émissions totales en fonction des polluants74
Figure 3.5	Évolution mensuelle des émissions de HC (a), CO (b), NO _x (c) et des consommations de carburant (d) par mouvement d'aéronef à l'aéroport en 2015 pour les inventaires n°2 et n°378
Figure 3.6	Impacts mensuels théoriques et observés des conditions météo sur les émissions de CO (a), HC (b) et NO _x (c).....80
Figure 3.7	Contribution relative des différentes sources d'émissions à l'aéroport en 2015 en fonction des polluants88
Figure 4.1	Conditions de pression, de température et d'humidité relative durant les scénarios hiver et été 201592

XVIII

Figure 4.2	Conditions de vents durant les scénarios été (a) et hiver (b)93
Figure 4.3	Évolution du trafic aérien durant les scénarios de dispersion 2015.....94
Figure 4.4	Configuration de l'aéroport utilisées pour les calculs de dispersion 2015.....98
Figure 4.5	Évolution des surfaces impactées par des niveaux de concentrations de NOx de 0,5 µg/m ³ (a), 5 µg/m ³ (b), 10 µg/m ³ (c) et 15 µg/m ³ (d) en fonction du temps de calculs pour les différentes tailles de récepteurs99
Figure 4.6	Concentrations maximales de NOx (a) et de CO (b) durant le scénario été102
Figure 4.7	Concentrations moyennes de NOx (a) et de CO (b) durant le scénario été103
Figure 4.8	Facteur de différence entre l' hiver et l' été pour les concentrations maximales de NOx (a) et de CO (b)105
Figure 4.9	Facteur de différence entre l' hiver et l' été pour les concentrations moyennes de NOx (a) et de CO (b)106
Figure 5.1	Configuration de l'aéroport retenue pour les calculs de dispersion112
Figure 5.2	Représentation des deux domaines de calcul utilisés pour quantifier l'impact de l'aéroport.....113
Figure 5.3	Évolution de la concentration horaire maximum observée en fonction du temps de calculs pour les différentes tailles de récepteurs114
Figure 5.4	Évolution de la concentration moyenne observée en fonction du temps de calculs pour les différentes tailles de récepteurs115
Figure 5.5	Évolution du trafic aérien durant les scénarios été et hiver 2017117
Figure 5.6	Conditions de pression, d'humidité relative et de température durant les scénarios été et hiver 2017119
Figure 5.7	Conditions de vents durant les scénarios été (a) et hiver (b) 2017120
Figure 5.8	Configuration de l'aéroport pour les calculs de dispersion ainsi que les segments d'autoroutes considérés (en noir) et le point de référence pour l'aéroport (triangle noir)122
Figure 5.9	Représentation des zones de NOx dépassant le seuil de 570 µg/m ³ durant les scénarios été (a) et hiver (b)132

Figure 5.10	Représentation des zones de PM ₁₀ dépassant le seuil de 10 µg/m ³ durant les scénarios été (a) et hiver (b)133
Figure 5.11	Représentation des zones de COV dépassant le seuil de 190 µg/m ³ durant les scénarios été (a) et hiver (b)134
Figure 5.12	Représentation des zones de CO dépassant le seuil de 500 µg/m ³ durant les scénarios été (a) et hiver (b)135
Figure 5.13	Représentation des domaines utilisés pour quantifier l'impact des différentes sources d'émissions aéroportuaires136
Figure 5.14	Concentrations médianes de CO (a), NOx (b), PM ₁₀ (c) et COV (d) des différentes sources d'émissions au niveau de la zone aéroportuaire durant le scénario été137
Figure 5.15	Concentrations médianes de CO (a), NOx (b), PM ₁₀ (c) et COV (d) des différentes sources d'émissions au niveau de la zone du terminal durant le scénario été138
Figure 5.16	Représentation de la zone aéroportuaire exclue pour quantifier l'impact au niveau de l'île de Montréal140
Figure 5.17	Concentrations maximales de NOx durant le scénario été143
Figure 5.18	Représentation des différents secteurs utilisés pour quantifier l'impact des sources sur la qualité de l'air en rouge ainsi que du domaine de calcul en bleu144
Figure 5.19	Évolution des concentrations médianes, de 99 ^{ème} et 1 ^{er} percentiles de CO en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario été145
Figure 5.20	Évolution des concentrations médianes, de 99 ^{ème} et 1 ^{er} percentiles de NOx en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario été146
Figure 5.21	Évolution des concentrations médianes, de 99 ^{ème} et 1 ^{er} percentiles de PM ₁₀ en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario été147
Figure 5.22	Évolution des concentrations médianes, de 99 ^{ème} et 1 ^{er} percentiles de COV en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario été149

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AEDT	Aviation Environmental Design Tool
AESO	Alberta Electric System Operator
ANP	Aircraft Noise and Performance
APEX	Aircraft Particule Emissions eXperiment
APU	Unité de Puissance Auxilliaire
BADA	Base of Aircraft DAta
CAEP	Committee on Aviation Environmental Protection
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COV	Composés Organiques Volatils
ECCC	Environnement et Changement Climatique Canada
STM	Société de Transport de Montréal
EDB	Emission DataBank
EPA	Environmental Protection Agency
FOA	First Order Approximation
GAV	Véhicules d'Accès
GPU	Unité de Puissance au Sol
GSE	Équipement de Support
H ₂ O	Vapeur d'eau
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HC	Hydrocarbures imbrulés
ISA	International Standard Atmosphere

XXII

LTO	Landing and Take-Off
MOVES	MOtor Vehicle Emission Simulator
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NCEP	National Centers for Environmental Prediction
NCQAA	Normes Canadiennes de Qualité de l'Air Ambiant
NO	Monoxyde d'azote
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO _x	Oxides d'azote
NO _y	Espèces azotés
O ₃	Ozone
OACI	Organisation de l'Aviation Civile Internationale
ONQAA	Objectifs Nationaux afférents à la Qualité de l'Air Ambiant
PM	Particules
PM _{2,5}	Particules dont la taille est inférieure à 2,5 micromètres
PM ₁₀	Particules dont la taille est inférieure à 10 micromètres
RAP	RAPid refresh
RSQA	Réseau de Surveillance de la Qualité de l'Air
SFI	Senzig-Flemming-Iovinelli
SN	Smoke Number
SO	Monoxyde de soufre
SO ₂	Dioxyde de soufre
SO _x	Oxydes de soufre

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Lettres grecques

α	Coefficient constant de départ [$kg \cdot min^{-1} \cdot kN^{-1}$]
β	Taux de dilution du moteur [—]
β_1	Coefficient de Mach de départ [$kg \cdot min^{-1} \cdot kN^{-1}$]
β_2	Coefficient de poussé de départ [$kg \cdot min^{-1} \cdot kN^{-1}$]
β_3	Coefficient de rapport poussé de départ [—]
γ	Angle de descente [rad]
δ	Rapport de pression par rapport à la pression au niveau de la mer [—]
Δh_i	Élévation fictive du panache pour une source indirecte [m]
Δ_z	Élévation du panache de polluant [m]
ε	Partie du soufre transformée en particule [—]
θ	Rapport de température par rapport à la température au niveau de la mer [—]
λ_j	Coefficients de pondération entre les mouvements ascendants et descendants [—]
σ_y	Déviations standard de la distribution spatiale de la concentration de polluant selon l'axe transverse horizontal [m]
σ_z	Déviations standard la distribution spatiale de la concentration de polluant selon l'axe vertical [m]
σ_{zj}	Déviations standard de la distribution spatiale de la concentration de polluant selon l'axe vertical pour les courants ascendants et descendants [m]
Φ_{air}	Flux volumique d'air en sortie du moteur par kg de carburant brûlé [$m^3 \cdot kg_{carburant}^{-1}$]
$\psi_{m_{z/L}}$	Fonction de similitude intégrale de Monin Obukhov évaluée pour z/L [—]
$\psi_{m_{z_0/L}}$	Fonction de similitude intégrale de Monin Obukhov évaluée pour z_0/L [—]

Lettres latines

a	Accélération de l'aéronef [$ft.s^{-2}$]
C_{fp}	Coefficient de flux de carburant d'un aéronef à pistons [$kg.min^{-1}$]
C_{fr}	Coefficient de flux de carburant de roulage d'un aéronef à pistons [$kg.min^{-1}$]
C_{ft_1}	Premier coefficient de poussée d'un aéronef à turbopropulseurs [$kg.min^{-1}.kN^{-1}.kt^{-1}$]
C_{ft_2}	Second coefficient de poussée d'un aéronef à turbopropulseurs [kt]
C_{ft_3}	Premier coefficient de descente d'un aéronef à turbopropulseurs [$kg.min^{-1}$]
C_{ft_4}	Second coefficient de descente d'un aéronef à turbopropulseurs [ft]
$c_{s,r}$	Concentration de polluant au niveau du récepteur r due à la source d'émission s [$g.m^{-3}$]
d_t	Distance transverse entre la source de polluant et le récepteur [m]
E, F, G_A, G_B, H	Coefficient de régression propres à l'aéronef dépendants de l'état de puissance et température du moteur [lbf] [$lbf.kt^{-1}$] [$lbf.ft^{-1}$] [$lbf.ft^{-2}$] [$lbf.^{\circ}C^{-1}$]
F	Poussée totale de l'aéronef [kN]
FC	Flux de carburant en condition de vol [$kg.s^{-1}$]
$F_{COV/HC}$	Facteur de conversion [—]
FC_{ref}	Flux de carburant pour des conditions standard [$kg.s^{-1}$]
FC_s	Flux de carburant par moteur de l'aéronef durant le segment de vol s [$kg.s^{-1}$]
F_h	Facteur d'ajustement pour l'humidité [—]
$f_{min_{piston}}$	Flux de carburant minimum d'un aéronef à pistons [$kg.min^{-1}$]
$f_{min_{turbo}}$	Flux de carburant minimum d'un aéronef à turbopropulseurs [$kg.min^{-1}$]
F_n	Poussée nette de l'aéronef par moteur [kN]
F_{n_0}	Poussée statique d'un moteur à 101325 Pa et 15°C [kN]
$f_{n_{arr}}$	Flux de carburant par moteur durant les opérations d'arrivée [$kg.min^{-1}$]
$f_{n_{dep}}$	Flux de carburant par moteur durant les opérations de départ [$kg.min^{-1}$]
$f_{nom_{piston}}$	Flux de carburant nominal d'un aéronef à pistons [$kg.min^{-1}$]
$f_{nom_{turbo}}$	Flux de carburant nominal d'un aéronef à turbopropulseurs [$kg.min^{-1}$]

f_p	Partie du panache qui est contenue dans la couche limite atmosphérique $[-]$
F_t	Facteur d'ajustement pour la température $[-]$
g	Accélération de la pesanteur $[ft.s^{-2}]$
H	Coefficient d'humidité $[-]$
h	Altitude de l'aéronef $[ft]$
H_c	Coefficient de correction d'humidité $[-]$
h_e	Hauteur effective du panache ($h_e = z_s + \Delta_z$) $[m]$
h_{ep}	Hauteur de la source pénétrée au-delà de la couche limite $[m]$
H_g	Nombre de grains d'eau par livre d'air sec $[grain.lb^{-1}]$
h_p	Altitude-pressure $[ft]$
IC	Indice de concentration de suie $[mg.m^{-3}]$
IE_p	Indice d'émission du polluant p en conditions réelles $[g.kg_{carburant}^{-1}]$
$IE_{PM_{n-vol}}$	Indice d'émission de particules de suies $[g.kg_{carburant}^{-1}]$
IE_{PM_s}	Indice d'émission de particule de sulfate $[g.kg_{carburant}^{-1}]$
$IE_{p_{ref}}$	Indice d'émission du polluant p en conditions standards $[g.kg_{carburant}^{-1}]$
$IE_{p,s}$	Indice d'émissions du polluant p durant le segment de vol s $[g.kg_{carburant}^{-1}]$
IE_{SO_x}	Indice d'émission de particule de sulfate $[g.kg_{carburant}^{-1}]$
j	État des courants d'air verticaux : $j = 1$ pour les courants d'air ascendants et $j = 2$ pour les courants descendants $[-]$
k	Constante de van kerman ($k = 0,4$) $[-]$
K_1	Coefficient constant de départ $[kg.min^{-1}.kN^{-1}]$
K_2	Coefficient de Mach de départ $[kg.min^{-1}.kN^{-1}]$
K_3	Coefficient d'altitude de départ $[kg.min^{-1}.kN^{-1}.ft^{-1}]$
K_4	Coefficient de poussé de départ $[kg.min^{-1}.kN^{-1}.lb^{-1}]$
L	Longueur de Monin Obukhov $[m]$
M	Nombre de Mach de l'aéronef $[-]$
M_{COV}	Masse de COV émise par un aéronef $[kg]$
M_{HC}	Masse de HC émise par un aéronef $[kg]$
M_{HC_d}	Masse de HC émise par l'aéronef durant une opération de démarrage $[g]$

$M_{p,s}$	Masse de polluant p émis par l'aéronef durant le segment de vol s [g]
M_S	Masse molaire du soufre ($M_S = 32 \text{ g.mol}^{-1}$) [g.mol^{-1}]
M_{SO_2}	Masse molaire du sulfate ($M_{SO_2} = 64 \text{ g.mol}^{-1}$) [g.mol^{-1}]
M_{SO_4}	Masse molaire du sulfate ($M_{SO_4} = 96 \text{ g.mol}^{-1}$) [g.mol^{-1}]
N	Nombre de moteurs de l'aéronef [—]
P	Pression [Pa]
P_v	Pression de saturation [$mbar$]
Q	Taux d'émission de la source [g.s^{-1}]
R	Coefficient de trainée sur portance [—]
$R_{A/C}$	Rapport Air/Carburant [—]
Rh	Humidité relative [—]
SN	Smoke number [—]
T	Température au niveau de l'aéronef [$^{\circ}C$]
T_a	Température ambiante [$^{\circ}F$]
T_s	Temps que met l'aéronef pour compléter le segment de vol s [s]
TSC	Taux de soufre du carburant [—]
$\bar{u}$	Vitesse horizontale du vent moyen dans toute la couche limite [m.s^{-1}]
$\tilde{u}$	Vitesse horizontale du vent moyen entre le centre de masse du panache
u_*	Vitesse de friction [m.s^{-1}] et le récepteur [g.s^{-1}]
u_{7z_0}	Vitesse du vent à la hauteur $7z_0$ [m.s^{-1}]
$u(z)$	Vitesse du vent à la hauteur z [m.s^{-1}]
v	Vitesse de l'aéronef [kt]
V_T	Vitesse aérodynamique de l'aéronef [kt]
W	Poids de l'aéronef [lbf]
$\overline{w_j}$	Vitesse verticale moyenne des courants ascendants et descendants [m.s^{-1}]
z_0	Longueur de rugosité du sol [m]
z_i	Hauteur de la couche limite atmosphérique [m]
z_{ieff}	Hauteur effective de la couche limite atmosphérique [m]

z_s	Hauteur de la source de polluant [m]
z_r	Hauteur du récepteur r [m]

INTRODUCTION

Bien que la pandémie actuelle de COVID-19 ait impacté considérablement le trafic aérien mondial forçant les compagnies aériennes à stopper une partie voire l'ensemble de leurs activités (Mazareanu, 2020), le retour à la normal du trafic aérien prévu aux alentours de 2024 (International Air Transport Association, 2020) ne fait que souligner le caractère temporaire de la situation. Les problèmes liés aux activités aériennes seront donc toujours au cœur des préoccupations environnementales. En effet, les activités aériennes ont un impact sur l'atmosphère par l'induction d'un forçage radiatif dû à l'émission ou la formation de gaz à effet de serre, comme le dioxyde de carbone (CO_2) ou encore l'ozone (O_3), ainsi que par la formation de cirrus induits (Lee & al., 2009) mais également à des problèmes d'ordre sanitaire en participant à la dégradation de la qualité de l'air par l'émission de composés néfastes à la santé (Masiol & Harrison, 2014)

Même si la majeure partie des émissions aéronautiques totales est émise à une altitude comprise entre 9 et 12 km (Yim et al 2015), les activités des aéronefs à moins d'1 km d'altitude, soit au niveau des aéroports, peuvent cependant avoir un impact local critique dépassant parfois les limites autorisées (Simonetti et al., 2015). De plus, les turbines d'aéronefs sont conçues pour fonctionner de manière optimale durant la phase de croisière, les conditions d'opération variées au niveau des aéroports sont donc à l'origine d'une grande hétérogénéité des émissions. Par exemple 90% des émissions de monoxyde de carbone (CO) et d'hydrocarbures imbrûlés (HC) émis en dessous de 1 km d'altitude sont émis au niveau du sol contre seulement 10% des oxydes d'azotes NO_x (Yang et al., 2019). En plus des émissions aéronautiques, la zone aéroportuaire présente de nombreuses autres sources d'émissions liées aux activités aéronautiques. Les véhicules de support (GSE) utilisés pour effectuer les opérations de service au niveau des aéronefs, les unités de puissance auxiliaires (APU) fournissant de l'électricité à l'aéronef à l'arrêt ainsi que les véhicules d'accès (GAV) utilisés pour le ramassage et le dépôt des passagers sont quelques-unes des autres sources d'émissions liées aux activités aéroportuaires et qui participent à la dégradation de la qualité de l'air local. Enfin, la couche limite atmosphérique (partie de l'atmosphère située directement au-dessus de la surface

terrestre) se caractérise notamment par sa turbulence qui entraîne un mélange et une dispersion rapides des contaminants (Stull, 1988). Les contaminants émis dans cette zone sont donc rapidement transportés et dispersés dégradant la qualité de l'air peu de temps après leurs émissions.

Puisque plusieurs sources d'émissions polluantes sont présentes au niveau d'un aéroport, que ces émissions interagissent avec la couche atmosphérique et se dispersent et dégradent la qualité de l'air rapidement, ce projet doctoral propose de quantifier les émissions polluantes ainsi que l'impact sur la qualité de l'air résultant des activités aériennes d'une grande plateforme aéroportuaire nord-américaine.

Le premier chapitre présente les connaissances actuelles concernant l'impact relié aux activités aériennes sur la qualité de l'air. Dans un premier temps, il s'attarde sur les différentes émissions polluantes reliées aux activités aériennes en détaillant leurs formations, les risques sanitaires associés ainsi que leur transport dans la couche limite atmosphérique. Ensuite un état de l'art concernant l'impact des activités aériennes sur la qualité de l'air à différentes échelles est présenté. Ce dernier détaille également les méthodes de modélisation numérique généralement employées pour estimer les émissions et l'impact des activités aériennes. Enfin, cet état de l'art présente la problématique de recherche ainsi que l'objectif et les sous-objectifs de recherche qui en découlent.

Le second chapitre présente l'aéroport considéré ainsi que les outils utilisés dans le cadre de cette étude pour modéliser les émissions polluantes reliées aux activités aériennes de cet aéroport ainsi que leur dispersion dans l'atmosphère.

Le troisième chapitre se penche sur la quantification des émissions polluantes à l'aéroport. Il présente plus particulièrement la mise en place de l'inventaire des émissions avec plusieurs niveaux de détail. Ainsi les résultats permettent d'évaluer l'impact de certains paramètres sur les émissions aéronautiques tout en présentant les émissions polluantes des différentes sources reliées aux activités aériennes.

Le quatrième chapitre propose une étude paramétrique concernant l'impact des conditions atmosphériques sur la dispersion et les concentrations de polluants. Il présente notamment la méthode employée afin d'isoler au maximum l'impact des conditions météorologiques et l'impact sur les concentrations de CO et NO_x au niveau de la zone locale.

Le cinquième et dernier chapitre traite de l'impact des activités aériennes sur la qualité de l'air local. Deux échelles d'impact sont étudiées. La première partie se focalise sur l'impact dans l'enceinte de l'aéroport en décrivant la contribution relative de chacune des sources aéroportuaires. La seconde partie présente l'impact des activités de la plateforme aéroportuaire sur la qualité de l'air au niveau de l'île de Montréal relativement à d'autres sources d'émissions externes.

Enfin, une synthèse générale reprend les résultats centraux des différentes parties de cette thèse. Elle présente par la suite quelques pistes de recherche pouvant être considérées afin de combler certaines limites identifiées dans cette étude et de poursuivre l'effort débuté par cette dernière. Des recommandations sont également proposées afin de limiter l'impact des activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air local.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE ET OBJECTIFS DE RECHERCHE

La revue de littérature proposée dans ce chapitre présente les principaux contaminants issus des activités aériennes. Leurs processus et conditions de formation à l'intérieur d'une turbine aéronautique sont également détaillés ainsi que les risques sanitaires associés à leur exposition à court, moyen et long termes. Leur transport et dispersion dans la couche limite atmosphérique sont également présentés. La seconde partie de la revue de littérature s'attarde sur les connaissances concernant l'impact des activités aériennes sur la qualité de l'air issues d'études antérieures auprès d'autres aéroports. Même si certains composés issus des activités aériennes ne sont pas considérés comme des polluants car leur émission n'est pas réglementée, ce terme sera utilisé par la suite pour désigner les émissions ayant un effet sur la santé afin d'alléger le texte.

1.1 Émissions polluantes reliées aux activités aériennes

Le processus de combustion des carburants à base d'hydrocarbures comme le kérosène pour les avions, l'essence ou le diesel pour les véhicules terrestres est à l'origine de l'émission de différents polluants comme les oxydes d'azote (NOx) et le monoxyde de carbone (CO). De plus, la composition des gaz issus de la combustion de ces différents hydrocarbures est relativement semblable (Masiol & Harrison, 2014) (AUDI, 2000). Pour cette raison, la composition chimique des gaz issus des turbines d'avions sera présentée puisqu'elles sont la source majoritaire de pollution au niveau d'un aéroport (Masiol & Harrison, 2014).

1.1.1 Composition du panache et formation des émissions aéronautiques

1.1.1.1 Composition du panache

Le panache issu d'une turbine de type turbosoufflante à double flux (type de turbine dont les avions de ligne sont équipés) se compose de deux parties comme le présente la Figure 1.1.

Le jet périphérique (issu du flux secondaire de la turbine) se compose uniquement d'air alors que le jet central (issu du flux primaire) résulte de la combustion du carburant. Le jet central se compose d'un mélange d'air (~91,5 %) et de produits issus de la combustion (~8,5%). Ces derniers se composent essentiellement de dioxyde de carbone CO_2 (~72%) et de vapeur d'eau H_2O (~27 %).

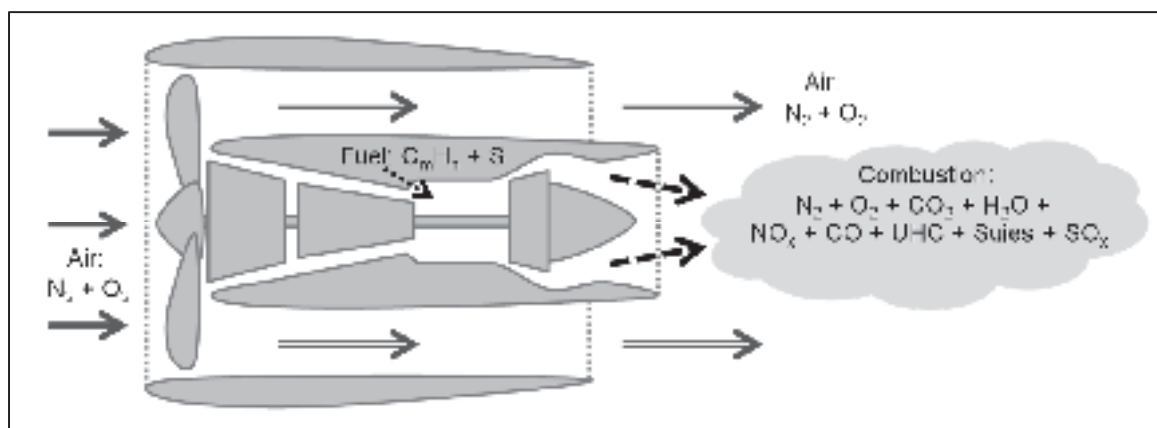


Figure 1.1 Représentation schématique d'une turbo soufflante avec le flux d'air entrant (flèches grises), le flux primaire (flèches noires discontinues) et le flux secondaire (flèches doubles)

Les autres produits de combustion représentent quant à eux moins de 1% et se composent d'oxydes d'azote, de monoxyde de carbone, d'hydrocarbures imbrulés (HC) d'oxydes de soufre (SO_x) et de particule de suie. (Lewis, et al., 1999). Ces autres produits de combustion sont cependant à l'origine des effets sanitaires des émissions des moteurs des aéronefs. En effet, si le CO_2 nuit à la santé humaine (Rice, 2003), les niveaux observés dans un environnement ouvert sont généralement trop faibles pour être à l'origine d'un effet sur la santé humaine (Sasakawa, et al., 2013) (Rice, 2003). Pour cela, ce dernier n'est pas considéré dans les études

de qualité de l'air extérieur. La proportion relative entre chacun de ces polluants composant les autres produits de combustion évolue fortement durant les différentes phases de vol de l'aéronef. Par exemple la majorité des NO_x sont émis durant la phase de croisière alors que le CO est majoritairement émis au niveau des opérations de taxi des aéronefs. Ces grandes disparités proviennent des conditions d'opérations changeantes de la turbine et plus particulièrement dans la chambre de combustion. Le paragraphe qui suit détaille le processus de formation de chacun des polluants composant les autres produits de combustion du kérosène.

1.1.1.2 Formation des polluants

Les oxydes d'azotes (NO_x)

Regroupant généralement le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂), les NO_x font partie des émissions polluantes d'aéronefs émises en grandes quantités. Dans le cadre de la combustion de kérosène dans une turbosoufflante, le NO_x sont majoritairement composés de NO (entre 80% et 95 %) cependant à faible régime moteur, le NO₂ peut devenir majoritaire et représenter jusqu'à 80 % des NO_x (Wormhoudt, Herndon, Yelvington, Miake-Lye, & Wey, 2007). Le NO est majoritairement issu de deux processus de formation. Le premier appelé NO-Thermique fût proposé par Zeldovich (1947) et décrit la formation de NO par combustion sous hautes températures ($T > 1800\text{K}$). Dans ces conditions, le diazote et le dioxygène de l'air se dissocient pour former des atomes d'azote et d'oxygène monoatomiques. Ces derniers vont alors réagir suivant les réactions suivantes pour former du NO.



Les hautes températures de flamme favorisent ce processus de formation par l'augmentation exponentielle de la concentration d'oxygène monoatomique dans le front de flamme. La hausse

de la concentration d'oxygène augmente alors le taux de production de NO via l'équation (1.1) (Gokulakrishnan & Klassen, 2013).

Le second processus de formation du monoxyde d'azote est dit «NO rapide» et fut initialement proposé par Fenimore (1971) pour expliquer la présence de NO dans la zone de réaction proche du brûleur. En effet, de par la faible température de cette zone, le processus du NO-thermique ne peut être à l'origine de la formation du NO. Le processus de Fenimore est que le NO est issu de la formation du NCN par la réaction (1.4) entre les radicaux d'hydrocarbures formés dans la flamme et le diazote atmosphérique (Gokulakrishnan & Klassen, 2013).



Le NCN va alors subir une oxydation rapide par les radicaux OH (réaction (1.5)) et O (réaction (1.6)) présents pour former du NO.



Le NO₂ quant à lui se forme dans la chambre de combustion ainsi qu'en aval de cette dernière. Dans la chambre de combustion sa formation se fait principalement par la réaction (1.8), cependant les hautes températures font que le NO₂ formé est rapidement détruit pour se reconvertir en NO. En aval du brûleur ou à faible régime moteur, les températures plus faibles favorisent sa formation à partir du NO par les réactions (1.7) (les réactions (1.8) et (1.9) comptant pour moins de 15 % de la formation de NO₂ dans ces conditions) (Wood, Herndon, Timko, Yelvington, & Miake-Lye, 2008).



En plus de ce processus de formation au sein de la turbine, une grande partie du NO_2 imputé aux activités des turbosoufflantes se forme via le processus secondaire du NO par réaction avec l'ozone (O_3) présent dans l'atmosphère décrit par la réaction (1.10) (Gokulakrishnan & Klassen, 2013)



Cependant, la formation de NO_2 par ce processus se produit sur une échelle de temps plus grande que le processus précédent (typiquement de l'ordre de plusieurs minutes) et n'est donc pas considéré dans la caractérisation directe des émissions des moteurs aéronautiques.

Le monoxyde de carbone (CO)

Le CO provient principalement de deux voies de formation: une combustion incomplète du carburant et la dissociation du CO_2 (Lipfert, 1972). Cependant, cette dernière voie de formation indirecte reste largement minoritaire. Le processus de formation direct du CO est identique à celui du CO_2 . Dans un premier temps, les hydrocarbures présents dans le kérosène subissent des recombinaisons par le biais de radicaux afin de former des hydrocarbures plus légers (processus connu sous le nom de pyrolyse). Ces derniers réagissent alors avec des espèces oxygénées pour créer du formaldéhyde (CH_2O) qui permet de former le radical formyle (HCO) par décomposition (équation (1.11)) ou par réaction avec l'hydrogène (équation (1.12)) et des espèces oxygénées (équations (1.13), (1.14) et (1.15)).



Le formaldéhyde peut également être à l'origine de la formation de CO par l'équation (1.16) cependant la majeure partie du CO provient de la réaction du radical formyle par les réactions (1.17) et (1.18).



En présence d'espèces oxygénées le CO ainsi formé subit une dernière oxydation pour former du CO₂ cependant, par manque local d'oxygène qui peut être dû à un mauvais mélange entre l'air et le carburant ou à une température locale trop faible, cette dernière oxydation ne peut avoir lieu entraînant ainsi l'émissions de CO (Lipfert, 1972).

Les hydrocarbures imbrûlés (HC)

Les hydrocarbures imbrûlés sont le résultat d'une combustion incomplète du carburant par manque d'oxygène local. Tout comme pour le CO, ce dernier peut être dû à un mauvais mélange air/carburant, une mauvaise distribution du carburant entraînant par exemple la présence de carburant au niveau des parois de la chambre de combustion ou encore une température trop faible (Lipfert, 1972). Le processus de combustion décrit partiellement au paragraphe précédent ne peut alors être complété entraînant la subsistance de fraction de carburant ou d'hydrocarbures résultants de la combustion partielle du carburant en dehors de la zone de combustion et ainsi dans les gaz émis par la turbosoufflante.

Les particules (PM)

Les particules aéronautiques peuvent être subdivisées en deux catégories :

- les particules non-volatiles (ou suies) sont composées majoritairement de carbone et contiennent également l'hydrogène et de l'oxygène en plus petites quantités (Haynes & Wagner, 1981). D'autres espèces chimiques peuvent également être présentes par absorption.
- les particules volatiles qui résultent exclusivement de la condensation d'espèces gazeuses comme les composés organiques ou les sulfites.

Les mesures expérimentales ont montré que les particules volatiles sont plus nombreuses que les particules non-volatiles. Schumann et al. (2002) rapporte des nombres de particules par unité de masses de carburant de l'ordre de 10^{14} kg^{-1} à 10^{15} kg^{-1} pour les particules non-volatiles et de 10^{17} kg^{-1} pour les particules volatiles. Cependant, Wey et al. (2006) rapporte que les masses des particules volatiles et non-volatiles sont sensiblement équivalentes indiquant de ce fait des tailles relativement différentes pour les deux types de particules. Wey et al., (2006) rapporte des diamètres moyens de l'ordre de 15 nm à 40 nm pour les particules non-volatiles alors que Peck et al., (2012) montre que la taille des particules volatiles se situe majoritairement entre 3 nm et 10 nm.

Les particules non-volatiles sont formées durant la combustion d'hydrocarbures dans une atmosphère riche en carburant et sous hautes températures (Veshkini, 2015). La formation des particules débute par la création d'aromatiques légers (composés d'une structure cyclique) durant la pyrolyse et l'oxydation des hydrocarbures du carburant. Ces premiers cycles aromatiques vont alors former des aromatiques polycycliques (HAP) par abstraction d'atomes d'hydrogènes et addition d'atomes de carbone. Par la suite, la phase de nucléation voit les HAPs former par polymérisation les premiers agglomérats à l'origine de la formation des noyaux de particules aussi appelés particules primaires d'une taille de l'ordre du nanomètre (Kennedy, 1997).

Les particules primaires subissent alors une phase de croissance. Cette croissance peut s'effectuer par absorption d'autres fractions organiques solubles (croissance par surface) ou alors par réunion de plusieurs particules pour en former une de plus grande taille (croissance par agglomération). La Figure 1.2 présente une vue microscopique de l'agglomération de plusieurs particules primaires composant une particule de suie.

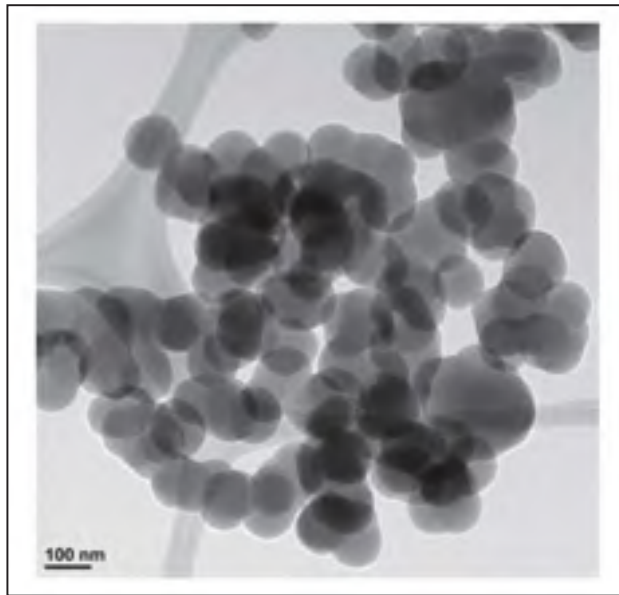


Figure 1.2 Visualisation microscopique d'une
particule de suies ainsi que des particules
primaire la composant
Tirée de Veshkini (2015, p. 5)

Finale­ment, l'oxydation déter­mine la quan­ti­té de par­ti­cules qui subsisteront au-delà de la zone de combustion de la turbosoufflante. Dans la zone de combustion, tout comme les hydrocarbures, les par­ti­cules sont détruites par réactions avec des com­posés oxygénés comme O, OH et O₂. L'oxydation des par­ti­cules peut être totale détruisant ainsi la par­ti­cule ou partielle, ce qui peut modifier la structure des par­ti­cules émises par la turbine à gaz. Les mesures expérimentales en sortie de turbine rapportent des tailles de par­ti­cules situées entre 10 nm et 300 nm (Wey et al., 2007). La Figure 1.2 présente les différentes étapes cruciales de la formation des par­ti­cules de suies.

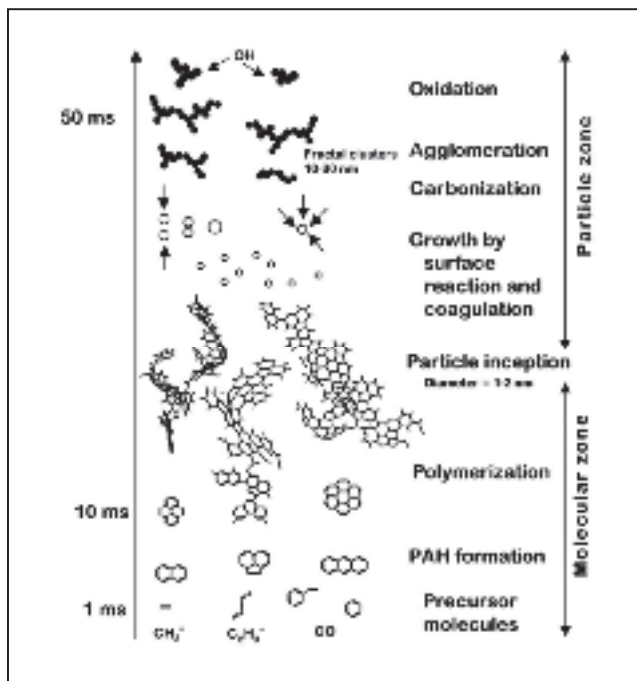


Figure 1.3 Représentation schématique de la formation des suies
Tirée de Veshkini (2015, p. 8)

Les oxydes de soufre (SO_x)

Tout comme les oxydes d'azotes, les oxydes de soufre regroupent généralement le dioxyde de soufre (SO₂) et le trioxyde de soufre (SO₃). Leur formation durant la combustion du carburant vient essentiellement de l'oxydation du soufre présent dans le carburant. Le soufre initialement contenu dans le carburant sous forme de thiols, sulfures et disulfure ainsi que thiophènes rattachés à des composés organiques et aromatiques (Kelly & Rawson, 2010) est alors isolé par pyrolyse sous la forme de plus petits composés (Molero de Blas, 1987). Ces composés légers subissent alors une première oxydation pour former de l'oxyde de Soufre (SO). Cependant, le SO étant hautement réactif, il subit rapidement une seconde oxydation pour former du dioxyde de soufre (SO₂) (Molero de Blas, 1987). Ce dernier est considéré comme l'espèce dominante des SO_x dans le cadre des émissions aéronautiques et représente environ 96 à 99% des SO_x (Starik et al., 2002). Une partie du SO₂ ainsi produit est oxygéné une fois de plus majoritairement selon les réactions suivantes pour former du SO₃ (Hunter, 1982):



Le SO_3 produit durant la combustion du carburant joue un rôle important car il est à l'origine de la formation d'acide sulfurique (H_2SO_4) en présence de vapeur d'eau. L'acide sulfurique est un composé majoritaire des particules volatiles issues des moteurs d'aéronefs (Wey, et al., 2006) (Kärcher & Fahey, 1997). De plus, il joue un rôle important dans la croissance des particules par condensation de phases gazeuses au niveau de la surface des suies (Wong et al., 2014). Enfin, l'acide sulfurique est également responsable de pluies acides après sa dissolution dans l'eau (Environmental Protection Agency, 2020).

1.1.2 Effets sanitaires

Les polluants émis dans le cadre des activités aériennes présentés dans le paragraphe 1.1.1 peuvent avoir un effet sur la santé des personnes y étant exposées. Ces effets varient notamment en fonction des concentrations et des temps d'exposition. Les effets de l'exposition à ces différents polluants sont détaillés ici cependant les effets reliés aux activités aériennes considérées dans cette étude ne seront pas analysés.

Les oxydes d'azotes (NO_x)

L'exposition aux NO_x est majoritairement responsable de problèmes respiratoires pouvant aller d'une dyspnée (difficulté à respirer) et de la toux à une détresse respiratoire pouvant entraîner la mort dans le cadre d'une exposition à de hauts niveaux de concentration (Chen et al., 2007). Plusieurs études ont rapporté des effets d'une exposition aux NO_x sur la santé. Après une exposition de 2 heures à une concentration de NO_2 de 1 ppm, Hackney et al. (1978) ont constaté une baisse de capacité vitale forcée (volume de gaz exhalé au cours d'une expiration effectuée aussi complètement que possible) chez des patients sains. Une exposition de deux heures à un niveau de 0,5 ppm de NO_2 a été prouvée à l'origine d'une augmentation de la capacité résiduelle fonctionnelle (volume d'air restant dans les voies aériennes après expiration) (Kagawa & Komizo, 1981) et d'une baisse de la conductance aérienne (mesure de la capacité d'un système

respiratoire à maintenir un flux d'air) a été constatée après une exposition à un niveau de 1 ppm de NO (Kagawa J. , 1982). Dans le cadre d'une exposition prolongée, les émissions des NOx ont été démontrées à l'origine de symptômes d'asthme, de bronchite auprès d'enfants, et ce malgré des concentrations respectant les normes environnementales en vigueur (Shima et al., 2000) (Belanger et al., 2006). Une telle exposition a également été reliée à une augmentation de la mortalité liée à des symptômes respiratoires et cardiovasculaires (Stockfelt, et al., 2015) (César et al., 2015).

Le monoxyde de carbone (CO)

Le monoxyde de carbone est un polluant connu du grand public. En effet, une exposition à ce dernier est particulièrement néfaste causant des maux de tête (Chen et al., 2007), des changements au niveau sanguin réduisant la capacité de l'hémoglobine à transporter l'oxygène pouvant entraîner le mal fonctionnement d'organes vitaux (Kampa & Castanas, 2008), voire causer la mort (Radio-Canada, 2019). Plusieurs études ont investigué les effets de l'exposition plus ou moins importante au monoxyde de carbone. Kurt et al (1979) ont relié une concentration de CO ambiant supérieure à 5 ppm durant 24 heures ou supérieure à 11 ppm durant 1 heure à une augmentation de plaintes cardiorespiratoires aux urgences du Colorado General Hospital de Denver. Jovanović et al. (1999) rapporte que les conducteurs professionnels exposés à de fortes concentrations de monoxyde de carbone dans leurs habitacles présentent plus de maux de têtes, de vertiges et de palpitations. Des maladies telles que le diabète, l'arythmie ou des maladies coronariennes sont également plus fréquentes chez ces conducteurs. De plus, une augmentation de 1,4 ppm au niveau de la concentration de monoxyde de carbone durant la grossesse augmente de 20 % les risques de retard de développement intra-utérin (Salam et al., 2005).

Les hydrocarbures imbrûlés (HC)

Le degré de dangerosité de tous les hydrocarbures n'est pas identique et ceux dérivés du pétrole font partie des plus dangereux (Ramnarine & Santoriello, 2015). Deux sous-catégories d'hydrocarbures sont particulièrement étudiées: les composés organiques volatils (COV) ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs). Les COV ont pour particularité

d'avoir des points d'ébullition bas ce qui favorise leur présence sous forme gazeuse dans l'atmosphère (Bedia, et al., 2018) ainsi qu'une capacité à former de l'ozone par réaction chimique avec les NOx (Finlayson-Pitts & Pitts, 1999). Les COV sont responsables de troubles tels qu'un état de fatigue et de malaise généralisé, des maux de tête ainsi que des irritations des yeux, des muqueuses et du système respiratoire (Sterling, 1985). Exacerbées dans les milieux clos, les fortes concentrations de COV dans les maisons ont été reliées à une hausse de plaintes concernant les odeurs et les symptômes reliés au syndrome du bâtiment malsain (Kostiainen, 1995). Une étude menée sur 74 écoles dans le comté de Kanawha a montré que les enfants inscrits dans les écoles enregistrant une concentration plus élevée de certains COV présentaient des taux d'asthmes plus élevés de 27 % et de maladies chroniques respiratoires plus élevées de 13% (Ware, et al., 1993).

Les HAPs quant à eux sont des substances cancérigènes reconnues (Moorthy, Chu, & Carlin, 2015). Ils sont principalement responsables de cancers des poumons mais peuvent également causer des cancers de la peau, de la vessie (Boffetta, Jourenkova, & Gustavsson, 1997) et potentiellement du sein (Korsh et al., 2015). En ce qui concerne les expositions à court terme, une étude rapporte une altération des fonctions pulmonaires chez des personnes asthmatiques et des effets thrombotiques (formation de caillots dans un vaisseau sanguin) chez des personnes souffrant de maladies coronariennes (Kim et al., 2013). Les effets à long terme sont plus souvent étudiés car plus importants. De nombreuses études s'attardent sur les risques pour certains travailleurs s'exposant quotidiennement aux HAP. Armstrong et al (2004) rapporte un risque de cancer des poumons jusqu'à 1,17 fois supérieur pour le personnel des fours à coke et 16 fois supérieur pour les ramoneurs. Une étude rapporte également qu'une exposition sur près de 40 ans à des concentrations de benzène (un HAP notoire) en deçà des limites alors autorisées de 0,2 mg/m³ augmente les risques de cancer des poumons et de la vessie respectivement de 30 % et d'un facteur 2,2 (Mastrangelo, Fadda, & Marzia, 1996).

Les particules (PM)

Les particules sont l'un des polluants les plus surveillés dans le cadre de la qualité de l'air. La taille des particules est un critère important car directement reliée à leur capacité à causer des effets néfastes sur la santé humaine par leur introduction profonde dans les cellules

pulmonaires (Environmental Protection Agency, 2020). Deux tailles de particules sont particulièrement étudiées: les PM_{10} (particules dont la taille est inférieure à $10\mu m$) et les $PM_{2,5}$ (particules de moins de $2,5\mu m$). L'exposition aux particules est à l'origine de nombreux problèmes de santé dont des difficultés à respirer, une irritation des voies respiratoires, de l'asthme aggravé, des crises cardiaques, des cancers des poumons ainsi qu'une mort prématurée (Davidson et al., 2005) (Hoek & Raaschou-Nielsen, 2014). De nombreuses études se sont penchées sur les effets d'une exposition aux particules à plus ou moins long terme. Sur la base d'une vingtaine d'études internationales, Pope III et Dockery (2006) concluent qu'une élévation à court terme (24 heures) du niveau de $PM_{2,5}$ de $10\mu g/m^3$ augmente les risques de mortalité toutes causes confondues de 1%. En ce qui concerne une exposition à long terme cependant, les études présentées montrent une augmentation significative du risque de mortalité due à une augmentation des niveaux de $PM_{2,5}$ et PM_{10} respectivement de $10\mu g/m^3$ et $20\mu g/m^3$. Les risques de mortalité toutes causes confondues sont en effet augmentés d'environ 11%, par accident cardio-respiratoire de 20% et par cancer des poumons de 24 %. De ce fait, certaines études ont estimé le nombre de morts prématurés imputés à l'exposition aux PM. En Chine, 170 000 morts ont été attribués à l'exposition à court terme aux $PM_{2,5}$ en 2015 (Li, et al., 2019). Entre 1990 et 2013, l'exposition à long terme aux $PM_{2,5}$ aurait causé 17 000 morts prématurés en Corée du Sud dont 5 000 par AVC ischémique (dû à un apport insuffisant en sang et en oxygène) (Kim et al., 2018). Enfin, sur la base du récent modèle GEMM (Global Exposure Mortality Model) Burnett et al., (2018) ont montré que l'exposition aux concentrations extérieures de $PM_{2,5}$ aurait mondialement causé environ 8,9 millions de morts en 2015 soit 0,12 % de la population.

Les oxydes de soufre (SOx)

Finalement, l'exposition aux oxydes de soufre est associée à de la dyspnée, une irritation de voies respiratoires et de la toux. Elle est également responsable d'aggraver des problèmes cardiovasculaires et respiratoires existants (Chen et al., 2007). Comme détaillé précédemment, les oxydes de soufre peuvent également former de l'acide sulfurique provoquant des pluies acides. L'exposition du public aux oxydes de soufre fut le sujet de nombreuses études. Sheppard et al (1980) ont montré une différence significative de la résistance spécifique des voies

aériennes associée à une exposition de 10 minutes à des concentrations de SO_2 supérieures à 1 ppm pour les personnes souffrant d'asthme et 5 ppm pour les personnes en bonne santé. Barnett et al. (2005) rapporte qu'une augmentation de la concentration de SO_2 de 5,4 ppb (partie par milliard) est associée à une hausse des admissions hospitalières d'enfants âgés de 1 à 4 ans pour des pneumonies et bronchites aiguës ainsi que pour des problèmes respiratoires. Henneberger et al. (2005) rapportent également que les travailleurs exposés à des pics de concentrations de dioxyde de chlore et de dioxyde de soufre étaient 22 fois plus à risque de développer des bronchites chroniques. Enfin en 2012, la mort de 37 personnes par infarctus du myocarde et de 165 personnes d'origine cardiovasculaire serait attribuable à l'exposition au dioxyde de soufre dans la seule ville d'Ahvaz en Iran (Goudarzi et al., 2014).

1.1.3 Transport et dispersion des polluants dans la couche limite atmosphérique

Une fois émis dans l'atmosphère par les différentes sources d'émissions, les polluants sont rapidement dispersés par les différents processus atmosphériques. Durant leur dispersion dans l'air, les polluants subissent également des transformations chimiques (Finlayson-Pitts & Pitts, 1999) et microphysiques (Wong et al., 2014) dont l'échelle temporelle est relativement plus grande. De ce fait, ces dernières ne sont pas considérées dans cette étude et les polluants sont donc considérés comme inertes. Le transport et la dispersion des polluants dans l'atmosphère terrestre se caractérisent suivant différentes échelles spatiales et temporelles. Dans un premier temps l'échelle microscopique qui décrit principalement des mouvements turbulents et de panaches prenant place sur des échelles spatiales allant jusqu'à une centaine de mètres et temporelles inférieures à quelques dizaines de minutes. L'échelle mésoscopique décrit des phénomènes atmosphériques d'une taille comprise entre une centaine de mètres et une centaine de kilomètres tels que les mésocyclones ou les brises côtières (les échelles de temps associées s'étendent d'une dizaine de minutes à plusieurs heures). Enfin l'échelle macroscopique ou synoptique décrit les phénomènes à l'échelle de région (200km) jusqu'à l'échelle globale tels que les ouragans ou les ondes continentales et la circulation atmosphérique générale. Ces phénomènes apparaissent sur des échelles temporelles allant d'une journée à plusieurs mois (Coleman & Law, 2015). Dans le cadre de cette étude, la dispersion des polluants sera

uniquement décrite au sein de la couche limite atmosphérique. Cette dernière peut être définie comme «la partie de l'atmosphère directement située au-dessus de la surface terrestre dans laquelle les effets de la surface sont ressentis directement sur une échelle de temps inférieure à une journée et dans laquelle les flux importants de moment, chaleur ou matière sont portés par des mouvements turbulents d'une échelle inférieure ou égale à celle de la couche limite elle-même » (Garratt, 1992). Dans les faits, dépendamment du temps, de la région et des conditions météorologiques, la hauteur de la limite supérieure de la couche limite atmosphérique peut être de quelques centaines de mètres jusqu'à 2-3 kilomètres (Stull, 1988). La couche limite atmosphérique durant une journée ensoleillée se compose généralement de trois parties essentielles : La couche de mélange convective, la couche résiduelle et la couche limite stable. La couche de mélange convective se forme lorsque par radiation, des masses d'air présentes initialement au niveau du sol se réchauffent. En résulte, par effet de flottabilité, un mouvement vertical ascendant de cette masse d'air. La couche de mélange gagne en hauteur avec l'avancée du jour tout en étant limité par sa frontière avec l'atmosphère libre. Les masses d'air ascendantes sont donc graduellement stoppées dans leur ascension créant ainsi une couche d'entraînement. Les effets dispersifs dans la couche de mélange convective sont principalement orientés verticalement et gouvernés par la convection (on parle également d'atmosphère instable) bien qu'une partie de la dispersion soit gouvernée par les mouvements d'air horizontaux du vent. Lorsque les effets thermiques au niveau du sol cessent avec le coucher du soleil, les mouvements d'air verticaux disparaissent et la couche de mélange laisse place à une couche résiduelle dans laquelle les effets dispersifs sont quasiment isotropes. Avec l'avancée de la nuit se forme par contact avec le sol dans la partie basse de la couche résiduelle une couche limite stable dans laquelle les mouvements d'air verticaux sont très rapidement atténués. Dans le cadre d'une couche limite stable (la stabilité pouvant également prendre place durant la journée en absence d'effet radiatif), les vents sont généralement plus faibles et la turbulence moins prononcée (car la stabilité atténue les mouvements turbulents) que dans les couches de mélange et résiduelle. Les effets dispersifs dans une couche stable sont donc majoritairement guidés par les vents et sont quasiment intégralement horizontaux (Stull, 1988).

Dans la couche limite atmosphérique, la turbulence provient donc essentiellement du forçage de la surface terrestre sur l'air. Cela peut se traduire par les effets radiatifs créant les mouvements d'air verticaux, par la présence d'obstacles (arbres, bâtiments ...) causant du cisaillement local du vent à l'origine de tourbillons turbulents ou encore par le cisaillement naturel du vent suivant la hauteur de la couche limite créant des tourbillons turbulents. De plus, la nature de la turbulence (et par extension de la stabilité de l'atmosphère) détermine les effets dispersifs de l'atmosphère. Dans le cadre de la dispersion de polluants, la quantification de la stabilité de l'atmosphère est donc essentielle.

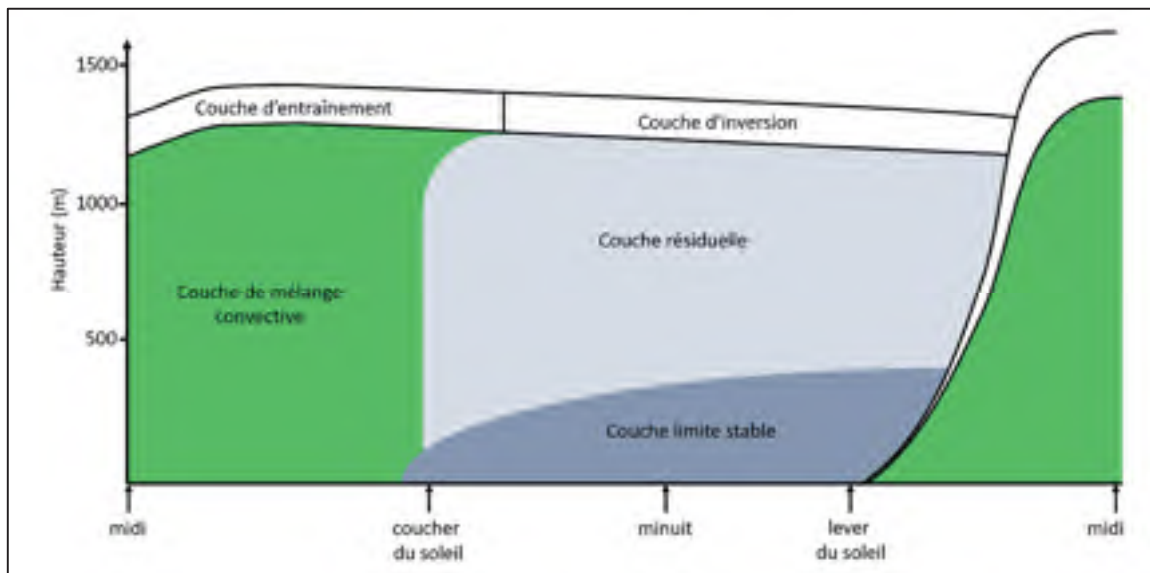


Figure 1.4 Structure de la couche limite atmosphérique
Adaptée de Stull (1988, p. 11)

Enfin, il est important de noter que l'essentiel des polluants émis à l'intérieur de la couche limite atmosphérique y restent durant leur dispersion dégradant de ce fait la qualité de l'air au niveau de la surface terrestre rapidement.

1.2 Impact des activités aéroportuaires sur la qualité de l'air

Depuis le début des années 1970 (Fay, 1970) (Daniels & Bach, 1976), l'impact des émissions aéroportuaires sur la qualité de l'air et sur la santé humaine a été analysé par de nombreuses

études portant sur un ou plusieurs aéroports. L'impact des activités aéroportuaires peut s'étudier à l'échelle de la planète, d'un continent, d'une région ou d'une ville, on parle alors d'échelles globale, continentale, régionale et locale.

Au niveau global, en se basant sur l'inventaire des émissions aéronautiques mondiales représentatif de l'année 1999, Lee et al (2013) ont quantifié l'impact des émissions aéronautiques sur les concentrations de composés azotés (NO_y), d'ozone et de $\text{PM}_{2,5}$ au niveau du sol avec une précision horizontale d'environ 2° (équivalent à environ 220 km au niveau de l'équateur et 85 km au niveau du $67^{\text{ème}}$ parallèle). Les résultats de cette étude ont montré que les activités aéronautiques totales engendrent une perturbation moyenne (augmentation ou diminution) des concentrations de l'ordre de 1 ppb. De plus, les perturbations engendrées par les activités aéronautiques en dehors de la couche limite atmosphérique apparaissent comme majoritaires tout en restant insignifiantes d'après les auteurs. Cette dernière constatation est en accord avec la distribution verticale des émissions aéronautiques. En effet, le pourcentage des polluants aéronautiques émis dans la couche limite atmosphérique (dont la limite est généralement fixée à 1 km d'altitude) est relativement faible par rapport aux émissions aéronautiques totales. Il se situe globalement aux alentours de 10 % pour le carburant brûlé, de 40 % pour le CO et les HC, entre 5 % et 10 % pour les NO_x et autour de 20 % pour les PM (Lee et al., 2013) (Wasiuk et al., 2016). Des résultats similaires concernant l'impact des émissions aéronautiques sur la qualité de l'air ont été obtenus avec une approche multi-échelle par Yim et al (2015). Ces derniers ont utilisé un modèle régional (CMAQ) (avec une résolution spatiale horizontale d'environ 40km) pour modéliser le transport des polluants au niveau de l'Amérique du nord, de l'Europe et de l'Asie ainsi qu'un modèle global (avec une résolution spatiale horizontale d'environ 5°) pour modéliser le reste du globe. Les résultats de cette étude montrent que les émissions aéronautiques sont en moyenne responsables d'une augmentation respective des concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ et d'ozone de l'ordre de 10 ng.m^{-3} et 1 ppb au niveau continental et de 6 ng.m^{-3} et 0,6 ppb au niveau global. De plus, les contributions des activités aéronautiques en dehors de la couche limite sont en moyenne respectivement 10 et 50 fois supérieures à celles des activités à l'intérieure de la couche respectivement pour les concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ et d'ozone. Cependant, l'impact des activités aéronautiques dans la

couche limite atmosphérique autour des aéroports a pu être quantifié en appliquant un modèle semi-analytique de dispersion sur un domaine de 40 km x 40 km avec une résolution spatiale de 400 m. Les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ obtenues dans un rayon de 20 km autour des aéroports sont respectivement de 44 ng.m^{-3} à l'échelle globale, 29 ng.m^{-3} en Amérique du Nord, 59 ng.m^{-3} en Europe et 74 ng.m^{-3} en Asie; soit environ 5 fois plus que l'impact moyen des émissions aéronautiques au niveau de ces mêmes régions. De plus, en comptabilisant l'exposition humaine l'étude rapporte que les activités aéronautiques à l'intérieur de la couche limite sont responsables de 50 % des morts prématurés mondiaux dus à l'exposition aux $PM_{2,5}$ totaux dus aux aéronefs alors que ces activités représentent seulement 13 % de la consommation de carburant. Les activités aéronautiques à l'intérieur de la couche limite ont donc un impact relatif plus important que les activités en dehors de cette dernière sur la qualité de l'air local. Cependant les activités au-delà dominent l'impact sur la qualité de l'air au niveau global et continental. Les activités aéronautiques dans la couche limite ont donc reçu une attention particulière et ont été le sujet de nombreuses études.

Au niveau continental, Woody et al. (2011) ont quantifié l'impact des activités aériennes de 2005 en deçà de 3 km d'altitude au niveau des 99 aéroports américains les plus fréquentés (ces derniers concentrent 94 % du trafic de passager national) sur les concentrations de $PM_{2,5}$ nationales et ce avec une précision spatiale de 32 km. Les résultats de cette étude ont montré que les activités aéronautiques ont engendré une augmentation de la concentration moyenne de $PM_{2,5}$ de $3,2 \text{ ng.m}^{-3}$ au niveau national et de $6,7 \text{ ng.m}^{-3}$ dans les domaines de 32 km x 32 km contenant les différents aéroports. Cependant, la contribution des activités aériennes au niveau des aéroports varie entre 3 ng.m^{-3} et 22 ng.m^{-3} en fonction notamment de la taille de l'aéroport en question. En comparaison avec le seuil de concentration maximale autorisé de $15 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, les concentrations moyennes modélisées représentent moins de 0,1 % et semblent donc négligeables.

Des études à plus petites échelles détaillent l'impact local des émissions liées aux activités d'un aéroport unique. Les résultats de ces différentes études sont très variés car l'impact local des émissions dépend fortement de la taille de l'aéroport considéré, de la flotte d'aéronefs

associée, de sa configuration et de sa proximité avec des zones denses en population mais également des conditions météorologiques locales. Cependant, des tendances générales peuvent être identifiées. Dans un premier temps, les études rapportent que les concentrations de polluants les plus importantes sont situées à l'intérieur de l'enceinte des aéroports. Avec une résolution spatiale de 250 m, Simonetti et al. (2015) ont quantifié l'impact annuel moyen des émissions de NO_x, PM, SO_x et CO reliées aux activités de l'aéroport Italien de Florence avant (soit 25 888 mouvements aériens) et après un projet d'agrandissement (soit 35 820 mouvements aériens). Les résultats indiquent que les fortes concentrations de polluants sont situées au niveau du terminal et plus particulièrement au niveau des postes de stationnement des aéronefs. Les niveaux de concentrations maximums modélisés représentent entre 3 % pour le CO et 100 % pour les NO_x des réglementations locales avec respectivement 250 µg.m⁻³ de CO et 40 µg.m⁻³ de NO_x. Le dépassement potentiel de ces dernières se situant au niveau des NO_x avec des concentrations allant jusqu'à 40 µg.m⁻³. De la même manière, les activités de l'aéroport Ferihegy de Budapest en 2006 (126 947 mouvements aériens (Airport Council International, 2007)) ont engendré des concentrations moyennes annuelles maximums de NO_x et de CO respectivement de 200 µg.m⁻³ et 3000 µg.m⁻³ toutes deux situées au niveau des portes de chacun des terminaux (Steib et al., 2007).

Cependant, des concentrations élevées de polluants ne sont pas seulement observées au niveau du terminal. Avec une précision spatiale beaucoup plus fine allant jusqu'à 5 m, Løfstrøm et al. (2011) ont identifié des zones des concentrations maximums différentes. En effet, les émissions des activités de l'aéroport de Copenhague en 2010 considérées dans cette étude (245 640 mouvements aériens (Copenhagen Airport, 2020)) sont à l'origine de concentrations moyennes annuelles de NO_x localement supérieures à 100 µg.m⁻³. La distribution des concentrations indique que les zones de fortes concentrations sont localisées au début des pistes de décollage des aéronefs et dans une moindre mesure au niveau des postes de stationnement des aéronefs.

Si les concentrations dues aux activités aéroportuaires sont élevées dans l'enceinte de l'aéroport, la dispersion des polluants engendre une chute rapide des concentrations avec la

distance. À l'aéroport de Copenhague, les concentrations de NO_x modélisées diminuent de 70 % en moins de 500 m de la zone où les concentrations sont maximums (Løfstrøm, et al., 2011) de même, les concentrations de particules mesurées dans le sens du vent et dans la continuité de la piste 25R de l'aéroport de Los Angeles diminuent de plus de 60 % en 450 m de distance après le bout de piste (Zhu et al., 2011). À une autre échelle, Unal et al. (2005) ont montré que les concentrations de PM dues aux activités de l'aéroport d'Atlanta pour l'année 2000 diminuent d'un facteur 7 dans un rayon de 12 km autour de l'aéroport. De la même manière, les concentrations de particules moyennes dues aux 20 aéroports anglais les plus fréquentés diminuent respectivement de moitié dans les 100 premiers mètres après les limites des aéroports et de 95 % dans les 5 premiers kilomètres (Yim et al., 2013). De ce fait, la contribution des émissions aéroportuaires sur la qualité de l'air n'est généralement pas prédominante en dehors de l'enceinte des aéroports par rapport aux concentrations de fond ou par rapport à d'autres sources d'émissions proches de l'aéroport. Simonetti et al. (2015) ont rapporté que l'impact des émissions de l'aéroport de Florence en 2011 sont négligeables par rapport aux concentrations de fond à l'exception des SO₂ qui représentent 50 % du fond et des NO_x qui sont du même ordre de grandeur. Les concentrations de PM₁₀ dues aux activités aéroportuaires sont par exemples inférieures d'un facteur 11 à celles de fond. Farias & ApSimon (2006) ont rapporté également que les concentrations de NO_x liées aux activités de l'aéroport Heathrow de Londres de 1998 sont inférieures à celles du trafic routier général, et ce à différentes locations distantes entre 0,5 km et 5 km de l'aéroport. La contribution des activités de l'aéroport de Manchester de 1999 aux concentrations de NO_x sur la zone locale (et en dehors de l'enceinte de l'aéroport) se situe généralement en dessous des 20 % mais peut atteindre jusqu'à 50 % dans certaines zones (Peace, Maughan, & Owen, 2006). A l'inverse, Tesseraux (2004) ont rapporté que les niveaux annuels moyens de polluants enregistrés à l'aéroport de Frankfort représentent entre 50 % et 70 % des concentrations enregistrées dans une rue de la ville de Frankfort.

La distribution hétérogène de l'impact des émissions liées aux activités aéroportuaires dans l'enceinte de l'aéroport est le reflet de la concentration spatiale des sources d'émissions dans certaines parties de l'aéroport ainsi que de l'hétérogénéité des émissions des aéronefs durant

leurs opérations au niveau des aéroports. En effet, les différentes opérations effectuées par les aéronefs au niveau d'un aéroport balayent quasiment l'intégralité de la plage de puissance des turbines passant d'un régime moteur faible durant les opérations de roulage à une poussée maximale durant le décollage (Masiol & Harrison, 2014). Comme détaillé au paragraphe 1.1.1.2, la formation des différents polluants dépend fortement des conditions d'opération de la turbine et donc des phases de vol des aéronefs qui sont généralement décrites à l'aide du cycle d'Atterissage-Décollage (cycle LTO) défini par l'OACI comme représentatif des activités des aéronefs durant leurs opérations d'atterrissage et de décollage en dessous de 3000 pieds. Le cycle LTO se compose de 4 phases représentées à la Figure 1.5, auxquelles sont associés des réglages de poussée (exprimés en pourcentage de la poussée nominale du moteur) et des temps d'utilisation selon le Tableau 1.1.

Tableau 1.1 Poussée et temps d'opération pour les différentes phases du cycle LTO standard de l'OACI (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2017)

Opération d'aéronef	Réglage poussée	Temps d'opération (min)
Approche	30 %	4,0
Taxi	7 %	26
Décollage	100 %	0,7
Montée	85 %	2,2

La répartition des émissions aéronautiques selon ces 4 phases est décrite par plusieurs études. Les résultats sont généralement similaires et montrent que les émissions de CO et de HC sont essentiellement (environ 90% des émissions du cycle LTO complet) produites durant les phases de roulage (taxi) des aéronefs (Mazaheri et al., 2011) (Pecorari, et al., 2016) (Yang et al., 2018) du fait du faible régime moteur. Les émissions de NOx sont, au contraire, favorisées par les hauts régimes moteur durant les phases de décollage et de montée. La contribution relative de ces 2 phases rapportée par la littérature se situe entre 65% (Stettler et al., 2011) et 75 % (Yang et al., 2018) (Pecorari, et al., 2016).

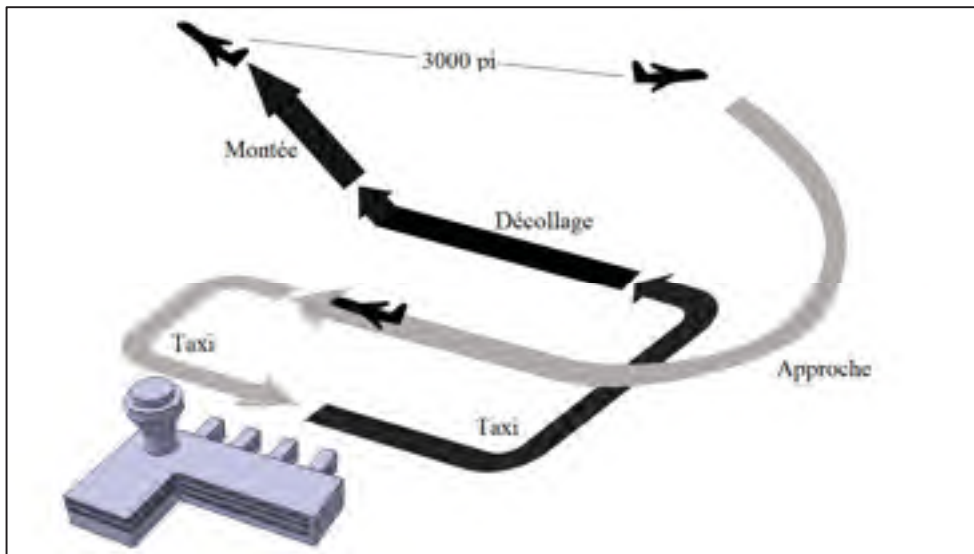


Figure 1.5 Représentation des différentes phases du cycle LTO au niveau d'un aéroport

En ce qui concerne les PM, les résultats diffèrent entre les études, certaines rapportent une prédominance des phases de haut régime moteur représentant par exemple environ 70 % des émissions du cycle LTO complet (Stettler et al., 2011) alors que d'autres montrent que les phases de taxi et d'approche sont majoritaires dans l'émission de particules représentant jusqu'à 60 % des émissions totales (Fleuti & Maraini, 2012). Enfin les émissions de SO_x, CO₂ et H₂O sont généralement rapportées comme proportionnelles à la consommation de carburant (Masiol & Harrison, 2014). Cette dernière est favorisée par les phases de taxi et d'approche du fait du temps relativement long qui leur sont associés (permettant de contrebalancer le faible régime moteur) ainsi que par la phase de montée étant donné son temps considérable et son haut régime moteur (Fleuti & Mariani, 2012) (Yang et al., 2018).

Comme observé dans la littérature, le terminal est une zone de l'aéroport impactée par de fortes concentrations de polluants (Steib et al., 2007) (Løfstrøm et al., 2011) (Simonetti et al., 2015). Cela peut s'expliquer par le fait que le terminal est une zone qui regroupe les activités de nombreuses sources (notamment les avions, GSE, APU et GAV) qui participent à la dégradation de la qualité de l'air (Amin, 2001). Parmi les différentes sources liées aux activités aéroportuaires, les avions sont souvent majoritaires (Masiol & Harrison, 2014) (Yang et al.,

2018). Cependant, les sources terrestres peuvent être non-négligeables. Étant donné que les émissions des GSE et des APU sont fortement liées à la flotte aérienne (Masiol & Harrison, 2014), la contribution de ces derniers aux émissions varie d'un aéroport à l'autre. La contribution des APU et des GSE aux émissions de CO représente par exemple respectivement 8 % et 1 % à l'aéroport de Florence (Simonetti et al., 2015) alors que ces mêmes contributions sont de 1 % et 67 % à l'aéroport Pearson de Toronto (RWDI AIR Inc., 2009). Cependant, plusieurs études montrent des rapports entre les émissions des GSE et des aéronefs similaires. Les émissions des GSE représentent généralement moins de 15% des émissions des aéronefs pour tous les polluants à l'exception des PM pour lesquelles les émissions des GSE représentent entre 35 % et 45 % des émissions des aéronefs durant le cycle LTO (Unal et al., 2005) (Fleuti & Maraini, 2012) (Stettler et al., 2011) (Yang et al., 2018).

En ce qui concerne les APU, l'utilisation de ces dernières est toujours laissée à la discrétion du pilote (Ratliff et al., 2009) elle est cependant parfois restreinte dans certains aéroports au profit d'un système de production d'énergie fixe (Heathrow Airport Ltd., 2011) (Narita Airport, 2019). De ce fait l'utilisation des APU peut varier fortement entre aéroports et suivant les types d'aéronefs et de stationnement (au niveau du terminal ou éloigné). Par exemple, l'aéroport de Zurich rapporte des temps d'utilisation des APU variant entre 8 minutes et 41 minutes (Fleuti & Hofmann, 2005) et aux États-Unis, le temps d'utilisation fourni par plusieurs compagnies aériennes varie entre 31 minutes et 163 minutes (Ratliff et al., 2009). De ce fait, les résultats concernant l'impact des émissions des APU sont souvent divergents. Ratliff et al. (2009) estiment que sur 325 aéroports aux États-Unis, l'utilisation des APU peut représenter (par rapport aux émissions des aéronefs durant le cycle LTO) entre 10 % et 15 % pour le CO et entre 15 % et 30 % pour les NOx et SOx, précisant que les fortes contributions des APU sont reliées à une flotte aérienne présentant une part plus importante de jets d'affaire. Fleuti & Hofmann (2005) rapportent des émissions d'APU représentant moins de 2% des émissions des aéronefs durant le cycle LTO au niveau du CO, du HC et des NOx à l'aéroport de Zurich. À l'aéroport de Beijing, les émissions d'APU représentent environ 5 % des émissions des aéronefs durant le cycle LTO au niveau des NOx et du CO. Enfin, sur les 25 aéroports anglais

les plus fréquentés, les émissions de CO, NO_x et PM_{2,5} des APU représentent en moyenne 10 % des émissions des aéronefs durant le cycle LTO (Stettler et al., 2011).

Les véhicules d'accès (GAV) impactent également la qualité de l'air autour du terminal mais ces derniers opèrent en dehors de l'enceinte aéroportuaire. Les émissions relatives aux GAV dépendent essentiellement du volume de passagers arrivant ou partant de l'aéroport ainsi que de la distance du trajet moyen parcouru par les véhicules. La contribution des GAV aux émissions liées aux activités aériennes est cependant relativement faible. Fleuti & Hofmann (2005) et Yang et al. (2018) rapportent respectivement des émissions de véhicules d'accès jusqu'à hauteur de 10 % et 5,5 % par rapport aux émissions des aéronefs durant le cycle LTO. À l'aéroport de Toronto, la contribution des GAV est plus importante avec jusqu'à 27 % des émissions des aéronefs cependant, le personnel aéroportuaire est également considéré dans l'étude ce qui augmente nécessairement les émissions (RWDI AIR Inc., 2009). De plus, contrairement aux autres sources d'émissions aéroportuaires, les émissions des GAV sont réparties sur les segments de routes considérés et non juste au niveau de l'aéroport. De ce fait, seulement une partie des émissions attribuées aux GAV est émise au niveau de l'aéroport et affecte donc la qualité de l'air aéroportuaire proche.

Afin de modéliser les émissions des différentes sources présentes au niveau des aéroports, la plupart des études reposent sur la description des mouvements aériens selon le cycle LTO présenté à la Figure 1.5 ainsi que sur certaines banques de données d'émissions de moteurs aéronautiques. Ces données d'émissions regroupent généralement les indices d'émissions de NO_x, HC, CO et PM correspondant à la masse de polluant émise par kilogramme de carburant brûlé ainsi que le flux de carburant pour chacun des 4 points de fonctionnement moteur utilisé dans le cycle LTO (voir Tableau 1.1). Cependant, dans les faits cette modélisation reste limitée. Le cycle LTO standard tel que défini par l'OACI a été remis en question par plusieurs études montrant que les conditions (temps caractéristiques, poussées moteurs ...) réelles sont parfois très éloignées du standard (Watterson et al., 2004). Tout d'abord, les temps caractéristiques de chacune des phases présentent des variations importantes. Fleuti & Polyméris (2004) ont redéfini par exemple un cycle LTO en se basant sur les temps et les performances

opérationnelles à l'aéroport de Zurich. Tout en conservant les quatre mêmes phases que le cycle LTO standard, les temps moyens rapportés présentent des différences comprises entre -77 % pour la phase de montée et +130 % pour la phase de décollage. Le temps de taxi moyen mesuré à l'aéroport de Brisbane en Australie présente des différences avec le temps standard jusqu'à -40 % dépendamment du terminal utilisé (Mazaheri et al., 2011). Stettler et al. (2011) rapportent des différences de temps comprises entre -31 % pour la phase de décollage et +220 % pour la phase de taxi au niveau des aéroports anglais. Cependant, les auteurs estiment que les procédures aériennes observées dans ces derniers aéroports nécessitent la redéfinition du cycle LTO. Le cycle opérationnel est alors composé de 12 phases incluant par exemple les temps d'attente, les accélérations durant le taxi ou encore l'utilisation de la poussée inversée durant les phases d'atterrissage. De plus, les résultats indiquent que les niveaux de poussée durant les phases du cycle LTO sont parfois éloignés des niveaux observés. L'utilisation d'une poussée réduite durant les phases de décollage peut réduire le réglage de poussée à 75 % au lieu des 100 % proposés par l'OACI. Les opérations de roulage présentent également des poussées variantes entre 4 % et 17 % contrairement aux 7 % du cycle standard (Stettler et al., 2011). Sur plus de 2000 vols analysés, Patterson et al. (2009) rapportent que tous présentent des poussées au décollage inférieures aux poussées standards (la poussée moyenne se situant entre 75 % et 80 % de la poussée maximale) et que pour seulement 4 d'entre eux les consommations de carburant au décollage sont similaires aux consommations du cycle LTO standard. Koudis et al. (2017) indiquent que la poussée effective de 500 Airbus A319 au décollage varie entre 67 % et 97 % de la poussée maximale et qu'adopter une procédure de décollage avec poussée réduite peut diminuer le pic d'émissions de NOx au début de l'accélération de près de 25 %. Fleuti & Polyméris (2004) rapportent également de fortes variations des consommations de carburant entre les cycles LTO standard et opérationnel. Du fait des temps et des performances moteurs différents, les consommations de carburant enregistrées présentent des variations allant de -94 % à +229 %. Ces différences de temps et de performances moteurs impactent nécessairement les émissions polluantes des aéronefs. Considérer une poussée de 7 % durant le taxi au lieu des 4 % parfois observés peut amener à sous-estimer les émissions de CO et de HC étant donné que ces derniers sont favorisés par les faibles régimes moteur. À l'inverse, considérer une poussée maximum durant le décollage alors que des décollages en poussée

réduite sont observés peut induire une surestimation des NO_x car leur production est facilitée par les hauts régimes moteur. Le cycle LTO opérationnel défini par Fleuti & Polyméris (2004) impacte par exemple les émissions moyennes de NO_x dans les différentes phases entre -83 % (montée) et +76 % (décollage) allant jusqu'à +203 % pour le décollage des Airbus A340. Mazaheri et al., (2008) montrent également que doubler le temps de taxi augmente respectivement les émissions totales de NO_x et de NO₂ d'une turbine CFM56-3B1 de 18 % et 63 %.

De plus, les données standard concernant les indices d'émissions et les consommations de carburant des moteurs contenues dans les bases de données sont quantifiées durant des tests standards. Or les conditions de vol réelles des aéronefs sont souvent éloignées des conditions dans lesquelles les tests ont été effectués et ces différences impactent également les performances et émissions polluantes des aéronefs. Certaines études se sont donc intéressées à l'impact des conditions de vol (et plus particulièrement les conditions météo) sur les émissions des aéronefs et par extension sur les concentrations de polluants qui en résultent. Fleuti & Maraini (2012) ont quantifié les émissions polluantes liées aux activités de l'aéroport de Zurich pour l'année 2007 en utilisant deux séries de conditions météorologiques différentes. La première correspond à une atmosphère constante à 15 °C, 101325 Pa et 60 % d'humidité et la seconde correspond aux données horaires de température, pression et humidité observées à l'aéroport de Zurich. À l'aide du Advanced Aircraft Emissions Calculation Model (ADEACAM) les résultats montrent que considérer les données horaires de l'aéroport augmente les émissions de NO_x et de HC respectivement de 4 % et 15 % par rapport à l'atmosphère constante. Yang et al. (2018) ont quantifié l'impact des variations quotidiennes de hauteur de la couche limite sur les émissions aéronautiques à l'aéroport de Beijing en 2015. En ajustant les temps des opérations d'approche et de montée proportionnellement à la différence de hauteur entre la couche limite standard fixe à 915 m et la couche limite observée, les résultats montrent que les émissions polluantes en sont augmentées entre 3 % pour le CO et les HC et 24 % pour les NO_x et les PM_{2.5}. Zaporozhets et al. (2017) rapportent que des températures ambiantes comprises entre -30 °C et +30 °C peuvent impacter les indices d'émission de NO_x jusqu'à 50 % par rapport aux valeurs quantifiées dans les conditions de

test (15 °C). À l'aide du logiciel Aviation Environmental Design Tool (AEDT), Yaworski et al. (2011) ont analysé l'impact des conditions météorologiques sur les performances de Boeing 747-200 durant des opérations de départ. Les résultats montrent que la vitesse des aéronefs, mais également leurs trajectoires et leurs poussées sont affectées par les conditions météo et plus particulièrement à de faibles altitudes. En général, en été, la vitesse des aéronefs est plus élevée induisant des variations de poussée plus précoces durant le décollage et des poussées plus élevées durant la phase de montée finale. En ce qui concerne l'impact des conditions météorologiques sur la dispersion et les concentrations de polluants, Fleuti & Maraini (2012) ont quantifié les concentrations annuelles de NO_x reliées aux activités de l'aéroport de Zurich en considérant deux séries de données météo tout en conservant les mêmes activités aéroportuaires ainsi que les mêmes émissions. La première reprend les conditions observées à l'aéroport durant l'année 2008 et la seconde représente les conditions météo moyennes sur 10 ans rapportées sur une année complète. Les résultats montrent que l'utilisation de données météo moyennes peut induire des erreurs au niveau des concentrations de NO_x entre -20 % et +10 % dans l'enceinte aéroportuaire. En simulant deux journées de trafic aérien respectivement au mois de Juillet et d'Octobre, Pecorari et al. (2016) ont étudié l'impact des conditions météo sur les émissions et concentrations de polluants à l'aéroport Marco Polo de Venise. Les résultats ont montré que durant l'été, les émissions polluantes sont plus importantes entre +6 % pour les NO_x et +139 % pour les HC avec une augmentation de 9 % au niveau du carburant consommé. Les concentrations maximales et moyennes modélisées sur la zone locale sont également plus élevées en été qu'en automne. Les concentrations moyennes de NO_x, CO et HC sont respectivement de 7,3 µg.m⁻³, 10 µg.m⁻³ et 52 µg.m⁻³ en été contre 1,4 µg.m⁻³, 0,7 µg.m⁻³ et 8,2 µg.m⁻³ en automne. De plus, le panache de polluants est plus étendu horizontalement du fait des vents et de la turbulence plus élevés en été à Venise. Les polluants sont également plus dispersés verticalement en été du fait de l'instabilité de l'atmosphère plus fréquente ainsi que de la couche limite plus développée. Cependant, la différence de volume (+6 % en été) et de flotte aérienne entre les deux journées considérées s'ajoutent aux effets météorologiques. Les différences observées au niveau des masses et des concentrations de polluants sont donc le résultat de l'effet combiné du trafic et des conditions météorologiques. À l'inverse, Yang et al. (2018) ont montré que les concentrations de PM_{2,5}

dues aux activités de l'aéroport de Beijing sur l'air local sont plus faibles en été que durant les autres saisons de même que l'étendue de la zone impactée. La concentration moyenne de $PM_{2,5}$ dans un rayon de 1 km autour de l'aéroport est de $0,41 \mu g.m^{-3}$ en été contre $1,15 \mu g.m^{-3}$ en hiver soit une réduction de plus de 60 %. Néanmoins, tout comme Pecorari et al. (2016), la différence de trafic entre les saisons ne permet pas d'identifier clairement l'impact des conditions météorologiques sur les émissions et les concentrations de polluants.

1.3 Problématiques de recherche

La revue de littérature a permis de constater l'intérêt global que suscitent les émissions aéroportuaires et leurs impacts sur la qualité de l'air et plus particulièrement, l'impact des activités aéroportuaires sur la zone locale. En effet, ce dernier est le plus direct et déterminant pour les concentrations de polluants. Cependant, la complexité des phénomènes impactant les émissions et les concentrations de polluants font que l'impact de chaque aéroport est spécifique et doit être modélisé afin d'appréhender son importance malgré des tendances identifiables. De plus, la modélisation considérée pour appréhender cet impact joue un rôle déterminant dans la précision des résultats. En effet, de nombreuses études s'attardent sur l'effet de paramètres sur les émissions polluantes aéroportuaires soulignant l'importance de considérer ces derniers dans la modélisation des études futures. De nombreux outils ont alors été développés afin d'améliorer la modélisation des émissions aéroportuaires à l'aide de modèles de performances qui permettent de déterminer les caractéristiques intrinsèques de chaque vol (vitesse, poussée, flux de carburant, flux d'émissions...) en fonction des conditions locales définies. Parmi les paramètres déterminant l'impact aérien sur la qualité de l'air, les conditions météorologiques ont un effet global. En effet, ces dernières impactent les performances moteurs et donc le temps que mettent les aéronefs pour compléter certains segments de vol, les consommations de carburants ainsi que les émissions polluantes mais également les phénomènes dissipatifs qui gouvernent la dispersion des polluants liés aux activités aériennes.

L'impact des conditions météorologiques a été l'objet de plusieurs études dans la littérature pour des résultats variant d'un aéroport à un autre du fait des climats différents et des

particularités possibles au niveau de certains aéroports. Les études traitant de l'impact des conditions météo sur les émissions aéronautiques issues des activités aériennes d'un aéroport rapportent cependant les résultats sur une base annuelle. Or l'impact de certaines conditions météo (notamment la température) suit un effet saisonnier. De ce fait, les résultats disponibles dans la littérature actuelle ne permettent pas d'appréhender intégralement l'impact potentiel des conditions météorologiques durant les différentes saisons ou encore les différents mois de l'année. Plusieurs études traitent également de l'impact des conditions météorologiques sur les concentrations de polluants. Parmi ces dernières, la plupart étudient cet impact en modélisant les concentrations de polluants pour deux scénarios représentatifs des saisons au niveau de l'aéroport considéré. Cependant, ces scénarios diffèrent au niveau des conditions météorologiques ainsi qu'au niveau des activités aériennes. Les différences observées sur les concentrations sont donc le résultat du cumul de l'impact de ces deux facteurs sans possibilité de pouvoir distinguer l'effet de chacun. Seuls Fleuti & Maraini (2012) ont isolé l'impact des conditions météo en considérant les mêmes activités aéroportuaires et deux séries de conditions météo. Cependant, ces séries représentent deux manières de modéliser la météo au niveau d'un aéroport. De ce fait, les résultats quantifient l'effet de la modélisation des conditions météo sur les concentrations de polluants.

Des études supplémentaires sont donc nécessaires afin de quantifier l'impact saisonnier potentiel des conditions météorologiques sur les émissions aéronautiques mais également sur les concentrations de polluants en isolant réellement ce dernier.

De plus, les connaissances concernant les émissions et l'impact reliés aux activités aériennes de l'aéroport international considéré dans cette étude sont relativement limitées. En effet, des inventaires des émissions sont établis chaque année par Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC, 2015) cependant, ces derniers quantifient uniquement les émissions dues aux mouvements aériens en décrivant les mouvements selon le cycle LTO standard (voir Figure 1.5). Or, comme la revue de littérature a permis de le constater, les aéronefs sont certes la source d'émissions majoritaire mais les émissions issues des autres sources au niveau de l'aéroport sont loin d'être négligeables. Il est donc indispensable de

développer les inventaires des émissions de cet aéroport en considérant notamment d'autres sources d'émissions et en améliorant la description utilisée actuellement pour estimer les émissions aéronautiques. Enfin, si les émissions liées aux activités aériennes de l'aéroport sont d'ores et déjà évaluées, ce n'est pas le cas de l'impact de ces émissions sur la qualité de l'air local. Il est donc nécessaire de quantifier pour la première fois cet impact relativement à d'autres sources extérieures afin d'appréhender l'étendue et l'intensité de ce dernier au niveau de la zone locale.

Enfin, cette plateforme aéroportuaire internationale est un sujet d'étude particulièrement intéressant pour l'impact des conditions météo sur les émissions et concentrations de polluants. En effet, cet aéroport se situe sur l'île de Montréal, une zone caractérisée selon le système de classification Köppen comme ayant un climat continental avec des étés chauds et humides (Peel et al., 2007) et des hivers froids (Belda et al., 2014). Ces saisons très marquées sont une caractéristique particulière et très intéressante pour étudier l'effet des conditions atmosphériques.

1.4 Objectif de recherche

Afin de répondre aux problématiques énoncées, cette étude aura pour objectif principal de :

- quantifier les émissions liées aux activités aériennes de l'aéroport ainsi que leur impact sur la qualité de l'air local tout en appréhendant l'effet des conditions atmosphériques sur les émissions et concentrations de polluants.

Cet objectif principal peut se décomposer en plusieurs sous-objectifs qui guideront la recherche :

- établir l'inventaire des émissions liées aux activités aériennes en considérant différentes sources d'émissions ;
- quantifier l'impact des conditions météorologiques sur les émissions polluantes aéronautiques en détaillant les effets saisonnier et/ou mensuels ;
- isoler et quantifier l'effet des conditions météorologiques sur les concentrations de polluants issus des activités aériennes de l'aéroport ;

- quantifier l'impact des activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air local en relation avec d'autres sources d'émissions externes.

À l'exception du CHAPITRE 2 qui présente l'aéroport ainsi que les modèles utilisés pour mener à bien cette étude, les chapitres qui suivent s'articulent autour d'un ou plusieurs sous-objectifs. Le CHAPITRE 3 développe l'inventaire des émissions liées aux activités aériennes de l'aéroport ainsi que l'impact sur ces dernières de certains paramètres locaux dont les conditions météorologiques. Le CHAPITRE 4 présente une étude paramétrique qui appréhende les effets des conditions météo sur les concentrations de polluants issus des activités aériennes de l'aéroport au niveau de la zone locale. Enfin, le CHAPITRE 5 traite de l'impact des activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air local et plus particulièrement au niveau de l'enceinte aéroportuaire et de l'île de Montréal.

CHAPITRE 2

DESCRIPTION DE L'AÉROPORT ET DES MODÈLES UTILISÉS

2.1 Description de l'aéroport

L'aéroport considéré dans cette étude accueille environ 20 M de passagers par an (Aéroports de Montréal, 2020). Le site aéroportuaire présente un unique terminal situé à son extrémité sud, une station de dégivrage, 3 pistes principales toutes utilisées pour des opérations d'atterrissage et de décollage, ainsi qu'un réseau de voies de circulation qui permet la connexion entre les éléments précédents. Parmi les 3 pistes principales, les deux pistes 06R-24L et 06L-24R sont parallèles et orientées selon les vents dominants à Montréal (environ 240°). De ce fait, elles sont les plus fréquentées. La première, située le plus à l'Est, accueille majoritairement les mouvements de décollage de toutes les catégories d'aéronefs ainsi que les mouvements d'atterrissage des jets d'affaires, alors que la seconde, située à l'Ouest, est principalement utilisée pour les mouvements d'atterrissage des aéronefs des autres catégories (gros et moyens porteurs et jets à turbopropulseurs). La troisième et dernière piste (10-28) est quant à elle la moins utilisée des trois, servant lors de forts vents latéraux mais également pour les opérations de départ des turbopropulseurs. Au niveau du terminal, 65 postes de stationnement sont disponibles dont 55 sur le terminal et 10 au niveau de l'aéroquai situé au nord de ce dernier auxquels s'ajoutent 8 postes de stationnement éloignés ; W1-W5 situés à l'Ouest du terminal et E1-E3 situés à l'Ouest de l'aéroquai.

La Figure 2.1 présente la configuration de l'aéroport avec le terminal, les différentes pistes ainsi que le réseau de voies de circulation au sol.

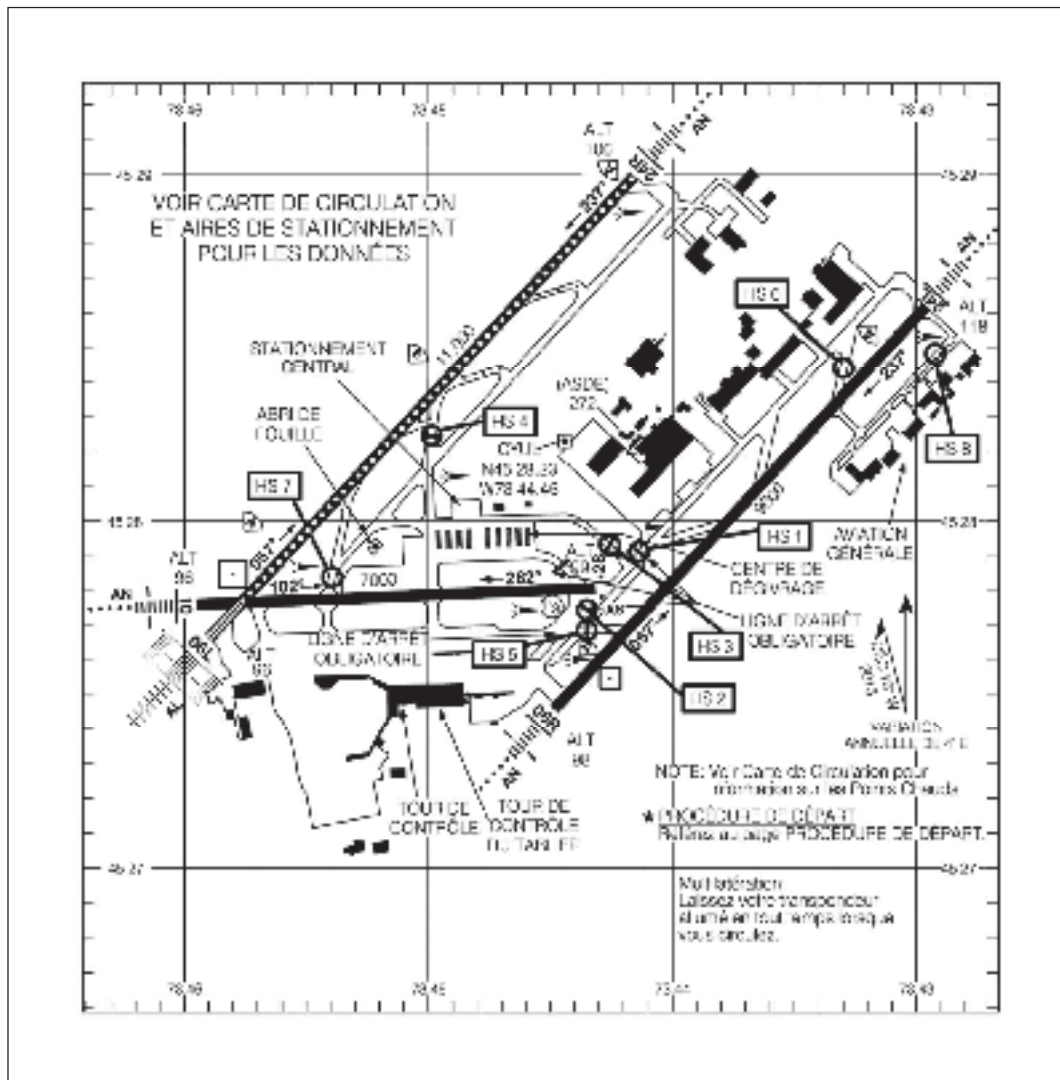


Figure 2.1 Représentation de la configuration actuelle de l'aéroport
Tirée de NAV Canada (2020, p. 544)

Pour les passagers, l'accès au terminal s'effectue entièrement via le réseau routier que ce soit en transport en commun ou alors par véhicules particuliers ou par taxis. Des sondages ont permis d'estimer les habitudes des passagers concernant l'utilisation des différents services de transport. Les résultats de ces sondages ont montré que 18 % des passagers sont en transit (Aéroports de Montréal, 2016) et que 9,4 % de ceux qui n'étaient pas en transit utilisait les transports en commun (Aéroports de Montréal, 2017). Le reste des passagers se déplaçant par véhicules légers (véhicules particuliers ou taxis).

2.2 Modélisation des émissions polluantes

Une grande partie du travail présenté dans ce rapport tient dans l'estimation des émissions reliés aux activités aériennes de l'aéroport et plus particulièrement résultantes des activités de véhicules à moteur comme les aéronefs ou les véhicules terrestres. Pour cela, plusieurs modèles ont été utilisés, chacun étant destiné à un type de véhicule particulier. Les paragraphes qui suivent les détaillent.

2.2.1 Estimation des émissions aéronautiques: AEDT

L'estimation des émissions aéronautiques qui résultent des mouvements des aéronefs est effectuée à l'aide du logiciel AEDT. De manière générale, les émissions aéronautiques s'estiment à l'aide de plusieurs paramètres selon la relation (2.1) :

$$M_{p,s} = N FC_s IE_{p,s} T_s \quad (2.1)$$

Où : $M_{p,s}$ représente la masse de polluant p émis par l'aéronef durant le segment de vol s en g

N représente le nombre de moteurs de l'aéronef

FC_s représente le flux de carburant par moteur de l'aéronef durant le segment de vol s en kg.s^{-1}

$IE_{p,s}$ représente l'indice d'émissions du polluant p durant le segment de vol s en $\text{g.kg}_{\text{carburant}}^{-1}$

T_s représente le temps que met l'aéronef pour compléter le segment de vol s en s

Les sections suivantes détaillent la manière dont AEDT évalue ces paramètres ainsi que les bases de données utilisées soient :

- la banque de données OACI sur les émissions des moteurs d'aéronefs (EDB) (Agence Européenne de la Sécurité Aérienne, 2019) ;

- la base de données EUROCONTROL sur le bruit et les performances des aéronefs (ANP) ;
- la base de données EUROCONTROL sur les aéronefs (BADA).

2.2.1.1 Performances moteurs

Dans un premier temps, AEDT quantifie les différents paramètres concernant les performances moteurs au travers de la poussée des moteurs, la vitesse de l'aéronef et la consommation de carburant durant les différents segments de vol. En ce qui concerne la définition de la poussée et de la vitesse de l'aéronef, AEDT repose essentiellement sur le document 29 de la Conférence Européenne de l'Aviation Civile (European Civil Aviation Conference, 2005) qui lui-même se base sur le document AIR 1845 de la SAE International (SAE International, 1995). D'après ces modèles, AEDT définit les différentes équations et procédures nécessaires pour quantifier les paramètres essentiels de performances pour pouvoir estimer la consommation de carburant des aéronefs.

De manière générale, la poussée utilisée durant les phases de décollage est définie selon l'équation (2.2).

$$\frac{F_n}{\delta} = E + F \cdot v + G_A \cdot h + G_B \cdot h_p^2 + H \cdot T \quad (2.2)$$

Où : $\frac{F_n}{\delta}$ représente la poussée corrigée en lbf

v représente la vitesse de l'aéronef en kt

h_p représente l'altitude-pression en ft

T représente la température au niveau de l'aéronef en °C

E, F, G_A, G_B, H représentent des coefficient de régression propres à l'aéronef

dépendant de l'état de puissance et de température du moteur en lbf, lbf.kt⁻¹, lbf.ft⁻¹,

lbf.ft⁻², lbf.°C⁻¹

En ce qui concerne les phases de montée, plusieurs types de profils existent, un profil fixe qui est entièrement défini par des points fixes d'altitude, de distance parcourue, de vitesse et de poussée, un profil de montée qui considère une vitesse d'aéronef constante et un profil de montée qui considère une accélération de l'aéronef. AEDT ne considère aucun ajustement de poussée pour les profils fixes et la poussée utilisée est donc celle des tables de données existantes. En ce qui concerne un profil de montée à vitesse constante, les poussées en début et fin de segment sont définies selon l'équation précédente en utilisant les données des différentes tables. Dans le cas d'un segment de montée avec accélération, la vitesse finale et le taux de montée sont des données spécifiées dans les tables et à partir de ces dernières, la poussée et la vitesse finales sont obtenues de manière itérative en définissant plusieurs points à l'intérieur du segment de montée.

Pour les opérations d'atterrissage, trois profils existent: le profil fixe qui repose sur le même principe que pour une opération de montée, un profil dit de descente au ralenti qui maintient l'angle de descente constant et la poussée à sa valeur utilisée pour les phases de roulage et une procédure dite de décélération qui maintient un angle de descente constant. Les deux premiers profils ne nécessitent aucun calcul ou ajustement et dans le cas du profil de décélération, la poussée des moteurs est évaluée selon l'équation (2.3).

$$\frac{F_n}{\delta} = \frac{W}{N \cdot \delta} \left(R \cdot \cos \gamma - \sin \gamma + \frac{a}{g} \right) \quad (2.3)$$

Où : $\frac{F_n}{\delta}$ représente la poussée corrigée en lbf

W représente le poids de l'aéronef en lbf

N représente le nombre de moteurs sans dimension

δ représente le rapport de pression par rapport à la pression au niveau de la mer (101 325 Pa) sans dimension

R représente le coefficient de trainée sur portance sans dimension

γ représente l'angle de descente considéré (positif par convention)

a représente l'accélération de l'aéronef en ft.s^{-2}

g représente l'accélération de la pesanteur en ft.s^{-2}

Enfin pour les phases de taxi, la poussée est considérée comme constante et égale à celle des tables de données des aéronefs.

Une fois les paramètres de poussée évalués pour les différents segments de vol, AEDT évalue la consommation de carburant des aéronefs selon le modèle Senzig-Flemming-Iovinelli (SFI) (Senzig, Fleming, & Iovinelli, 2009) ou la procédure BADA (Eurocontrol Experimental Centre, 2004) en fonction du type d'aéronef.

En ce qui concerne les aéronefs équipés de moteurs de type turbosoufflante, la consommation de carburant est déterminée selon le modèle SFI.

Dans le cas d'une opération de départ, le flux de carburant par moteur est défini selon l'équation (2.4).

$$f_{n_{dep}} = (K_1 + K_2 M + K_3 h + K_4 F_n / \delta) \sqrt{\theta} F_n \quad (2.4)$$

Où : $f_{n_{dep}}$ représente le flux de carburant par moteur durant les opérations de départ en kg.min^{-1}

K_1 représente le coefficient constant de départ spécifique à l'aéronef en $\text{kg.min}^{-1}.\text{kN}^{-1}$

K_2 représente le coefficient de Mach de départ spécifique à l'aéronef en $\text{kg.min}^{-1}.\text{kN}^{-1}$

K_3 représente le coefficient d'altitude de départ spécifique à l'aéronef en $\text{kg.min}^{-1}.\text{kN}^{-1}.\text{ft}^{-1}$

K_4 représente le coefficient de poussée de départ spécifique à l'aéronef en $\text{kg.min}^{-1}.\text{kN}^{-1}.\text{lb}^{-1}$

M représente le nombre de Mach de l'aéronef

h représente l'altitude de l'aéronef en ft

F_n représente la poussée nette de l'aéronef par moteur en kN

δ représente le rapport de pression par rapport à la pression au niveau de la mer (101 325 Pa) sans dimension

θ représente le rapport de température par rapport à la température au niveau de la mer (15 °C) sans dimension

Dans le cas d'une opération d'arrivée, le flux de carburant est déterminé d'après l'équation (2.5)

$$f_{n_{arr}} = (\alpha + \beta_1 M + \beta_2 e^{-(\beta_3 \frac{F_n}{F_{n_0}})}) \sqrt{\theta} F_n \quad (2.5)$$

Où : $f_{n_{arr}}$ représente le flux de carburant par moteur durant les opérations d'arrivée en kg.min⁻¹

α représente le coefficient constant de départ en kg.min⁻¹.kN⁻¹

β_1 représente le coefficient de Mach de départ en kg.min⁻¹.kN⁻¹

β_2 représente le coefficient de poussée de départ en kg.min⁻¹.kN⁻¹

β_3 représente le coefficient de rapport de poussée de départ sans dimension

M représente le nombre de Mach de l'aéronef

F_n représente la poussée nette de l'aéronef par moteur en kN

F_{n_0} représente la poussée statique d'un moteur à 101 325 Pa et 15 °C en kN

δ représente le rapport de pression par rapport à la pression au niveau de la mer (101 325 Pa) sans dimension

θ représente le rapport de température par rapport à la température au niveau de la mer (15 °C) sans dimension

Pour les aéronefs équipés de moteurs de type turbopropulseur et à pistons, le flux de carburant est déterminé selon la procédure décrite dans l'ANNEXE I.

2.2.1.2 Indices d'émissions

Une fois les données concernant les consommations et les performances moteurs établies, une dernière série de paramètres est nécessaire afin d'estimer les émissions des moteurs principaux d'aéronefs : les indices d'émissions.

Afin de modéliser ces derniers, AEDT se base dans un premier temps sur des données d'émissions comme la banque de données OACI sur les émissions des moteurs d'aéronefs (EDB), le document AP-42 volume II de l'EPA et des rapports de l'AESO (Alberta Electric System Operator) ainsi que sur des données fournies par les motoristes aéronautiques. Les données présentées par ces différentes sources correspondent aux données d'émissions d'oxydes d'azote (NO_x), d'hydrocarbures imbrûlés (HC), de monoxyde de carbone (CO) et de particules (PM) sous forme de suie des moteurs d'aéronefs mesurées pour 4 points de fonctionnement moteur. Dans le cas des moteurs de type turbosoufflante, ces mesures doivent être effectuées selon la procédure décrite par l'OACI (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2017). Cette procédure exige notamment que les moteurs soient testés en conditions contrôlées (15 °C, 101 325 Pa) selon les conditions d'opérations du cycle LTO (Voir Figure 1.5 et Tableau 1.1).

Les données acquises durant ces tests permettent d'estimer pour chaque modèle de moteur testé les consommations de carburant, les indices d'émissions pour les NO_x, le HC et le CO ainsi que le smoke number (SN) qui traduit sous la forme d'un nombre adimensionné la présence de suie dans les gaz d'échappement des moteurs de type turbosoufflante et ce pour les 4 points de fonctionnement moteurs du cycle LTO standard.

Dans le cas des autres types de moteurs à savoir les turbopropulseurs et les moteurs à pistons, les données fournies par les motoristes ou encore les différents documents correspondent également aux 4 points de fonctionnement du cycle LTO, cependant les données d'émissions des particules sont également rapportées sous la forme d'indices d'émissions et non par le smoke number.

En plus des différentes données d'émissions fournies par les références précédentes, AEDT se repose sur quatre méthodes pour estimer les émissions des aéronefs à l'intérieur de la couche limite atmosphérique :

- la «Boeing Fuel Flow Method 2» (Dubois & Paynter, 2006) est utilisée pour modéliser les émissions de NO_x, HC et CO ;
- la «First Order Approximation 3.0» (Wayson, Fleming, & Iovinelli, 2009) est utilisée pour estimer les émissions de particules ;

- les émissions de SO_x, CO₂ et H₂O sont estimées en fonction de la composition du carburant ;
- la méthode des facteurs dérivés est utilisée pour les émissions de COV.

1) la «Boeing Fuel Flow Method»

Cette méthode est utilisée par AEDT pour estimer les indices d'émissions des moteurs d'aéronefs en dehors des conditions dans lesquelles les tests moteurs ont été effectués, c'est-à-dire pour des points de fonctionnement moteurs différents des points du cycle LTO (100 %, 85 %, 30 % et 7 % de la poussée nominale) mais également pour des conditions extérieures différentes des conditions de tests (101 325 Pa et 15 °C). La procédure de l'application de la méthode est la suivante (Dubois & Paynter, 2006) :

Dans un premier temps, les consommations de carburant standard sont ajustées à l'aide d'un facteur multiplicatif, dont les valeurs sont présentées dans le tableau ci-dessous, pour prendre en compte l'extraction de puissance du moteur pour alimenter les appareils électriques à bord de l'aéronef.

Tableau 2.1 Facteur d'ajustement pour l'extraction de puissance pour chaque phase du cycle LTO

Opération d'aéronef	Réglage Poussée	Facteur d'ajustement
Décollage	100 %	1,010
Montée	85 %	1,013
Approche	30 %	1,020
Taxi	7 %	1,100

Pour chaque polluant (NO_x, HC et CO), les points ayant pour abscisse les consommations de carburant ajustées obtenues à l'étape précédente et pour ordonnées les indices d'émissions fournies dans les bases de données sont placés dans un repère log-log. Pour les NO_x, trois interpolations linéaires sont établies entre les points adjacents soit une :

- entre 100 % et 85 % ;

- entre 85 % et 30 % ;
- entre 35 % et 7 % .

Pour les HC et le CO, une interpolation linéaire est définie entre les points 7 % et 30 % et une droite horizontale est définie passant par la moyenne des indices d'émissions à 100 % et 85 %. L'interpolation linéaire entre les points 7 % et 35 % est alors étendue au-delà du point 35 % jusqu'à son intersection avec la droite horizontale. La Figure 2.2 présente ces différentes interpolations.

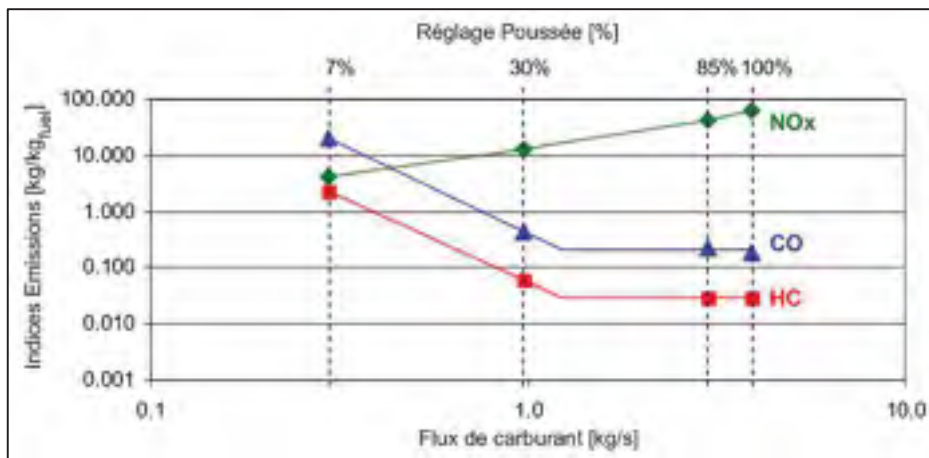


Figure 2.2 Représentation des interpolations linéaires pour les indices d'émissions de NOx, de CO et de HC en fonction du flux de carburant
Adaptée de Dubois & Paynter (2006)

La consommation de carburant déterminée par les autres modèles (Voir section 2.2.1.1) est alors réévaluée pour des conditions standard d'après la relation (2.6).

$$FC_{ref} = \frac{FC}{\delta} \theta^{3,8} e^{0,2M^2} \quad (2.6)$$

Où : FC_{ref} représente le flux de carburant pour des conditions standard en kg.s^{-1}

FC représente le flux de carburant en condition de vol kg.s^{-1}

δ représente le rapport de pression à l'altitude considérée par rapport à la pression au

niveau de la mer (101 325 Pa) sans dimension

θ représente le rapport de température par rapport à la température au niveau de la mer (15 °C) sans dimension

M représente le nombre de Mach de l'aéronef sans dimension

À l'aide des repères log-log, des interpolations effectuées précédemment et de la consommation de carburant en conditions de référence obtenue, un indice d'émissions en conditions de référence est alors déterminé comme l'ordonnée de l'intersection entre les interpolations linéaires et la droite verticale passant par FC_{ref} . L'indice d'émissions en conditions réelles est alors déterminé en fonction de l'indice d'émissions en conditions de référence en utilisant les relations suivantes :

$$IE_{NOx} = IE_{NOx_{ref}} \left[\frac{\delta^{1,02}}{\theta^{3,3}} \right]^{1/2} e^H \quad (2.7)$$

$$IE_{HC} = IE_{HC_{ref}} \frac{\theta^{3,3}}{\delta^{1,02}} \quad (2.8)$$

$$IE_{CO} = IE_{CO_{ref}} \frac{\theta^{3,3}}{\delta^{1,02}} \quad (2.9)$$

$$H = -19 \left[\frac{0,62197058 Rh \cdot P_v}{(0,01P) - Rh \cdot P_v} - (6,34 \cdot 10^{-3}) \right] \quad (2.10)$$

Où : IE_P représente l'indice d'émission du polluant P en conditions réelles en $\text{g.kg}_{\text{carburant}}^{-1}$

$IE_{P_{ref}}$ représente l'indice d'émission du polluant P en conditions standards en $\text{g.kg}_{\text{carburant}}^{-1}$

δ représente le rapport de pression à l'altitude considérée par rapport à la pression au niveau de la mer (101 325 Pa) sans dimension

θ représente le rapport de température par rapport à la température au niveau de la mer (15 °C) sans dimension

H représente le coefficient d'humidité sans dimension

P représente la pression en Pa

Rh représente l'humidité relative sans dimension

P_v représente la pression de saturation en mbar

2) la First Order Approximation 3.0

Comme vu précédemment, les émissions de particules dans les gaz d'échappement des moteurs de type turbosoufflante sont décrites avec le smoke number. Bien qu'utile, cette première méthode de caractérisation des émissions de suies nécessite un travail supplémentaire afin de pouvoir être exploitée par la procédure régulière de calcul des émissions aéronautiques. La FOA3.0 est une méthode qui permet d'effectuer ce travail en quantifiant un indice d'émissions de particules non-volatiles sur la base du SN et des caractéristiques du moteur considéré selon la procédure suivante:

Pour évaluer l'indice d'émissions de particules non-volatiles, la FOA3.0 définit un indice de concentration de suie d'après les équations (2.11), (2.12), (2.13), (2.14) et (2.15).

Si le SN est inférieur ou égal à 30 alors l'indice de concentration est défini comme suit :

$$IC = 0,0694 SN^{1,234} \quad (2.11)$$

Où : IC représente l'indice de concentration de suie en $mg.m^{-3}$

SN représente le smoke number sans dimension

Sinon il est défini par l'équation (2.12)

$$IC = 0,0297 SN^2 - 1,802 SN + 31,94 \quad (2.12)$$

Puis le flux volumique d'air en sortie du moteur est quantifié d'après la nature du moteur et notamment quels flux d'air ont été pris en compte lors de la mesure du SN:

Si seul le flux primaire du moteur est pris en compte lors de la mesure du SN, alors le flux volumique d'air en sortie par kg de carburant est défini par :

$$\Phi_{air} = 0,766 R_{A/C} + 0,877 \quad (2.13)$$

Où: Φ_{air} représente le flux volumique d'air en sortie du moteur par kg de carburant brûlé en $m^3.kg_{carburant}^{-1}$

$R_{A/C}$ représente le rapport air/carburant sans dimension

Si les deux flux du moteur sont mélangés en amont de la sortie, la mesure du SN les prend en compte tous les deux, il faut donc considérer le taux de dilution β du moteur et le flux s'exprime d'après la relation suivante

$$\Phi_{air} = 0,766 R_{A/C} (1 + \beta) + 0,877 \quad (2.14)$$

Où: β représente le taux de dilution du moteur sans dimension

Le rapport air/carburant n'étant pas décrit dans les bases de données utilisées par AEDT, les valeurs considérées sont celles de la FOA3.0 qui dépendent seulement de la phase du cycle LTO. Les valeurs du rapport air/carburant sont fournies dans le Tableau 2.2.

Tableau 2.2 Rapport air/carburant considérés pour chaque phase du cycle LTO

	Décollage	Montée	Approche	Taxi
$R_{A/C}$	45	51	83	106

Finalement, l'indice d'émissions de suie considéré est :

$$IE_{PM_{n-vol}} = \Phi_{air} \frac{IC}{1000} \quad (2.15)$$

Où: $IE_{PM_{n-vol}}$ représente l'indice d'émission de particules de suies en $\text{g.kg}_{\text{carburant}}^{-1}$

En plus d'estimer un indice d'émissions pour les suies, la FOA3.0 permet également d'estimer un indice d'émissions pour la partie volatile des émissions de particules. Cette partie volatile est composée essentiellement des particules de sulfate et de composés organiques issus directement de la combustion du carburant.

Pour estimer la quantité de sulfate émise, la FOA3.0 se base sur une relation directe entre la quantité de soufre présent dans le carburant utilisé et l'émission de particules de sulfate. Cette relation est la suivante :

$$IE_{PM_s} = TSC \frac{\varepsilon M_{SO_4}}{M_s 10^{-3}} \quad (2.16)$$

Où : IE_{PM_s} représente l'indice d'émission de particules de sulfate en $\text{g.kg}_{\text{carburant}}^{-1}$

TSC représente le taux de soufre du carburant sans dimension

ε représente la partie du soufre transformée en particules sans dimension

M_{SO_4} représente la masse molaire du sulfate ($M_{SO_4} = 96 \text{ g.mol}^{-1}$)

M_s représente la masse molaire du soufre ($M_s = 32 \text{ g.mol}^{-1}$)

Pour cette étude, la teneur en soufre du carburant est de 680 ppm, ce qui correspond à la réglementation en vigueur sur le continent Nord-Américain et le taux de conversion du soufre présent dans le carburant en sulfate est de 3,3 % correspondant à la valeur standard de la méthode FOA3.0.

La partie organique des particules volatiles quant à elle se base sur des mesures effectuées sur le moteur CFM56-2-C1 durant la campagne de mesure APEX1 de la NASA (Wey et al., 2006).

3) la composition du carburant

La partie du soufre présent dans le carburant qui n'est pas transformé en particule de sulfate est considéré dans AEDT comme émise sous forme d'oxydes de soufre ($\text{SO}_x = \text{SO}_2 + \text{SO}_3$). De ce fait, l'indice d'émissions d'oxydes de soufre considéré est également calculé en fonction de la teneur en soufre du carburant et reprend une expression similaire à celle des particules de sulfate vu précédemment :

$$IE_{SO_x} = TSC \frac{(1 - \varepsilon)M_{SO_2}}{M_s 10^{-3}} \quad (2.17)$$

Où : IE_{SO_x} représente l'indice d'émission de particule de sulfate en $\text{g.kg}_{\text{carburant}}^{-1}$

TSC représente le taux de soufre du carburant sans dimension

ε représente la partie du soufre transformée en particule sans dimension

M_{SO_2} représente la masse molaire du sulfate ($M_{SO_2} = 64 \text{ g.mol}^{-1}$)

M_S représente la masse molaire du soufre ($M_S = 32 \text{ g.mol}^{-1}$)

En plus d'estimer les émissions de SOx d'après la composition du carburant, AEDT se base également sur cette dernière pour définir les indices d'émissions de CO₂ et de H₂O. D'après des études menées par Boeing, l'indice d'émissions respectif de ces deux espèces ne dépend majoritairement que du type de carburant employé et les valeurs mesurées pour le jet A sont respectivement de 3 155 g.kg_{carburant}⁻¹ pour le CO₂ et de 1 237 g.kg_{carburant}⁻¹ pour le H₂O. Ce sont ces valeurs qui sont utilisées par AEDT pour estimer les masses de ces deux espèces.

4) la méthode des facteurs dérivés

Enfin, AEDT évalue les indices d'émissions de COV à partir des indices d'émissions de HC. Pour ce faire, AEDT utilise un facteur qui permet d'évaluer les masses de COV en tant que COV à partir des masses de HC en tant que CH₄. La conversion du HC en COV se fait d'après l'équation (2.18).

$$M_{COV} = F_{COV/HC} M_{CH_4} \quad (2.18)$$

Où: M_{COV} représente la masse de COV émise par un aéronef en kg

M_{HC} représente la masse de HC émise par un aéronef en kg

$F_{COV/HC}$ représente le facteur de conversion sans dimension

La valeur de $F_{COV/HC}$ dépend du type de moteur dont l'aéronef considéré est équipé selon le Tableau 2.3.

Tableau 2.3 Valeur de $F_{COV/HC}$ en fonction du type de moteur de l'aéronef

Type de Moteur	Valeur de $F_{COV/HC}$
Turbine	1,15020487
Pistons	0,83471

2.2.1.3 Émissions des opérations de démarrage des moteurs

En plus des émissions polluantes émises durant les différentes phases du cycle LTO décrites à la Figure 1.5, AEDT quantifie également les émissions des opérations de démarrages des moteurs principaux pour les aéronefs dont les moteurs sont certifiés dans la base de données de l'OACI. Les émissions de démarrage sont considérées comme étant uniquement composées de HC et COV et ne consomment pas de carburant. La méthode utilisée par AEDT se base directement sur les recommandations de l'OACI (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2011) qui quantifie les émissions de HC durant une opération de démarrage selon l'équation (2.19).

$$M_{HC_d} = N (0,5 F_{n_0} + 80) \quad (2.19)$$

Où : M_{HC_d} représente la masse de HC émise par l'aéronef durant une opération de démarrage en g

N représente le nombre de moteurs dont l'aéronef est équipé sans dimension

F_{n_0} représente la poussée statique d'un moteur à 101325 Pa et 15°C en kN

Une fois les émissions de HC quantifiées, les émissions de COV sont déterminées en utilisant la méthode des facteurs dérivés présentée dans le paragraphe 2.2.1.2.

2.2.2 Estimation des émissions des véhicules routiers: MOVES 2014

Pour estimer les émissions issues des véhicules routiers opérant en dehors de l'enceinte de l'aéroport, le logiciel MOTO Vehicle Emission Simulator (MOVES) version 2014.a est utilisé. Développé par l'EPA (Environmental Protection Agency), ce dernier se base sur des données d'émissions de véhicules légers détenus par des particuliers mesurées durant différentes campagnes de mesures américaines. Pour les modèles de véhicules antérieurs à l'année 2000, les données d'émissions proviennent de campagnes de mesures municipales de la ville de Phoenix. Ce programme a permis de tester 62 500 véhicules selon des tests standards tels que le IM240 ou encore le IM147 de l'EPA. En ce qui concerne les véhicules plus récents, les

mesures ont été effectuées dans le cadre du "In-Use Verification Program" qui impose aux constructeurs automobiles de tester des véhicules à différentes étapes de vie et sélectionnés aléatoirement selon les tests standardisés de la Federal Test Procedure définie par l'EPA. (Environmental Protection Agency, 2011)

Le logiciel MOVES construit alors une base de données d'émissions des véhicules légers en moyennant les données d'émissions regroupées en fonction de la classe des véhicules, de leur âge et du mode de fonctionnement (relié à la vitesse et l'accélération des véhicules).

À partir de cette base de données d'émissions, le logiciel MOVES ajuste les émissions en fonction notamment des conditions météorologiques (Environmental Protection Agency, 2015).

L'effet des conditions météorologiques sur les émissions des véhicules se situe à deux niveaux. Dans un premier temps, MOVES considère un impact de la température ambiante sur les émissions de particules. En se basant sur une campagne de mesures effectuées dans la ville de Kansas, cet effet est appliqué uniquement aux modèles de véhicules antérieurs à 2004 utilisant de l'essence et se compose du facteur d'ajustement de l'équation (2.20), appliqué aux émissions.

$$F_t = e^{0,0318(72-T_a)} \quad (2.20)$$

Où: F_t représente le facteur d'ajustement pour la température

T_a représente la température ambiante en °F

Le second effet considéré dans MOVES est celui de l'humidité ambiante sur les émissions de NOx.

De la même manière que pour l'effet précédent, MOVES définit et applique un facteur de correction. Ce dernier est décrit par l'équation (2.21).

$$F_h = 1 - (H_g - 75) * H_c \quad (2.21)$$

Où: F_h représente le facteur d'ajustement pour l'humidité sans dimension

H_g représente le nombre de grains d'eau par livre d'air sec en grain.lb⁻¹

H_c représente le coefficient de correction d'humidité sans dimension

Le calcul de H_g est détaillé dans Environmental Protection Agency, (2002).

La valeur du coefficient de correction d'humidité H_c dépend du type de carburant du véhicule selon le Tableau 2.4.

Tableau 2.4 Valeur du coefficient de correction d'humidité en fonction du type de carburant des véhicules

Type de carburant	H_c
Diesel	0,0026
Essence	0,0038

Ainsi, connaissant les données de la flotte de véhicules (nombre, catégorie, vitesse, âge et distance parcourue), la base de données construite dans MOVES permet d'estimer les émissions des véhicules routiers.

2.3 Modélisation de la dispersion: AERMOD

Une fois les différentes sources d'émissions quantifiées, le logiciel de dispersion AERMOD dans sa version intégrée à AEDT est utilisé pour estimer la dispersion des différents polluants et les concentrations associées au niveau de la zone d'étude.

AERMOD est un modèle de dispersion Gaussien. Ces derniers reposent sur l'hypothèse que la concentration de polluant provenant d'une source d'émissions présente des évolutions Gaussiennes selon les axes transversaux par rapport à la direction du vent. Les paramètres respectifs des courbes gaussiennes évoluent selon la distance par rapport à la source pour refléter la dispersion du polluant dans l'atmosphère. Cette représentation de la dispersion de polluants permet d'exprimer la concentration associée à n'importe quelle position dans un

référentiel orienté selon l'axe du vent. La concentration de polluants pour une source est alors définie par la relation suivante (Zannetti, 1990).

$$c_{s,r} = \frac{Q}{2 \pi \sigma_y \sigma_z \tilde{u}} \cdot e^{-\frac{1}{2}(\frac{d_t}{\sigma_y})^2} \cdot e^{-\frac{1}{2}(\frac{h_e - z_r}{\sigma_z})^2} \quad (2.22)$$

Où: $c_{s,r}$ représente la concentration de polluant au niveau du récepteur r (x_r, y_r, z_r) due à la source d'émission s (x_s, y_s, z_s) en g.m^{-3}

Q représente le taux d'émission de la source en g.s^{-1}

σ_y représente la déviation standard de la distribution spatiale de la concentration de polluant selon l'axe transverse horizontal en m

σ_z représente la déviation standard de la distribution spatiale de la concentration de polluant selon l'axe vertical en m

$\tilde{u}$ représente la vitesse horizontale du vent moyen entre le centre de masse du panache et le récepteur en m.s^{-1}

d_t représente la distance transverse entre la source de polluant s et le récepteur r en m

h_e représente la hauteur effective du panache ($h_e = z_s + \Delta_z$) en m

z_s représente la hauteur de la source de polluant en m

Δ_z représente l'élévation du panache de polluant en m

z_r représente la hauteur du récepteur r en m

Dans cette formulation de la concentration, les termes $\frac{1}{\sqrt{2 \pi \sigma_y}} \cdot e^{-\frac{1}{2}(\frac{d_t}{\sigma_y})^2}$ et

$\frac{1}{\sqrt{2 \pi \sigma_z}} \cdot e^{-\frac{1}{2}(\frac{h_e - z_r}{\sigma_z})^2}$ représentent respectivement la distribution Gaussienne de la concentration de polluants suivant les axes transverse et vertical reprenant la formulation de la fonction de densité Gaussienne.

Cependant, pour une atmosphère stable, AERMOD considère que le sol ($z = 0$) et la limite supérieure effective de la couche limite atmosphérique ($z = z_{ieff}$) agissent comme des écrans (aucun flux de polluant ne peut les traverser) (Environmental Protection Agency, 2019). De ce fait, ils réfléchissent les panaches de polluants qui leur sont incidents et ces réflexions impactent la distribution verticale de polluants dans la couche limite. Afin de considérer ces différentes réflexions, des images successives de la source s sont créées à différentes hauteurs. La concentration de polluants se quantifie alors en ajoutant la contribution des différentes images de la source d'après l'équation (2.23).

$$c_{s,r} = \frac{Q}{2 \pi \sigma_y \sigma_z \tilde{u}} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{d_t}{\sigma_y} \right)^2} \cdot \sum_{r=-\infty}^{+\infty} e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z_r - 2r z_{ieff} - h_e}{\sigma_z} \right)^2} + e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z_r + 2r z_{ieff} + h_e}{\sigma_z} \right)^2} \quad (2.23)$$

Où: z_{ieff} représente la hauteur effective de la couche limite atmosphérique en m

Dans le cas d'une atmosphère instable, la distribution verticale du polluant est affectée par les courants d'air ascendants et descendants. Ces deux courants ayant des comportements différents, leurs effets respectifs sur la concentration de polluants doivent être considérés indépendamment. Pour cela AERMOD décrit la distribution verticale de la concentration de polluants par la superposition de deux courbes Gaussiennes qui représentent respectivement l'effet des courants d'air ascendants et descendants sur le panache de polluants. De plus, contrairement au cas d'une atmosphère stable pour lequel le comportement du panache est intégralement décrit par une équation, dans le cas d'une atmosphère instable, les réflexions subséquentes doivent être revues. Pour cela, AERMOD décrit le comportement du panache par le biais de trois sources. La première de ces sources est la source dite directe qui décrit le comportement de la partie du panache qui atteint le niveau du sol en premier ainsi que toutes les réflexions subséquentes de cette partie du panache par le sol ou la limite supérieure de la couche limite atmosphérique (Environmental Protection Agency, 2019). La deuxième source qui permet de décrire le panache de polluants dans une atmosphère instable est la source dite

indirecte. Cette dernière décrit le comportement de la partie du panache ayant un mouvement initial d'élévation. En effet, en atteignant la limite de la couche limite atmosphérique, cette partie du panache n'est pas réfléchi directement mais est retenue dans cette partie de l'atmosphère à cause des effets de flottabilité. Enfin, la troisième et dernière source utilisée par AERMOD pour décrire le comportement d'un panache de polluants dans une atmosphère instable est la source dite pénétrée. Elle représente le comportement de la partie du panache qui pénètre et demeure au-delà de la limite supérieure de la couche limite atmosphérique et qui peut réintégrer la couche limite atmosphérique par échanges turbulents ou réentrainement (Environmental Protection Agency, 2019). La concentration de polluants au niveau d'un récepteur dans le cas d'une atmosphère instable est donc obtenue en sommant les concentrations dues aux sources directe, indirecte et pénétrée. La modélisation des sources utilisées pour décrire le panache de polluants dans le cadre d'une atmosphère instable est présentée dans l'ANNEXE II.

Afin d'évaluer les différentes vitesses du vent, AERMOD modélise le profil vertical de la vitesse du vent en se basant sur une observation de terrain. Selon cette mesure, AERMOD construit le profil de vitesse de sorte que la vitesse modélisée corresponde à celle observée à la hauteur de la mesure. Le profil de vitesse construit par AERMOD se compose de trois domaines. Un domaine de surface qui s'élève du sol jusqu'à une hauteur de $7z_0$, (z_0 étant la longueur de rugosité du sol), un domaine de couche limite qui s'étend de $7z_0$ à z_i et un domaine qui s'étend au-delà de la couche limite (pour des hauteurs supérieures à z_i)

Dans le domaine de surface, la vitesse évolue linéairement selon l'équation (2.24).

$$u(z) = u_{7z_0} \left[\frac{z}{7z_0} \right] \quad (2.24)$$

Où: $u(z)$ représente la vitesse du vent à la hauteur z en m.s^{-1}

u_{7z_0} représente la vitesse du vent à la hauteur $7z_0$ en m.s^{-1}

z_0 représente la longueur de rugosité du sol en m

Dans le domaine de couche limite, la vitesse suit le profil de vent logarithmique décrit par l'équation (2.25).

$$u(z) = \frac{u_*}{k} \left[\ln \left(\frac{z}{z_0} \right) - \psi_{m_{z/L}} + \psi_{m_{z_0/L}} \right] \quad (2.25)$$

Où: u représente la vitesse du vent à la hauteur z en m.s^{-1}

u_* représente la vitesse de friction en m.s^{-1}

k représente la constante de van kerman ($k = 0,4$) sans dimension

$\psi_{m_{z/L}}$ représente la fonction de similitude intégrale de Monin Obukhov évaluée pour z/L sans dimension

$\psi_{m_{z_0/L}}$ représente la fonction de similitude intégrale de Monin Obukhov évaluée pour z_0/L sans dimension

L représente la longueur de Monin Obukhov en m

La fonction de similitude intégrale de Monin Obukhov découle de la théorie de similitude selon laquelle les gradients verticaux normalisés (notamment de vent) sont uniquement fonctions du paramètre sans dimension z/L . L'expression de la fonction de similitude intégrale de Monin Obukhov dépend également de la stabilité de l'atmosphère. Leurs expressions est présentée en détails dans le rapport de l'E.P.A (Environmental Protection Agency, 2019).

Enfin, au-delà de la limite supérieure de la couche limite atmosphérique, AERMOD considère que la vitesse du vent est uniforme en fonction de la hauteur avec pour valeur la vitesse du vent à la limite supérieure de la couche limite.

CHAPITRE 3

INVENTAIRE DES ÉMISSIONS POLLUANTES DE L'AÉROPORT

Comme détaillé précédemment, la première partie du travail présenté dans ce manuscrit concerne la quantification des émissions liées aux activités aériennes de l'aéroport. À l'aide des différents outils présentés dans le CHAPITRE 2, cette estimation des émissions s'est basée sur les activités aériennes de l'aéroport durant l'année 2015. Ce chapitre détaille les méthodes utilisées pour établir cet inventaire ainsi que les différents résultats qui en découlent.

3.1 Développement de l'inventaire

3.1.1 Émissions des aéronefs

Les émissions résultantes des activités des aéronefs ont été estimées à l'aide du logiciel AEDT suivant les méthodes présentées dans le CHAPITRE 2. Pour cela il est nécessaire de fournir au logiciel certaines données parmi lesquelles :

- la configuration de l'aéroport considérée (avec principalement les pistes d'atterrissage/décollage, les trajectoires des aéronefs ainsi que le temps d'opération au sol moyen des aéronefs);
- les données de mouvements des aéronefs (détaillant notamment les modèles d'aéronefs, les heures d'opération ainsi que les pistes utilisées);
- les données météo considérées pour l'inventaire (plusieurs niveaux de données sont possibles et seront décrits plus tard).

Les paragraphes qui suivent détaillent une par une les catégories de données utilisées pour établir l'inventaire des émissions des aéronefs.

3.1.1.1 Configuration de l'aéroport

La configuration de l'aéroport retenue pour le développement de l'inventaire des émissions aéronautiques reflète la configuration actuelle présentée au CHAPITRE 2. La configuration implémentée dans AEDT reprend donc les 3 pistes principales 06R-24L, 06L-24R et 10-28 avec leurs localisations réelles. En ce qui concerne les couloirs aériens utilisés par les aéronefs, AEDT requière la définition des projections verticales de ces derniers au niveau du sol. Pour cela, deux trajectoires par piste ont été définies, une pour chaque bout de piste, permettant ainsi la définition des trajectoires d'atterrissage et de décollage des aéronefs. En se basant sur les données disponibles, les projections verticales utilisées sont situées dans la continuité directe des pistes suivant les couloirs aériens des aéronefs de type jets (Aéroports de Montréal, 2020). La configuration retenue est présentée à la Figure 3.1.



Figure 3.1 Configuration de la projection verticale des corridors aériens retenus pour les inventaires aéronautiques

La définition des voies de circulation des aéronefs au niveau du sol n'est pas nécessaire pour la complétion des inventaires mais seulement le temps d'opération de taxi moyen des aéronefs. Afin de quantifier la sensibilité des émissions à ce paramètre, deux temps d'opérations ont été utilisés dans cette étude:

- le temps d'opération standard tel que défini par l'OACI dans le cycle LTO de 26 minutes ;
- le temps d'opération moyen effectif mesuré à l'aéroport de 18 minutes.

3.1.1.2 Mouvements des aéronefs

Une fois la configuration de l'aéroport définie, il est nécessaire de détailler les mouvements d'aéronefs considérés pour l'inventaire. Les données utilisées à ce stade sont le calendrier annuel de mouvements pour l'année 2015. Ce dernier détaille l'ensemble des mouvements aériens au niveau de l'aéroport avec notamment pour chaque mouvement:

- le jour, le mois et l'année de l'opération ;
- le numéro d'identification de l'aéronef ;
- le modèle d'aéronef ;
- le type d'opération (Départ ou Arrivée) ;
- l'heure d'opération ;
- la piste allouée à l'opération.

En se basant sur ce calendrier, des scénarios mensuels d'inventaire ont été définis reprenant l'ensemble des mouvements de chaque mois afin de permettre un niveau de détail satisfaisant dans les résultats. Pour l'année 2015, les mouvements considérés dans les inventaires sont au nombre de 219 128. La flotte aérienne est composée à 8 % de jets d'affaire, à 32 % de turbopropulseurs et à presque 60 % d'avions de ligne et le reste d'avions à pistons. Plus précisément, les avions de lignes sont composés à 84 % de petits avions de lignes et d'avions régionaux (A318, B722, B737, CRJ, DC90, etc.), et à 16 % de gros et moyens avions de ligne (A332, A340, B747, B777, DC10, MD11, etc.). Les turbopropulseurs quant à eux sont majoritairement composés d'un modèle d'avion en particulier, le De Havilland Canada Dash 8 qui représente presque 90 % des turbopropulseurs. Cette composition est relativement stable

tout au long de l'année avec seulement quelques variations mineures d'un mois à un autre. Cependant si la flotte reste relativement stable sur l'année, le trafic aérien quant à lui varie en fonction de la période. Afin de visualiser cette variabilité des mouvements, la Figure 3.2 présente les nombres de mouvements moyen, maximum et minimum mensuels à l'aéroport en 2015.

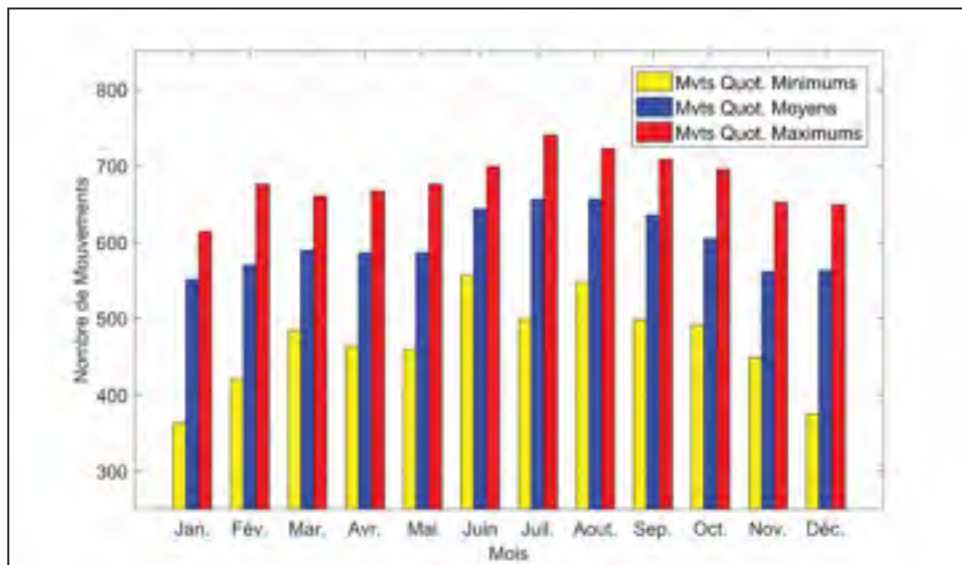


Figure 3.2 Évolution du trafic aérien mensuel à l'aéroport durant l'année 2015

La répartition des mouvements montre clairement une augmentation du trafic durant la période estivale (Juin à Septembre) avec plus de 625 mouvements quotidiens en moyenne alors qu'au contraire, la période hivernale (Novembre à Février) est celle qui présente le moins d'activités à l'aéroport avec moins de 575 mouvements quotidiens.

3.1.1.3 Données météorologiques

Enfin les derniers paramètres à définir pour pouvoir procéder à la définition complète des inventaires des émissions aéronautiques sont les conditions météorologiques considérées. Afin de quantifier l'impact des conditions météo sur l'inventaire des émissions aéronautiques, deux niveaux de données météorologiques ont été utilisés pour quantifier les émissions des aéronefs:

- les données de l'atmosphère normalisée type ISA. Cette dernière correspond à une atmosphère homogène horizontalement et tranquille (sans vent) à 15 °C, 0 % d'humidité et 101 325 Pa au niveau de la mer. Elle comporte néanmoins des variations verticales de température et de pression. Dans la troposphère (pour des altitudes inférieures à 11 km), la température décroît de 6,5 °C par km et la pression décroît selon l'équation hydrostatique (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 1993) ;
- les données météo de haute fidélité. Ce dernier type de données météo décrit les propriétés atmosphériques avec des variations spatiales (suivant les trois directions) et temporelles selon une fréquence déterminée (le plus souvent toutes les heures ou toutes les 3 heures). AEDT supporte l'intégration de données météo de haute fidélité venant des différentes sources classées suivant un ordre de préférence.

Les données météo de haute fidélité ont été choisie selon le plus haut degré de préférence selon AEDT et la FAA et ont été produites par le RAPid Refresh (RAP) un modèle numérique d'assimilation et de prédiction atmosphérique de haute résolution et à haute fréquence opéré par le Laboratoire de Recherche du Système Terre du Centre National pour la Protection de l'Environnement (National Oceanic & Atmospheric Administration, 2019). Les données du RAP utilisées dans cette étude sont des données d'analyse du modèle. Les données d'analyse correspondent aux données de prédictions pour le temps t produites au temps $t - \Delta t$ (la projection utilisée étant généralement de courte échéance) et corrigées suivant l'observation au temps t . Les données du RAP sont disponibles sur une grille horizontale couvrant l'intégralité du continent Nord-Américain avec des résolutions spatiales horizontales de 13 km et 20 km et avec 51 couches verticales définies par des niveaux de pression. Pour cette étude, la résolution spatiale du RAP sélectionnée est de 13 km. Toutes les données atmosphériques fournies par le modèle RAP sont produites sur une base horaire permettant ainsi une description fiable des variations temporelles.

3.1.1.4 Approches de calcul des émissions aéronautiques

Comme vu dans ce début de chapitre, plusieurs paramètres sont nécessaires afin de compléter un inventaire des émissions aéronautiques et il existe plusieurs façons d'évaluer ces différents paramètres. De ce fait, plusieurs niveaux d'inventaire ont été définis en fonction des paramètres utilisés et notamment entre l'utilisation de paramètres standards ou spécifiques à l'aéroport de cette étude afin de pouvoir quantifier la sensibilité de l'inventaire à ces paramètres. Dans cette étude trois niveaux d'inventaire ont été définis en faisant varier la manière d'évaluer dans un premier temps le temps de taxi moyen des aéronefs (entre le temps standard OACI et le temps mesuré à l'aéroport) et dans un second temps les données météo (entre les données de l'atmosphère ISA et les données de haute fidélité du modèle RAP). Ces trois niveaux d'inventaire peuvent être hiérarchisés selon leur degré de représentation des conditions réalistes à l'aéroport :

- **inventaire n°1:** temps de taxi standard OACI (26 minutes) et données atmosphériques ISA ;
- **inventaire n°2:** temps de taxi spécifique à l'aéroport (18 minutes) et données atmosphériques ISA ;
- **inventaire n°3:** temps de taxi spécifique à l'aéroport (18 minutes) et données atmosphériques de haute fidélité issues du RAP.

Grâce à ces trois niveaux d'inventaire, l'impact d'une réduction de temps de taxi pour les aéronefs (passant de 26 à 18 minutes) a pu être quantifié en comparant les inventaires n°1 et n°2 mais également l'impact des conditions atmosphériques ressenties au niveau de l'aéroport sur les émissions des aéronefs en comparant les inventaires n°2 et n°3.

3.1.2 Estimation des émissions des GSE

Contrairement aux aéronefs, la flotte et les activités des véhicules de support au sol (GSE) de l'aéroport ne sont pas enregistrées c'est pourquoi obtenir une idée relativement précise des relations entre mouvements aériens et mouvements de véhicules de support est un exercice

qui n'est pas envisageable dans le cadre de cette étude. Comme recommandé par l'OACI (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2011) quand des données locales concernant les véhicules de support ne sont pas disponibles, les données de l'aéroport de Zurich sur les mouvements et les émissions des véhicules de support ont été utilisées et appliquées à la flotte aérienne de l'aéroport étudié. Les données de l'aéroport de Zurich considérées dans cette étude détaillent les émissions totales des véhicules de support en fonction du type d'aéronefs, du type de mouvement (Arrivée ou Départ) et également du type de stationnement alloué à l'aéronef (tablier du terminal ou stationnement éloigné) et ce pour une flotte de véhicules de support représentative de 1998 à 2013 (Fleuti, 2014). Les données de l'aéroport de Zurich sont exprimées en masse par cycle LTO d'aéronefs à l'exception du GPU (Unité de Puissance au Sol) pour lequel les émissions sont exprimées en fonction du temps d'utilisation considéré. Afin d'évaluer les émissions du GPU les temps utilisés sont ceux décrits par le Comité de la Protection de l'Environnement en Aviation (CAEP) de l'OACI (Organisation de l'aviation Civile Internationale, 2015). Les temps utilisés sont décrits dans le Tableau 3.1 respectivement pour les stationnements au niveau du terminal et pour les stationnements éloignés.

Tableau 3.1 Temps d'utilisation des GPU en fonction de la catégorie d'aéronefs et du type de stationnement

Temps d'utilisation GPU (min)	Tablier	Éloigné
1 Gros et moyens porteurs	0	34
2 Petits jets et jets régionaux	0	34
3 Jets d'affaire	0	34
4 Turbopropulseurs et pistons	0	30

Les données d'émissions ainsi obtenues sont présentées dans les Tableau 3.2 et Tableau 3.3 respectivement pour les stationnements au niveau du terminal et pour les stationnements éloignés.

Tableau 3.2 Données d'émissions des GSE en kg/LTO utilisées en fonction de la catégorie d'aéronefs pour les stationnements au niveau du terminal

Terminal (kg/LTO)	NO _x	HC	CO	PM	CO ₂
1 Gros et moyens porteurs	4,63 10 ⁻¹	4,10 10 ⁻²	1,97 10 ⁻¹	2,90 10 ⁻²	4,38 10 ¹
2 Petits jets et jets régionaux	3,31 10 ⁻¹	2,80 10 ⁻²	1,25 10 ⁻¹	1,90 10 ⁻²	2,75 10 ¹
3 Jets d'affaire	5,20 10 ⁻²	4,00 10 ⁻³	1,60 10 ⁻²	3,00 10 ⁻³	1,70 10 ¹
4 Turbopropulseurs et pistons	1,94 10 ⁻¹	1,60 10 ⁻²	7,00 10 ⁻²	9,00 10 ⁻³	1,70 10 ¹

Tableau 3.3 Données d'émissions des GSE en kg/LTO utilisées en fonction de la catégorie d'aéronefs pour les stationnements éloignés

Éloigné (kg/LTO)	NO _x	HC	CO	PM	CO ₂
1 Gros et moyens porteurs	5,69 10 ⁻¹	4,94 10 ⁻²	2,55 10 ⁻¹	3,37 10 ⁻²	6,23 10 ¹
2 Petits jets et jets régionaux	3,89 10 ⁻¹	3,24 10 ⁻²	1,72 10 ⁻¹	2,07 10 ⁻²	3,81 10 ¹
3 Jets d'affaire	8,60 10 ⁻²	7,40 10 ⁻³	3,02 10 ⁻²	4,70 10 ⁻³	2,81 10 ¹
4 Turbopropulseurs et pistons	1,48 10 ⁻¹	1,30 10 ⁻²	4,95 10 ⁻²	7,50 10 ⁻³	3,16 10 ¹

Afin de pouvoir utiliser ces données d'émissions, un type de stationnement (terminal ou éloigné) doit être attribué aux différents mouvements aériens. Pour cela, les données de stationnement partielles de l'année 2015 de l'aéroport ont été utilisées. Ces dernières permettent de déterminer mensuellement la répartition des aéronefs de chaque catégorie selon le type de stationnement. Cette répartition est ensuite appliquée mensuellement à la flotte complète de l'aéroport pour déterminer les différentes utilisations des GSE.

3.1.3 Estimation des émissions des APU

Comme pour les GSE, les données concernant l'utilisation des unités de puissance auxiliaires (APU) à l'aéroport n'étaient pas disponibles pour cette étude. Dans ce cas, l'OACI fournit des données concernant les quantités de fuel utilisées, les émissions de NO_x, HC, CO et PM pour les APU ainsi que des temps d'utilisation en fonction de la catégorie d'aéronef et du type de

stationnement (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2011). Contrairement à une utilisation réelle d'un APU, pour simplifier la modélisation les données de l'OACI font l'hypothèse d'un mode de fonctionnement de l'APU unique tout au long de son utilisation. De plus, d'après une étude menée à l'aéroport de Zurich, les temps d'utilisation de l'OACI et notamment ceux des aéronefs des catégories 3 et 4 sont largement surestimés (Fleuti & Hofmann, 2005). Pour remédier à cela, les temps d'utilisation des APU pour les aéronefs des catégories 3 et 4 ont été dérivés de l'étude menée à l'aéroport de Zurich en définissant leur temps d'utilisation par rapport à celui des aéronefs de catégorie 2 (respectivement 71 % et 19,5 %) (Fleuti & Hofmann, 2005). Enfin, les données de l'OACI permettent d'évaluer également les émissions de SO_x et de CO₂ des APU en utilisant les indices d'émissions des moteurs principaux des aéronefs décrits au chapitre 2 étant donné que les APU sont également des turbines et utilisent le même carburant. Les données ainsi obtenues sont présentées dans les Tableau 3.4 et Tableau 3.5 respectivement pour les stationnements au niveau du terminal et pour les stationnements éloignés.

Tableau 3.4 Données d'utilisation et d'émissions des APU durant un cycle LTO par catégorie d'aéronefs utilisés pour les stationnements au niveau du terminal

Tablier	Temps (h)	NO_x (kg)	HC (kg)	CO (kg)	PM (kg)	SO_x (kg)	CO₂ (kg)
1	0,245	4,70 10 ⁻¹	3,14 10 ⁻²	4,12 10 ⁻²	7,84 10 ⁻³	7,73 10 ⁻²	1,86 10 ²
2	0,245	2,29 10 ⁻¹	9,80 10 ⁻³	1,01 10 ⁻¹	8,17 10 ⁻³	3,44 10 ⁻²	8,25 10 ¹
3	0	-	-	-	-	-	-
4	0	-	-	-	-	-	-

Tableau 3.5 Données d'utilisation et d'émissions des APU durant un cycle LTO par catégorie d'aéronefs utilisés pour les stationnements éloignés

Éloigné	Temps (h)	NO _x (kg)	HC (kg)	CO (kg)	PM (kg)	SO _x (kg)	CO ₂ (kg)
1	1,25	2,40	$1,60 \cdot 10^{-1}$	$2,10 \cdot 10^{-1}$	$4,00 \cdot 10^{-2}$	$3,95 \cdot 10^{-1}$	$9,47 \cdot 10^2$
2	0,87	$8,12 \cdot 10^{-1}$	$3,48 \cdot 10^{-2}$	$3,60 \cdot 10^{-1}$	$2,90 \cdot 10^{-2}$	$1,22 \cdot 10^{-1}$	$2,93 \cdot 10^2$
3	0,17	$1,58 \cdot 10^{-1}$	$6,79 \cdot 10^{-3}$	$7,02 \cdot 10^{-2}$	$5,66 \cdot 10^{-3}$	$2,38 \cdot 10^{-2}$	$5,71 \cdot 10^1$
4	0,61	$5,74 \cdot 10^{-1}$	$2,46 \cdot 10^{-2}$	$2,54 \cdot 10^{-1}$	$2,05 \cdot 10^{-2}$	$8,63 \cdot 10^{-2}$	$2,07 \cdot 10^2$

3.1.4 Estimation des émissions des GAV

Pour estimer les émissions provenant des activités de roulage des véhicules d'accès (GAV) à l'aéroport, le logiciel de l'EPA MOVES décrit brièvement au chapitre 3 a été utilisé. Afin d'obtenir un inventaire réaliste de ces émissions, ce dernier se base sur l'utilisation de données locales spécifiques à l'aéroport. Parmi les données locales qui peuvent être utilisées à ce stade se trouve notamment le nombre total de passagers à l'aéroport durant l'année 2015 de 15,5 millions (Aéroports de Montréal, 2016). En effet, à partir de ce dernier, le nombre de mouvements de véhicules permettant aux passagers d'effectuer leurs déplacements vers ou depuis l'aéroport peut être estimé. Pour cela il faut tout d'abord enlever de ce dernier le nombre de passagers en transit (18 %) (Aéroports de Montréal, 2016) et utilisant les transports en commun (9,4 %) (Aéroports de Montréal, 2017) pour obtenir ainsi le nombre de passagers utilisant des véhicules personnels ou des services de transport particuliers pour accéder à la zone aéroportuaire (11,5 millions). Selon la procédure du Conseil International des Aéroports (ACI) ce nombre de passagers est alors séparé entre les passagers voyageant pour des raisons professionnelles (50 %) et pour loisir (50 %) soit 5,76 millions de passagers dans chaque catégorie (Airports Council International, 2016). À partir de ces catégories, le nombre de véhicules utilisés pour acheminer ces passagers peut être obtenu. Pour cela une moyenne d'un véhicule par passager en affaire (soit 5,76 millions de véhicules) et d'un véhicule pour 3 passagers en loisir (soit 1,92 millions de véhicules) sont attribués. Enfin, pour évaluer le nombre de mouvements de véhicules, les véhicules personnels (opérés par les passagers eux

même et pour lesquels un seul mouvement est considéré par véhicule) et les véhicules utilisés pour un dépôt ou une prise en charge (incluant les taxis et pour lesquels deux mouvements sont considérés par véhicules) doivent être distingués. La répartition de ces véhicules selon la catégorie de passagers est décrite dans le Tableau 3.6 ainsi que le nombre de mouvements de véhicules correspondants. Le nombre de mouvements de véhicules utilisés pour l'acheminement des passagers à l'aéroport pour l'année 2015 ainsi obtenu est de 13,2 millions.

Tableau 3.6 Répartition des véhicules par catégorie de passagers et nombres de mouvements correspondants pour l'aéroport en 2015

	Nombre de passagers 10⁶	Nombre de véhicules 10⁶	% véhicules personnels / drop off	Nombre de mouvement par véhicule	Nombre de mouvements de véhicules 10⁶
Affaire	5,76	5,76	20 %	1	1,15
			80 %	2	9,21
Loisir	5,76	1,92	50 %	1	0,96
			50 %	2	1,92
Total					13,2

Une fois le nombre de mouvements défini, il faut définir la distance prise en compte pour ces derniers. Pour cela, l'OACI recommande de prendre en compte la distance entre l'aéroport et le centre-ville (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2011), pour cette étude une distance de 20 km est donc considérée. Les différents mouvements de véhicules ont ensuite été répartis mensuellement selon le trafic aérien de l'aéroport. La répartition mensuelle est décrite à la Figure 3.3.

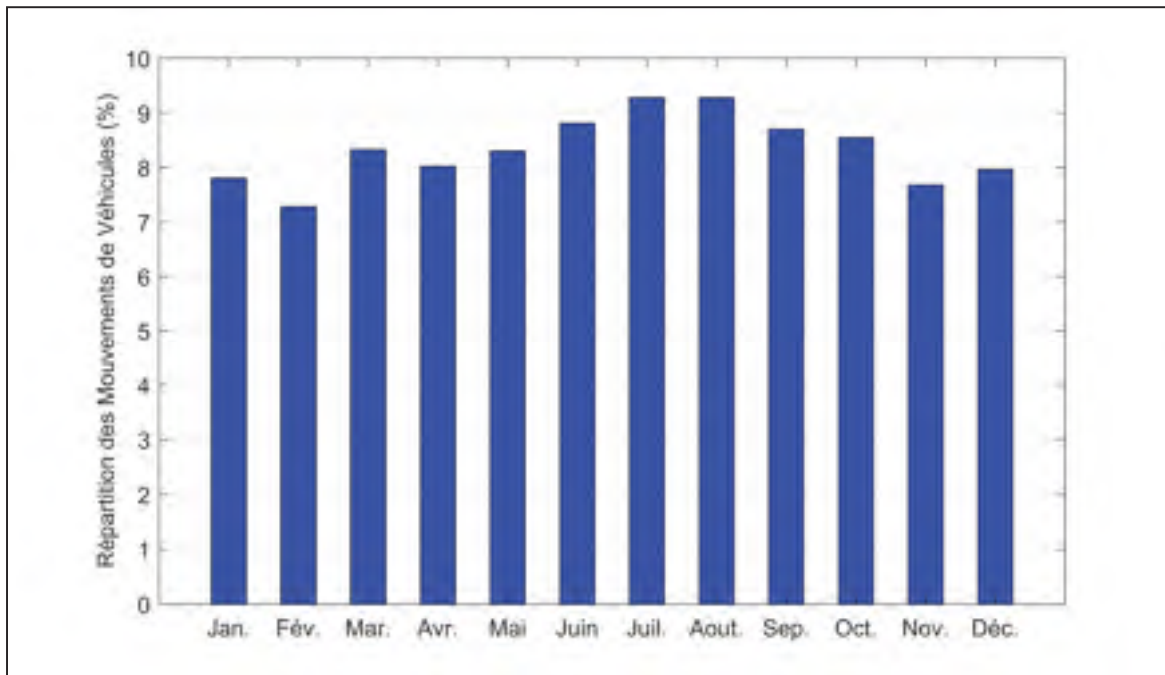


Figure 3.3 Répartition mensuelle des mouvements des véhicules d'accès légers à l'aéroport en 2015 en pourcentage du trafic annuel de véhicules

Les mouvements de véhicules sont également répartis selon le type de jour (semaine ou fin de semaine) et selon l'heure de la journée en fonction du trafic aérien.

En plus des mouvements des véhicules légers, les mouvements des véhicules de transport en commun desservant l'aéroport sont considérés. Ces derniers permettent en effet aux voyageurs de faire la liaison entre l'aéroport et le centre-ville en transport en commun. Pour cela et à l'aide des données locales (Société de Transport de Montréal, 2017) le nombre de passages quotidiens de la navette de bus a été comptabilisé en fonction des jours mais également la répartition horaire de ces mouvements. De plus, étant donné que la navette relie l'aéroport au centre-ville, la distance considérée pour les trajets de bus est la même que celle considérée pour les véhicules légers à savoir 20 km.

En plus des données concernant les différents mouvements de véhicules, d'autres paramètres sont nécessaires pour pouvoir établir l'inventaire des émissions avec le logiciel MOVES.

Parmi ces derniers se trouvent:

- la pyramide des âges des véhicules ;
- la répartition de vitesse des véhicules ;
- les caractéristiques du carburant ;
- les données météorologiques.

Pour ce qui est des données météorologiques, seules la température et l'humidité relatives sont nécessaires. Ces dernières ont été estimées selon les données de la station météorologique de NAV Canada et fournies par Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC) et correspondent aux données horaires mesurées directement dans l'enceinte de l'aéroport (Gouvernement du Canada, 2019).

Quant aux autres paramètres, aucune donnée locale ne permettait de les évaluer c'est pourquoi les standards américains intégrés au logiciel ont été utilisés.

3.2 Émissions reliées aux activités aériennes de l'aéroport

Suivant les méthodes présentées au CHAPITRE 2 ainsi qu'au paragraphe 3.1, cette section présente les masses de polluants émises par les différentes sources reliées aux activités aériennes de l'aéroport considérées dans cette étude.

3.2.1 Émissions des aéronefs

Tout d'abord, les masses de polluants émises par les moteurs principaux des aéronefs durant leurs activités au niveau de l'aéroport sont présentées ainsi que l'impact du temps de taxi et des conditions météorologiques sur ces émissions.

3.2.1.1 Impact du temps de taxi sur les émissions des aéronefs

Dans un premier temps, l'impact du temps d'opération au sol (taxi) sur les émissions polluantes des aéronefs est étudié. Pour cela, comme détaillé dans la méthodologie, les inventaires n°1 et

n°2 sont comparés car seul le temps de taxi diffère entre les deux passant de 26 minutes (OACI) pour l'inventaire n°1 à 18 minutes (effectif à l'aéroport) pour l'inventaire n°2. Le Tableau 3.7 présente les émissions des aéronefs durant les phases de taxi et durant le cycle LTO complet et ce pour l'inventaire n°1 et pour l'inventaire n°2.

Tableau 3.7 Émissions des aéronefs pour les inventaires n°1 et n°2
pour l'année 2015

Masses (t/an)	Émissions cycle LTO		
	Inventaire n°1 (26 minutes)	Inventaire n°2 (18 minutes)	Différence
NOx	6,24 10 ²	5,88 10 ²	-6 %
HC	1,28 10 ²	9,85 10 ¹	-23 %
CO	8,96 10 ²	6,58 10 ²	-27 %
PM	9,45	8,15	-14 %
SOx	7,34 10 ¹	6,23 10 ¹	-15 %
CO ₂	1,76 10 ⁵	1,50 10 ⁵	-15 %
H ₂ O	6,90 10 ⁴	5,87 10 ⁴	-15 %
Fuel	5,58 10 ⁴	4,74 10 ⁴	-15 %

Les résultats montrent dans un premier temps que la réduction du temps de taxi d'un peu plus de 30 % n'impacte pas l'ensemble des polluants de la même manière. Le CO et les HC présentent en effet la plus grande sensibilité au temps de taxi avec une réduction globale de 25 % alors que les NOx sont les espèces les moins sensibles présentant une réduction de seulement 6 %. La consommation de carburant (et dans la même mesure les émissions de PM, SOx, CO₂ et H₂O) montre une réduction intermédiaire de 15 %. Ce premier constat suggère que les CO et HC soient émis en majeure partie durant la phase de taxi étant donnée leur grande sensibilité. Les NOx au contraire seraient relativement peu émis durant cette phase étant donné qu'ils ne sont quasiment pas impactés par la modification du temps de taxi. Afin d'approfondir ce qui a été suggéré sur la répartition des différentes émissions durant la phase de taxi, les

différents segments de vol ont été regroupés selon les phases du cycle LTO (Taxi, Décollage, Montée et Approche) afin de quantifier leur contribution aux émissions du cycle LTO. Étant donné que la frontière entre chaque segment n'est pas clairement définie par l'OACI, les segments ont été définis comme suit :

- taxi : émissions issues des mouvements des aéronefs sur les voies de circulation au sol ;
- approche : émissions issues des mouvements d'atterrissage depuis une altitude de 3000 pieds jusqu'à ce que l'aéronef touche la piste d'atterrissage ;
- décollage : émissions issues des mouvements de décollage depuis le départ initial en début de piste de décollage jusqu'à une altitude de 1000 pieds ;
- montée : émissions issues des mouvements de décollage entre une altitude de 1000 pieds jusqu'à 3000 pieds.

La Figure 3.4 présente ainsi pour l'inventaire n°2, la contribution de chaque segment du cycle LTO aux différentes émissions des aéronefs.

Comme suggéré par la sensibilité des émissions au temps de taxi, les résultats montrent qu'en effet le CO et les HC sont très majoritairement émis durant les phases de taxi avec respectivement 82 % et 68 % des émissions totales du cycle LTO. Selon la procédure OACI, les phases de démarrage moteur émettent uniquement des HC et représentent environ 20 % des émissions de HC totales. De plus le regroupement Taxi-Approche représente 97 % des émissions de CO et 79 % des émissions de HC. L'émission des NOx est quant à elle favorisée durant les phases de décollage et de montée qui représentent respectivement 35 % et 30 % des émissions totales de NOx durant le cycle LTO. En relation avec les points de fonctionnement moteur, les résultats précédents tendent à appuyer le fait que le CO et les HC soient largement émis durant les phases de faibles régimes moteurs car ces dernières sont généralement associées à des températures et pressions dans la chambre de combustion plus faibles ce qui favorise la présence de HC et de CO en sortie de turbine.

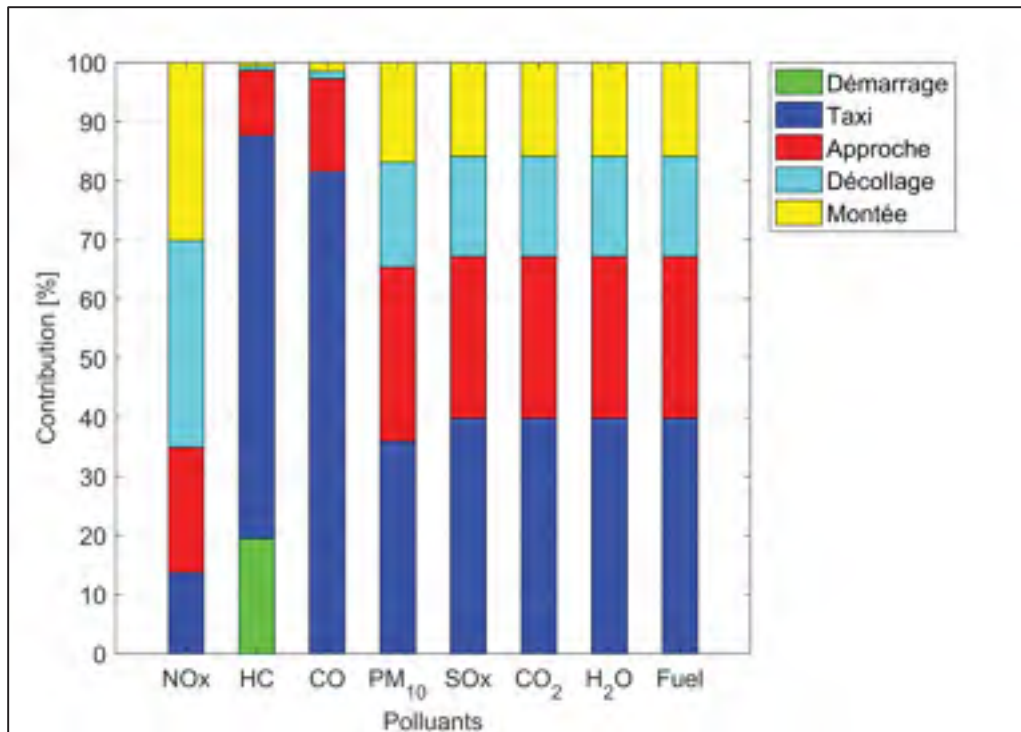


Figure 3.4 Contribution relative des différentes phases du cycle LTO aux émissions totales en fonction des polluants

À l'inverse, les hauts régimes moteurs sont associés à des hautes températures dans la chambre de combustion qui permettent d'activer les processus de formations des NOx qui sont donc favorisés par les phases de hauts régimes moteurs. Enfin, les émissions de HC, PM, SOx et CO₂ durant chacune des phases du cycle LTO sont proportionnelles aux consommations de carburant. Pour ces derniers composés, la phase de taxi reste la plus émettrice avec environ 40 % des émissions. Les phases d'approche, de montée et de décollage comptent pour respectivement 27 %, 17 % et 16 % des émissions. Cette majeure contribution de la phase de taxi malgré un faible régime moteur (7%) est expliquée par le temps d'opération de 18 minutes relativement long en comparaison du temps des autres phases du cycle. Nous pouvons cependant noter que les taux d'émissions de PM sont très légèrement favorisés par les phases de décollage et de montée qui représentent respectivement 17 % et 18 %.

3.2.1.2 Impact des conditions atmosphériques

Une fois l'impact du temps de taxi sur les émissions aéronautiques de l'aéroport détaillé, celui des conditions météo va être étudié répondant ainsi au deuxième objectif de recherche. Pour cela les inventaires n°2 et n°3 ont été comparés. Ces deux inventaires considèrent en effet le temps de taxi local de 18 minutes avec des conditions météo standards pour l'inventaire n°2 et réalistes pour l'inventaire n°3. Dans un premier temps les émissions des inventaires n°2 et n°3 durant les saisons hivernales et estivales (toutes deux étant définies par une période de 4 mois) sont comparées. Les Tableau 3.8 et Tableau 3.9 présentent les émissions aéronautiques des cycles LTO complets durant les saisons d'*hiver* et d'*été* et ce pour les deux niveaux d'inventaires n°2 et n°3.

Tableau 3.8 Émissions aéronautiques durant la saison hivernale (Décembre, Janvier, Février et Mars) en 2015 pour les inventaires n°2 et n°3

Période hivernale (t)	Inventaire n°2	Inventaire n°3	Différence
NO _x	1,86 10 ²	1,89 10 ²	1 %
HC	3,12 10 ¹	2,72 10 ¹	-13 %
CO	2,08 10 ²	1,73 10 ²	-16 %
PM	2,64	2,64	0 %
Fuel (SO _x , CO ₂ , H ₂ O)	1,51 10 ⁴ ^a	1,51 10 ⁴ ^a	0 %
^a Masses de carburant			

Tableau 3.9 Émissions aéronautiques durant la saison estivale (Juin, Juillet, Août et Septembre) en 2015 pour les inventaires n°2 et n°3

Période estivale (t)	Inventaire n°2	Inventaire n°3	Différence
NO _x	2,19 10 ²	2,08 10 ²	-5 %
HC	3,66 10 ¹	3,67 10 ¹	0 %
CO	2,43 10 ²	2,47 10 ²	2 %
PM	2,95	2,96	0 %
Fuel (SO _x , CO ₂ , H ₂ O)	1,74 10 ⁴ ^a	1,74 10 ⁴ ^a	0 %
^a Masses de carburant			

Les résultats montrent dans un premier temps que les HC et le CO sont les composés les plus sensibles aux conditions météo. En effet, prendre en compte les conditions météo réalistes par rapport aux données météo ISA et plus spécifiquement durant l'hiver, a respectivement conduit à une réduction des émissions de HC et CO de 13 % et 16 %. De plus, le regroupement des résultats par saison permet d'identifier dans une certaine mesure l'effet saisonnier des conditions météo sur les émissions aéronautiques. En effet, la saison hivernale tend à réduire les émissions de CO et HC et d'augmenter celles de NO_x de 1 % alors que la saison estivale a plutôt un effet opposé en réduisant les émissions de NO_x de 5 % et en augmentant les émissions de CO de 2 %. Enfin ces premiers résultats montrent que les émissions de particules et de composés proportionnels à la consommation de carburant (SO_x, CO₂ et H₂O) sont insensibles aux variations saisonnières des conditions météorologiques.

Afin d'approfondir ces premiers résultats, les variations mensuelles des impacts des conditions météo sur les émissions aéronautiques sont quantifiées. Étant donné que le volume de trafic aérien mensuel varie considérablement durant les saisons il est difficile d'extraire l'effet saisonnier des conditions météorologiques en comparant les émissions polluantes mensuelles totales. Pour remédier à cela, les masses mensuelles de polluants sont rapportées par

mouvement d'aéronef et ce lorsque les données ISA ainsi que les données météo de haute fidélité étaient utilisées. La Figure 3.5 représente l'évolution des émissions mensuelles de HC, CO, NOx et les consommations de carburant par mouvement d'aéronef pour les deux niveaux d'inventaires. Les résultats montrent que les consommations de carburant sont relativement peu impactées par les conditions météorologiques et aucune tendance saisonnière n'a pu être observée. Elles sont cependant impactées de manière mensuelle avec des modifications jusqu'à 1 %. Cependant, les variations mensuelles dues aux changements de flotte aérienne impactent les consommations de carburant dans une plus grande mesure avec des variations de ± 4 %.

En ce qui concerne les composés carbonés HC et CO, comme remarqué précédemment, ces derniers sont bien plus impactés par les conditions météorologiques et présentent un effet saisonnier très marqué avec une forte réduction durant la période hivernale allant jusqu'à 18 % et 22 % respectivement pour le HC et le CO. Durant la période estivale, ces composés présentent une légère augmentation jusqu'à 1,5 % pour les HC et 2 % pour le CO. Les variations d'émissions dues aux changements dans la flotte aérienne sont quant à eux à l'origine de variations de l'ordre de ± 5 %. Les NOx présentent eux aussi un impact saisonnier marqué avec une augmentation des émissions lorsque les températures sont inférieures à la température de référence de 15 °C (jusqu'à 4,9 % d'augmentation des émissions en Avril). À l'inverse, lorsque les températures sont supérieures à celle de référence, les émissions de NOx présentent des réductions d'émissions jusqu'à 9 % en Juillet.

Les résultats observés au niveau des émissions de CO, HC et NOx sont en accord avec la littérature (Kauffman, 1980). La tendance générale montre une augmentation des émissions d'espèces carbonées (HC et CO) et une réduction des émissions de NOx avec une hausse de la température ambiante.

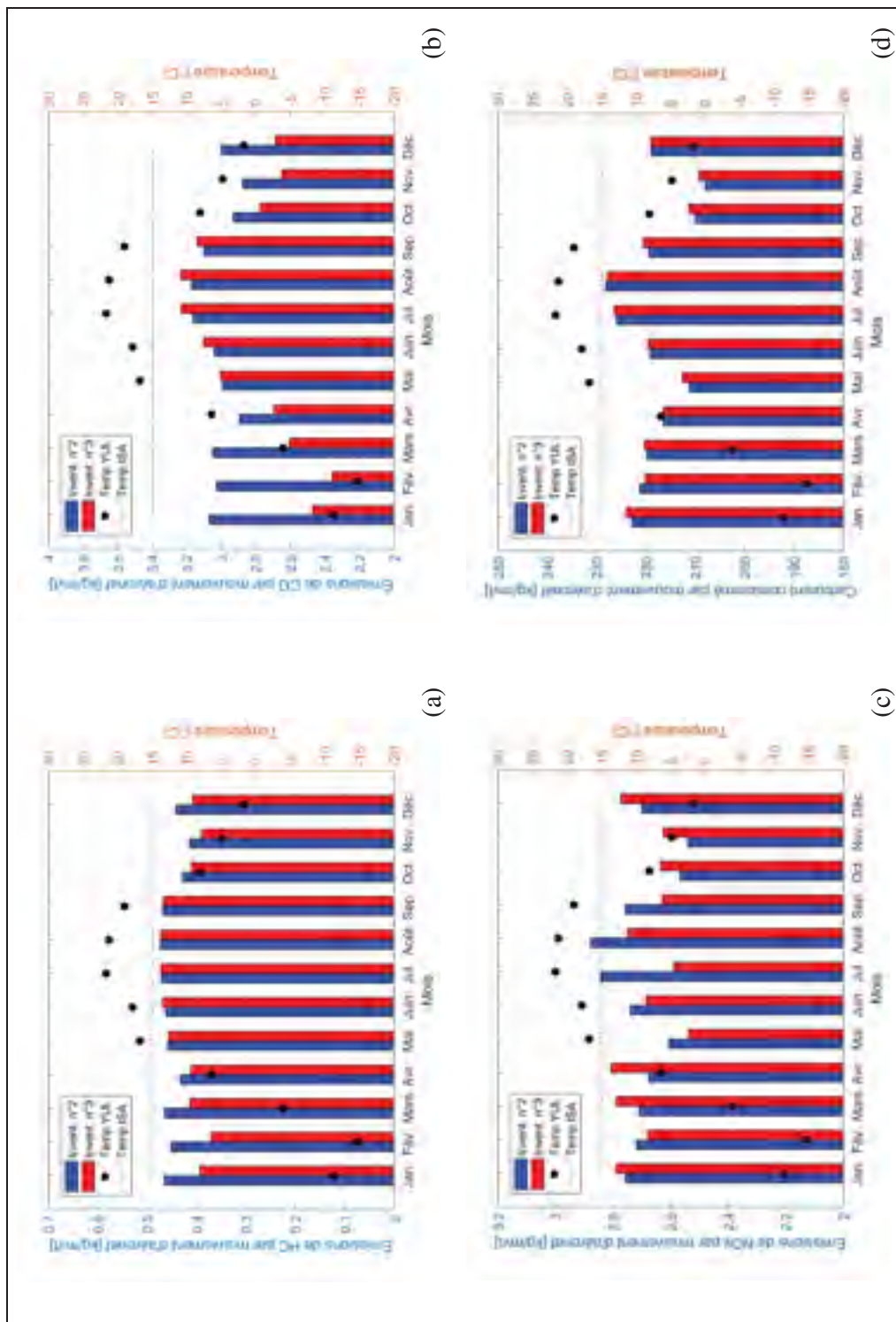


Figure 3.5 Évolution mensuelle des émissions de HC (a), CO (b), NOx (c) et des consommations de carburant (d) par mouvement d'aéronef à l'aéroport en 2015 pour les inventaires n°2 et n°3

Au niveau des HC et CO, ce comportement peut s'expliquer par la baisse d'efficacité de la turbine avec la hausse de la température ambiante (El Hadik, 1990). En effet, ces composés sont le résultat d'une combustion incomplète qui est favorisée par l'inefficacité globale de la turbine. À l'inverse, les émissions de NOx sont contrôlées par la température de flamme (Lipfert, 1972), une température plus importante entraînant des émissions de NOx plus grandes (Blazowski et al., 1973). Une augmentation de la température ambiante s'accompagne cependant d'une hausse significative de la pression de vapeur saturante. La présence de plus de vapeur d'eau augmente alors la capacité thermique de l'air qui résulte en une baisse de la température de flamme et donc des émissions de NOx. (Lipfert, 1972)

Étant donné que les consommations de carburant mensuelles ne sont quasiment pas impactées par les conditions météorologiques, les variations constatées au niveau des émissions de HC, CO et NOx sont le résultat de variations d'indices d'émissions de ces composés. Afin de comparer les résultats obtenus au modèle, les impacts observés sont confrontés aux impacts hypothétiques sur les indices d'émissions évalués d'après les équations de la «Boeing Fuel Flow method» décrite au CHAPITRE 2 en utilisant les températures moyennes mensuelles pour l'année 2015. La Figure 3.6 présente les impacts mensuels théoriques et observés des conditions météorologiques sur les émissions de HC, CO et NOx durant le cycle LTO. Nous pouvons remarquer dans un premier temps que les impacts observés sont plus faibles que les impacts théoriques ce qui peut en partie être dû à l'utilisation des températures moyennes mensuelles pour quantifier les impacts théoriques. En effet, les variations de températures au cours d'une journée indiquent généralement des températures plus faibles durant la nuit, là où peu de mouvements d'aéronefs sont enregistrés. Étant donné que les aéronefs opèrent dans des conditions de températures généralement plus élevées que la température moyenne mensuelle, il est attendu que l'impact des conditions météo observé soit moins marqué que l'impact théorique. De plus, la très grande majorité des impacts mensuels observés sont de même signe (augmentation ou réduction) que les impacts théoriques.

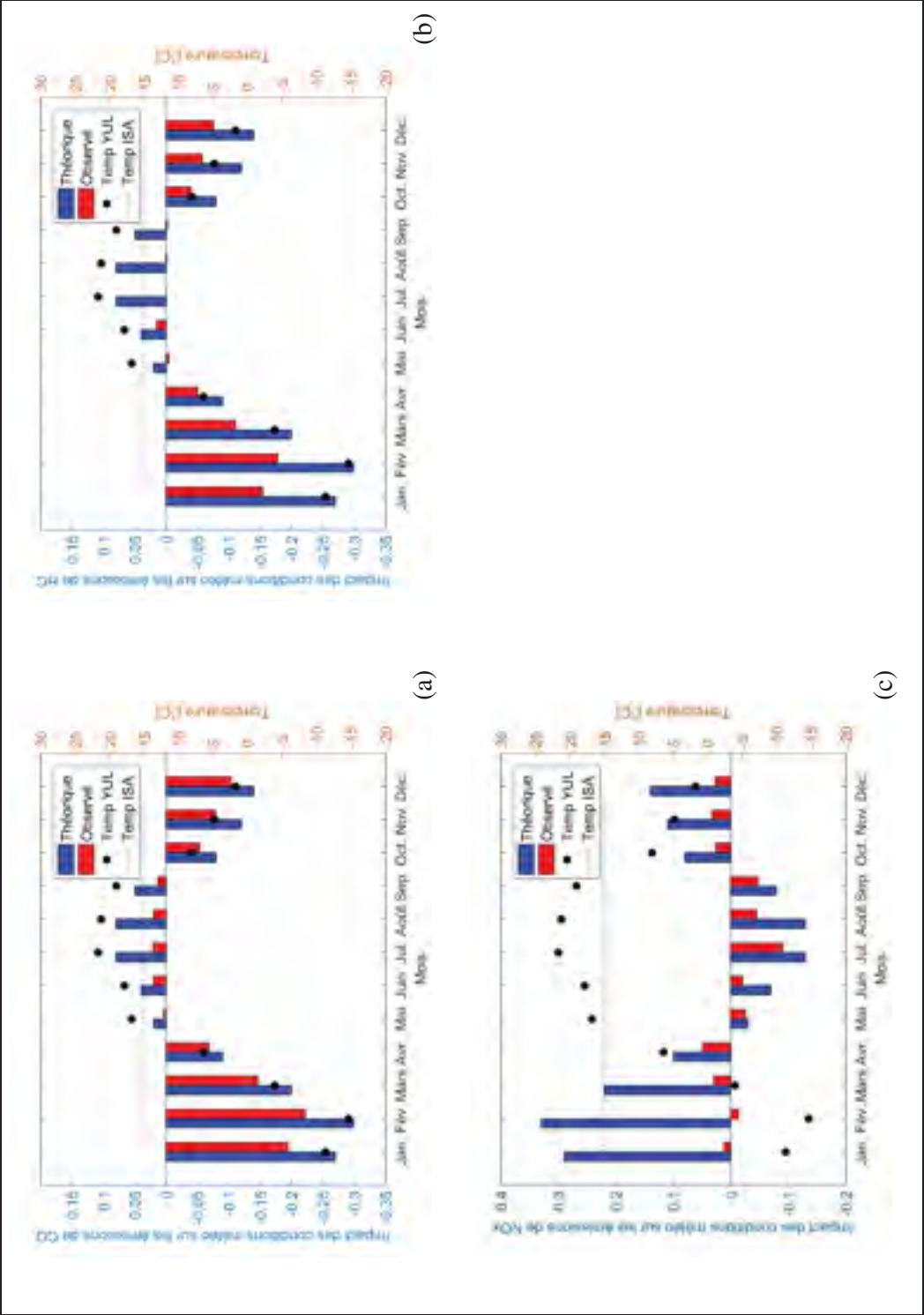


Figure 3.6 Impacts mensuels théoriques et observés des conditions météo sur les émissions de CO (a), HC (b) et NOx (c)

Concernant les composés carbonés CO et HC, les impacts observés et modélisés sont relativement cohérents et suivent globalement la même évolution en fonction des mois. L'impact sur les HC est cependant moins marqué que celui sur le CO. Ce point peut s'expliquer par le fait que 20 % des émissions de HC sont produites durant la phase de démarrage moteur qui n'est pas impactée par les conditions atmosphériques. Les impacts au niveau des NOx présentent plus de divergences notamment durant l'hiver où les impacts observés sont très en deçà des impacts théoriques.

Afin de mieux comprendre les impacts des conditions météo au niveau des émissions de NOx, le tableau suivant présente l'impact des conditions météo durant la saison hivernale et estivale en fonction des phases du cycle LTO sur les consommations de carburant et les émissions de NOx.

Tableau 3.10 Impact des conditions météo sur les consommations de carburant et sur les émissions de NOx pour chaque phase du cycle LTO durant la saison hivernale (Décembre, Janvier, Février et Mars) et estivale (Juin, Juillet, Août et Septembre)

Impact	Hiver		Été	
	Fuel	NOx	Fuel	NOx
Taxi	0,1 %	27 %	-0,2 %	-7,5 %
Décollage	-8,8 %	-11 %	-3,9 %	-13 %
Montée	4,0 %	2,2 %	-6,1 %	3,5 %
Approche	3,2 %	4,3 %	-0,2 %	-2,9 %
Cycle LTO	0,1 %	1,4 %	0,2 %	-5,1 %

Les résultats montrent dans un premier temps que contrairement à ce qui avait été conclu précédemment, les conditions météorologiques impactent effectivement les consommations de carburant durant le cycle LTO et plus particulièrement les phases de décollage et de montée. L'impact saisonnier moyen observé pour ces deux phases se situe en effet dans un intervalle de -9 % à 4 %. De plus, l'impact au niveau des émissions de NOx durant la saison hivernale et également très hétérogène en fonction de la phase considérée. Durant cette saison, les impacts

au niveau des NOx sont situés entre +27 % durant la phase de taxi et -11 % au décollage. Ces grandes variations d'impact se contrebalancent dans une certaine mesure pour aboutir à un impact au niveau du cycle LTO complet de seulement +1 %. Durant l'été, l'impact sur les NOx est plus homogène et se situe entre -13 % et 3 %.

Les impacts sur les cycles LTO complets n'étaient donc pas entièrement satisfaisants pour appréhender les effets des conditions météo. En effet, il a été conclu sur la base des résultats précédents que les consommations de carburant n'étaient pas sensibles aux conditions météo et de ce fait que les impacts modélisés au niveau des émissions de CO, HC et NOx étaient seulement le résultat des impacts sur les indices d'émissions. Cependant, les résultats suivant les différentes phases du cycle LTO, indiquent que les consommations de carburant étaient en effet bien impactées durant les phases autres que le taxi mais que ces impacts se contrebalançaient lorsque le cycle LTO complet était pris en compte. De ce fait, les impacts observés sur les NOx sont la somme des impacts des conditions météo sur les performances moteurs (poussée), sur les consommations de carburant et sur les indices d'émissions. De plus, comme vu dans la partie 3.2.1.1, la production de NOx a principalement lieu durant les phases de décollage, de montée et dans une plus petite mesure dans les phases d'approche et de taxi, or les consommations de carburant durant ces différentes phases sont impactées de manières très différentes contrairement aux CO et HC qui sont très majoritairement émis durant l'unique phase de taxi.

L'inventaire final des émissions aéronautiques à l'aéroport pour l'année 2015 est ainsi présenté dans le Tableau 3.11.

Tableau 3.11 Inventaire des émissions aéronautiques à l'aéroport pour l'année 2015

Émissions (t/an)	Aéronefs
NO _x	5,83 10 ²
HC	9,34 10 ¹
CO	6,18 10 ²
PM	8,17
SO _x	6,25 10 ¹
CO ₂	1,50 10 ⁵
H ₂ O	5,88 10 ⁴
Fuel	4,75 10 ⁴

Afin de pouvoir mettre en perspective le travail d'inventaire des émissions aéronautiques effectué dans cette étude, l'inventaire final a été comparé à celui développé selon la méthode d'ECCC (ECCC, 2015). Cette comparaison présentée au Tableau 3.12 se base sur les masses de NO_x, CO, PM et SO_x des mouvements d'aéronefs à l'aéroport durant l'année 2015.

Tableau 3.12 Comparaison entre les inventaires des émissions aéronautiques de l'aéroport durant l'année 2015 établis par ECCC et durant cette étude

Émissions (t/an)	ECCC	Cette étude	Différence
NO _x	5,74 10 ²	5,83 10 ²	1,6 %
CO	7,18 10 ²	6,18 10 ²	-14 %
PM	14,8 ^a 12,8 ^b	8,17	-45 %
SO _x	4,42 10 ¹ ^c	6,25 10 ¹	41 %
^a PM ₁₀ ^b PM _{2,5} ^c SO ₂			

Les deux inventaires présentent des résultats relativement similaires avec des différences entre $\pm 45 \%$ pour les PM et les SO_x (à noter que l'inventaire d'ECCC quantifie les émissions de SO₂). Les deux méthodologies proposées présentent des bases similaires en utilisant le cycle LTO pour décrire les mouvements proches de l'aéroport et les différentes bases de données telles que la base de données OACI ou la BADA. Cependant, des différences notables demeurent. Dans un premier temps, la méthodologie de cette étude utilise un modèle de performances moteurs notamment pour définir et quantifier les temps dans chaque phase de vol ainsi que les consommations de carburant associées alors que la méthodologie d'ECCC utilise plutôt les temps et consommations standards du cycle LTO standard de l'OACI tel que présenté au CHAPITRE 2. De plus le temps de taxi utilisé dans ce dernier niveau d'inventaire est un temps spécifique à l'aéroport de cette étude alors que le temps utilisé pour l'inventaire ECCC est le standard OACI de 26 minutes. Enfin, l'impact des conditions météo est pris en compte sur les performances et émissions polluantes pour cette étude et non dans l'inventaire d'ECCC.

L'inventaire final de cette étude a également été comparé à ceux de quelques autres aéroports de la littérature. Le Tableau 3.13 présente les masses annuelles de NO_x, HC, CO, PM et CO₂ issus des mouvements d'aéronefs ainsi que le nombre total de mouvements pour les différents aéroports. Cette comparaison montre que les émissions polluantes ne sont pas directement proportionnelles au volume de trafic aux différents aéroports. En effet, les aéroports de Zurich (ZRH), de Toronto (YYZ) et celui considéré dans cette étude sont relativement proches en termes de volume de trafic aérien avec moins de 25 % de différence, cependant, et avec des méthodologies d'inventaires similaires (en se basant sur des temps de taxi spécifiques aux aéroports ainsi que sur des modèles de performances). Les émissions rapportées varient fortement (avec des différences jusqu'à un facteur 2 pour les HC). Une certaine consistance peut cependant être décelée dans les émissions de PM pour ces trois aéroports lesquelles présentent des différences de moins de 50 %. Cette consistance ne se poursuit pas au niveau des aéroports plus volumineux (PEK et ATL) pour lesquels les émissions de particules sont bien plus élevées même en considérant le volume de trafic différent.

Tableau 3.13 Comparaison des inventaires des émissions aéronautiques à l'aéroport par rapport à d'autres aéroports

Aéroport (IATA)/ Année	Référence	Pax (10⁶)	Mvt. aériens	NOx (t/an)	HC (t/an)	CO (t/an)	PM (t/an)
2015	Cette étude	15,5	219 128	5,83 10 ²	9,34 10 ¹	6,18 10 ²	8,2 ^a ou ^b
Toronto (YYZ) 2007	(RWDI AIR Inc., 2009)	31,4	264 244	1,69 10 ³	-	1,52 10 ³	12 ^a
Zurich (ZRH) 2008	(Fleuti & Maraini, 2012)	22,1	274 991	9,12 10 ²	2,15 10 ²	1,35 10 ³	10 ^c
Beijing (PEK) 2015	(Yang et al., 2018)	89,9	590 200	7,56 10 ³	3,18 10 ²	3,49 10 ³	71 ^b
Atlanta (ATL) 2000	(Unal et al., 2005)	78,1	846 846	4,91 10 ³	-	5,20 10 ³	100 ^a , 70 ^b
^a PM ₁₀ ^b PM _{2.5} ^c Taille non spécifiée							

3.2.2 Émissions des autres sources aéroportuaires

Une fois les émissions des aéronefs quantifiées, les autres sources d'émissions au niveau de l'aéroport ont été estimées. Le

Tableau 3.14 présente les inventaires pour l'année 2015 des GSE, des APU et des GAV.

Tableau 3.14 Inventaire des émissions des GSE, APU et GAV à l'aéroport en 2015

Émissions (t/an)	NO _x	HC	CO	PM ₁₀	SO _x	CO ₂
GSE	3,06 10 ¹	2,59	1,17 10 ¹	1,70	-	2,90 10 ⁴
APU	2,52 10 ¹	1,23	8,99	7,84 10 ⁻¹	3,88	9,30 10 ⁴
GAV	1,24 10 ²	2,08 10 ¹	6,88 10 ²	2,87	1,32	6,89 10 ⁴

De manière générale, les émissions issues des activités des GSE et des APU sont du même ordre de grandeur. Il en est de même pour les émissions de PM, SO_x et CO₂ issues des GAV cependant les émissions de NO_x, HC et CO des GAV sont, elles, un ordre de grandeur supérieures. Nous pouvons cependant remarquer que les véhicules au sol et plus particulièrement les GAV ne contribuent que très minoritairement aux émissions de SO_x. Cette particularité pourrait être expliquée par les différents carburants consommés par d'une part les aéronefs et les APU et d'autre part les véhicules au sol (GSE et GAV) et notamment par leur teneur en soufre. En effet, les normes concernant cette teneur sont très différentes. Dans cette étude il a été considéré que la teneur en soufre du carburant des aéronefs était de 680 ppm d'après les normes de l'OACI (Organisation de l'Aviation Civile Internationale, 2011) alors que le règlement TIER 2 de l'EPA impose aux raffineries de produire de l'essence avec une teneur moyenne de soufre de 30 ppm (Environmental Protection Agency, 2000) et de 15 ppm pour le diesel (Environmental Protection Agency, 2001). Et comme la teneur en soufre impacte directement les émissions de SO_x par les procédés de combustion, il est raisonnable de considérer que ces différences de teneur en soufre jouent un rôle sur la faible contribution des véhicules d'accès aux émissions de SO_x.

Afin de mettre en perspective ces émissions, la Figure 3.7 présente les contributions relatives des différentes sources d'émissions liées aux activités aériennes et ce pour chaque polluant considéré. Les émissions des aéronefs sont celles de l'inventaire final soit le n°3.

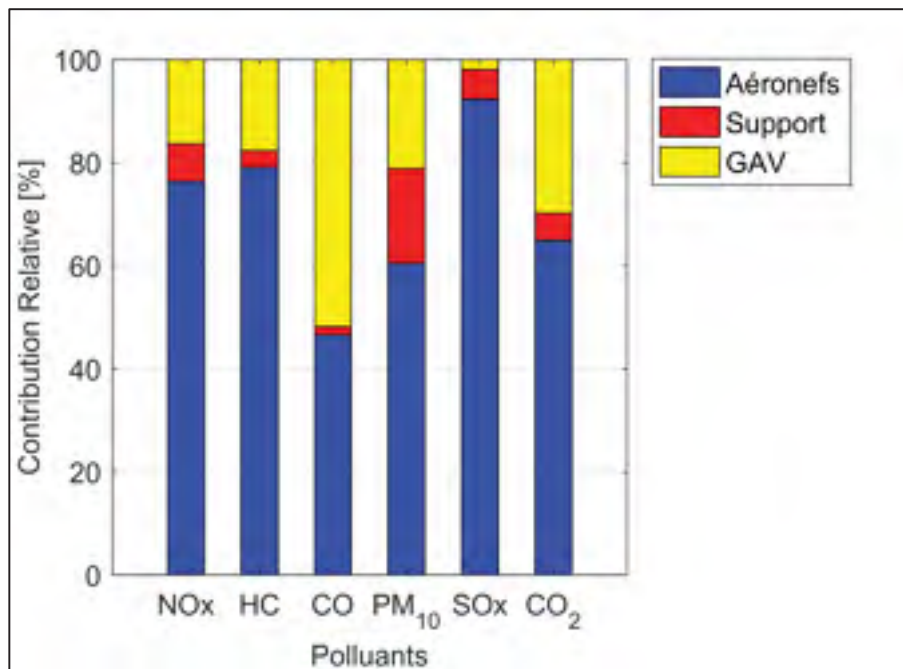


Figure 3.7 Contribution relative des différentes sources d'émissions à l'aéroport en 2015 en fonction des polluants

Les différents résultats d'inventaire montrent que les cycles LTO des aéronefs sont la source principale d'émissions polluantes à l'aéroport en contribuant entre 47 % et 92 % aux émissions totales respectivement pour le CO et les SOx. Les véhicules d'accès sont la seconde contribution aux émissions liées aux activités aériennes. Leur contribution se situe entre 2 % pour les SOx et 52 % pour le CO. Enfin les équipements de support (GSE + APU) sont les sources qui contribuent le moins aux émissions avec une contribution entre 1 % pour le CO et 18 % pour les PM. La contribution majeure des mouvements d'aéronefs aux émissions est consistante avec la littérature (Masiol & Harrison, 2014). De plus, la contribution des véhicules d'accès est largement dépendante de la longueur des trajets considérée qui varie considérablement en fonction de l'aéroport. Enfin pour comparer la contribution des véhicules de support et notamment des GSE, le Tableau 3.15 reprend le rapport entre les émissions de NOx, de CO et de PM des GSE et celles des GSE et des aéronefs regroupées pour les différents aéroports utilisés pour comparaison.

Tableau 3.15 Contribution relative des émissions GSE par rapport à celles des aéronefs et des GSE à l'aéroport considéré dans cette étude et à d'autres aéroports

Aéroport	Référence	Mvts d'aéronefs	NOx	CO	PM
	Cette étude	219 128	5,0 %	1,9 %	17 % ^a
YYZ	(RWDI AIR Inc., 2009)	264 244	15 %	68 %	40 % ^a
ZRH	(Fleuti & Maraini, 2012)	274 991	7,6 %	2,1 %	29 % ^c
PEK	(Yang et al., 2018)	590 200	4,3 %	5,1 %	25 % ^b
ATL	(Unal et al., 2005)	846 846	6,5 %	10 %	23 % ^a
^a PM ₁₀ ^b PM _{2.5} ^c Taille non spécifiée					

Les résultats de cette étude sont consistants avec ceux au niveau des autres aéroports et plus particulièrement avec ceux de Zurich, Beijing et Atlanta. En effet, les GSE comptent pour environ 6 % des NOx et 23 % des PM. Le CO cependant présente plus de variations mais contribue le plus souvent pour moins de 10 %. Seuls les résultats de l'aéroport de Toronto ne semblent pas suivre ces tendances et les contributions sont plus élevées qu'au niveau des autres aéroports sans qu'une raison particulière n'ait pu être identifiée.

3.3 Bilan du chapitre

Dans ce chapitre les émissions polluantes des différentes sources d'émissions liées aux activités aériennes de l'aéroport international de cette étude ont été estimées pour l'année 2015 complétant ainsi le premier sous-objectif de recherche. Les différentes sources prises en

compte dans cet inventaire sont les différents mouvements d'aéronefs, les APU, les GSE ainsi que les GAV. Pour estimer les émissions des aéronefs, plusieurs niveaux d'inventaire ont été définis permettant ainsi de quantifier l'impact d'une réduction de temps d'opération au sol de 30 % (passant du temps standard OACI de 26 min au temps spécifique à l'aéroport de 18 min) ainsi que l'impact des conditions météorologiques sur les émissions aéronautiques répondant ainsi au deuxième sous-objectif de recherche.

Les résultats ont montré que la réduction de temps de taxi impactait majoritairement les émissions de HC et CO avec une réduction de masse de polluants émise sur l'intégralité du cycle LTO d'environ 25 % alors que les NOx sont les polluants les moins impactés présentant une réduction de 6 %. De plus, les résultats ont montré l'importance des émissions durant les opérations de roulage des aéronefs. La phase de taxi représente effectivement (à l'exception des NOx) entre 82 % pour le CO et 35 % pour les PM₁₀ des émissions totales du cycle LTO. En ce qui concerne l'impact des conditions météorologiques, les résultats ont montré l'existence d'un effet saisonnier. La saison hivernale présente une réduction des émissions de HC et CO de l'ordre de 15 % alors que la saison estivale entraîne une réduction, moins marquée, des émissions de NOx de 5 %.

Une fois les émissions des aéronefs quantifiées et détaillées, les émissions des GSE, des APU ainsi que des GAV ont été estimées. Les résultats ont montré que les émissions des GSE et des APU étaient généralement du même ordre de grandeur et que celles des GAV étaient un ordre de grandeur supérieur. De plus, il a été constaté que les aéronefs sont majoritaires sur les émissions de tous les polluants à l'exception du CO.

Afin de compléter les résultats obtenus dans ce chapitre sur l'impact des conditions météorologiques, le chapitre suivant se propose d'appréhender l'impact de ces dernières sur les concentrations de polluants reliées aux activités aériennes de l'aéroport.

CHAPITRE 4

IMPACT DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES SUR LA DISPERSION ET SUR LES CONCENTRATIONS DE POLLUANTS

Il a été vu dans le chapitre précédent que les conditions météorologiques ont un impact non négligeable sur les émissions polluantes issues des aéronefs. Afin d'approfondir ces résultats, ce chapitre propose de quantifier l'impact des conditions météorologiques sur les concentrations de polluants en effectuant des calculs de dispersion à l'aide du modèle AERMOD ce qui permettra de réaliser le troisième objectif de recherche.

4.1 Méthodologie de calcul

Dans un premier temps, les scénarios de dispersion sont définis incluant les activités reliées aux activités aériennes de l'aéroport ainsi que les conditions météorologiques. Ensuite, le domaine d'étude, la configuration de l'aéroport ainsi que la grille de récepteur seront présentés.

4.1.1 Scénarios de dispersion

Étant donné que l'objectif des calculs de dispersion est d'appréhender l'impact des conditions météorologiques sur les concentrations de polluants, ils doivent isoler le plus possible cet impact sur les émissions et sur la dispersion de polluants. Pour cela, deux scénarios de dispersion ont été définis en ayant les mêmes activités (trafic aérien, utilisation des GSE et des APU et mouvements des GAV) cependant les conditions météo utilisées pour les scénarios sont très différentes. Pour sélectionner les données météo des deux scénarios, les conditions météorologiques extrêmes ressenties durant l'année 2015 sont étudiées. En se basant sur les données mesurées à la station de mesure de NAV Canada, les 2 semaines ayant respectivement la température moyenne la plus élevée et la plus faible ont été sélectionnées. Les deux semaines qui répondent à ces critères sont:

- scénario **été**: du 15 au 21 Août 2015: température moyenne de 24,7 °C ;
- scénario **hiver**: du 13 au 19 Février 2015: température moyenne de -17,1 °C.

Pour détailler d'avantage les différentes conditions météorologiques, la Figure 4.1 présente l'évolution de la température, de la pression et de l'humidité relative durant les deux scénarios.

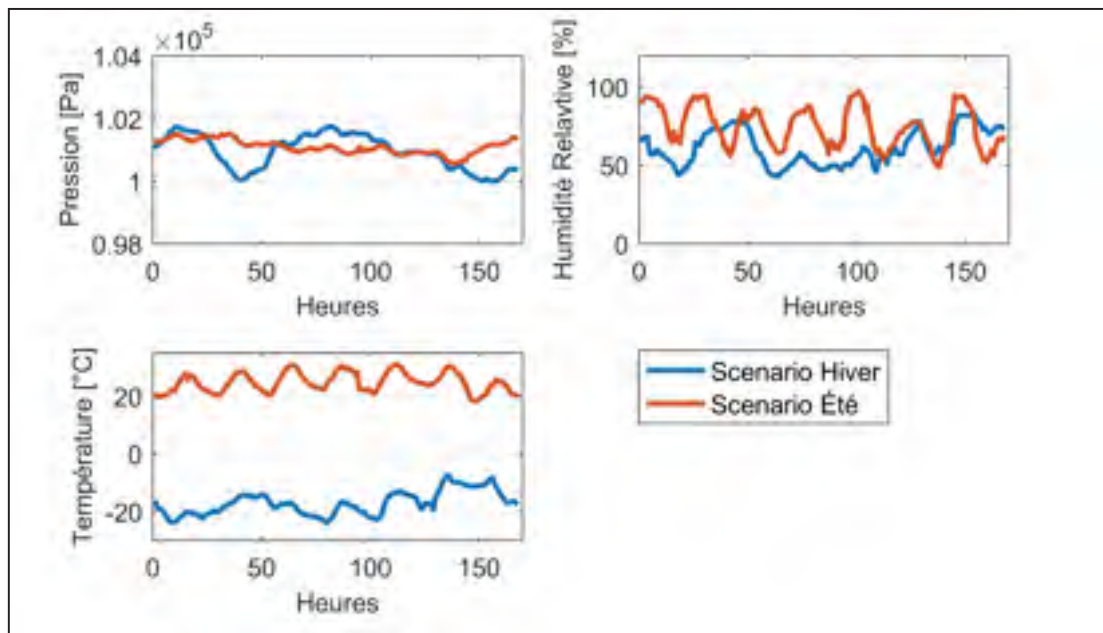


Figure 4.1 Conditions de pression, de température et d'humidité relative durant les scénarios **hiver** et **été** 2015

Nous pouvons remarquer dans un premier temps que la température présente des écarts très importants avec une température oscillant durant l'**été** entre 18 °C et 31 °C et durant l'**hiver** entre -24 °C et -7 °C. La pression et l'humidité relative cependant ne montrent pas de différence aussi notable. La pression est cependant plus stable durant l'**été** avec des extremums à 100 570 Pa et 101 510 Pa pour une moyenne de 101095 Pa plutôt qu'en **hiver** où cette dernière varie entre 100000 Pa et 101740 Pa. Enfin l'humidité relative observée est légèrement plus faible durant l'**hiver** avec une moyenne de 61 % contre 75 % durant l'**été**.

Les vents observés durant les deux scénarios sont présentés à la Figure 4.2 (a) et (b). Ces derniers sont majoritairement orientés du Sud-Ouest vers le Nord-Est (entre 210° et 270°) durant les deux scénarios avec cependant des vents latéraux différents. En effet, durant le scénario **hiver**, les vents latéraux sont orientés vers le sud (entre 0° et 30°) alors qu'en **été** ces derniers sont orientés vers le Nord-Ouest (entre 140° et 150°). Les deux scénarios ont été dominés par des vents faibles (dont la vitesse est inférieure à 6 m/s). Ces derniers représentaient respectivement 53 % et 73 % des vents durant les scénarios **hiver** et **été**. Toutefois, le scénario **hiver** présente des vents modérés à forts bien plus fréquents que le scénario **été**. Les vents supérieurs à 8 m/s représentent respectivement 26 % et 7 % des vents durant les scénarios **hiver** et **été**.

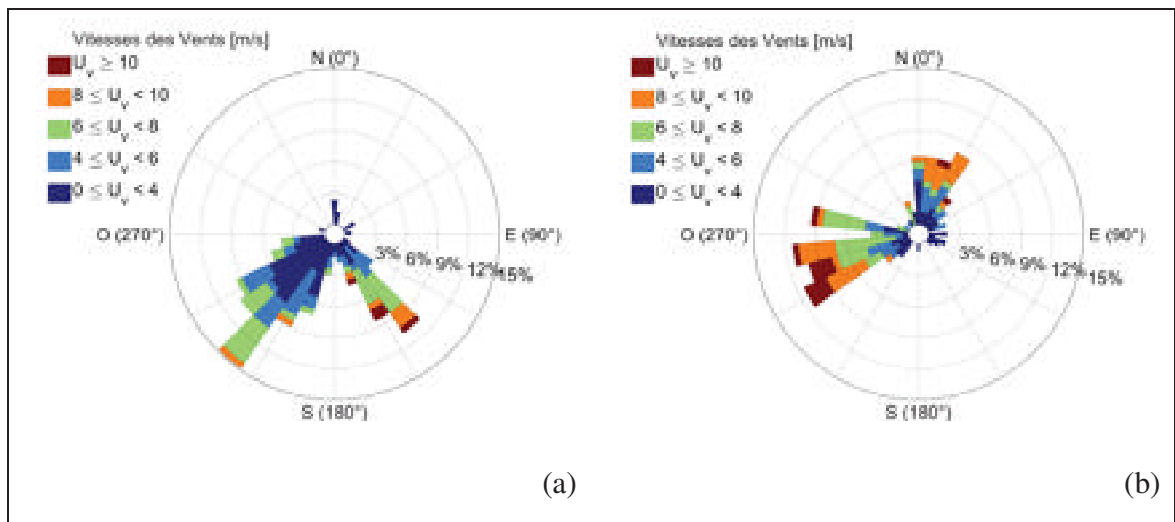


Figure 4.2 Conditions de vents durant les scénarios **été** (a) et **hiver** (b)

Comme précisé au début de ce chapitre, les mêmes activités ont été implémentées dans les deux scénarios. Ces dernières correspondent aux activités reliées au trafic aérien réel du scénario **été**. Les mouvements d'aéronefs des deux scénarios sont au nombre de 4 604 avec des pics de trafic horaire allant de 41 à 65 mouvements. La Figure 4.3 présente la distribution horaire du trafic aérien durant les scénarios:

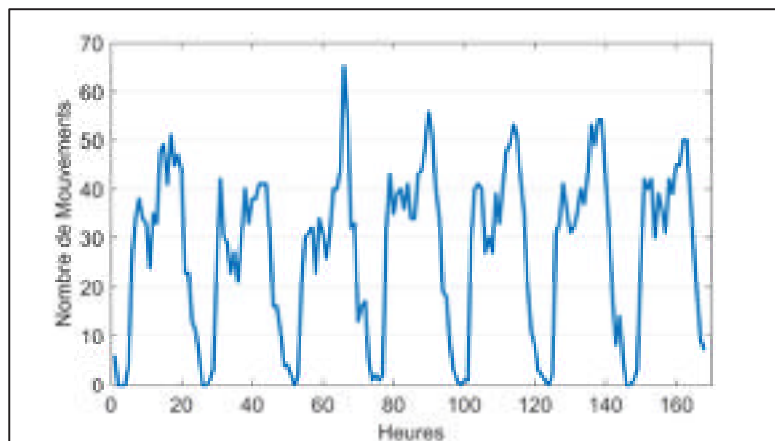


Figure 4.3 Évolution du trafic aérien durant les scénarios de dispersion 2015

Comme dans le cadre des inventaires, un type de stationnement doit être attribué aux différents mouvements aériens afin de pouvoir quantifier les émissions des GSE. Pour cela chaque mouvement aérien s'est vu attribuer un type de stationnement selon la table de probabilité présentée au Tableau 4.1 qui correspond aux données partielles de l'aéroport du mois d'Août utilisées au chapitre précédent.

Tableau 4.1 Répartition des types de stationnement par catégorie d'aéronef

Catégorie d'aéronefs	Terminal	Éloigné
1	87 %	13 %
2	95 %	5 %
3	12 %	88 %
4	79 %	21 %

Même si le trafic aérien a pu être conservé entre les deux scénarios, le modèle de performance d'AEDT empêche cependant de converser les mêmes utilisations de pistes entre l'**été** et l'**hiver** du fait des conditions de vents différentes. Les pistes allouées aux différents mouvements ont donc dû être modifiées durant le scénario **hiver** pour correspondre aux contraintes

atmosphériques, en résulte donc une utilisation des pistes différente entre l'**hiver** et l'**été**. Ces dernières sont présentées dans le Tableau 4.2.

Tableau 4.2 Données d'utilisation des pistes durant les scénarios **hiver** et **été**

Scenario	Operations	06L	06R	24L	24R
Hiver	Arrivées	18 %	23 %	13 %	46 %
	Départs	16 %	27 %	54 %	3 %
Été	Arrivées	1 %	0 %	21 %	78 %
	Départs	0 %	2 %	94 %	4 %

4.1.2 Répartition des émissions des GSE et APU

Contrairement au développement des inventaires, les données d'émissions des GSE et APU durant les mouvements de départ et d'arrivée d'aéronefs doivent être dissociés pour les calculs de dispersion car dorénavant la distribution temporelle des émissions doit être considérée. En ce qui concerne les émissions des GSE, les données du CAEP (Organisation de l'aviation Civile Internationale, 2015) ont été utilisées. Les Tableaux 4.3 et 4.4 présentent le rapport entre les émissions d'un mouvement de départ par rapport aux émissions d'un cycle LTO en fonction de la catégorie d'aéronef et ce pour un stationnement au niveau du tablier principal ou d'un stationnement éloigné.

Tableau 4.3 Taux d'émissions attribués aux mouvements de départ d'un aéronef par rapport aux émissions d'un cycle LTO complet par polluant et par catégorie d'aéronef pour les stationnements au niveau du tablier principal

Stationnement tablier	NO _x	HC	CO	PM	CO ₂
1	77 %	77 %	75 %	79 %	72 %
2	77 %	77 %	75 %	79 %	71 %
3	75 %	75 %	73 %	76 %	71 %
4	85 %	84 %	83 %	84 %	83 %

Tableau 4.4 Taux d'émissions attribués aux mouvements de départ d'un aéronef par rapport aux émissions d'un cycle LTO complet par polluant et par catégorie d'aéronef pour les stationnements éloignés

Stationnement éloigné	NO _x	HC	CO	PM	CO ₂
1	64 %	64 %	64 %	65 %	65 %
2	64 %	64 %	63 %	64 %	65 %
3	57 %	56 %	57 %	57 %	58 %
4	52 %	52 %	52 %	52 %	51 %

Pour dissocier les émissions des APU, les données de l'aéroport de Zurich concernant le temps d'utilisation des APU durant un cycle LTO (Fleuti & Hofmann, 2005) sont considérées. En effet, étant donné que l'hypothèse d'un mode de fonctionnement unique de l'APU a été faite plus haut, les consommations de carburant et les émissions polluantes de ce dernier sont directement reliées au temps d'utilisation. Le tableau suivant indique le rapport entre le temps d'utilisation des APU durant un mouvement de départ par rapport au temps d'utilisation durant un cycle LTO en fonction de la catégorie de l'aéronef et du type de stationnement.

Tableau 4.5 Rapport entre le temps d'utilisation des APU pour un mouvement de départ d'aéronefs par rapport au temps d'utilisation sur un cycle LTO complet en fonction du stationnement et de la catégorie d'aéronef

Catégorie d'aéronef	Tablier	Éloigné
1	73 %	54 %
2	100 %	54 %
3	100 %	79 %
4	100 %	75 %

4.1.3 Configuration de l'aéroport, récepteurs et polluants considérés

Pour les calculs de dispersion, la configuration de l'aéroport doit inclure quelques éléments supplémentaires par rapport à celle utilisée pour les inventaires avec notamment :

- les zones de stationnement des aéronefs;
- les voies de circulation des aéronefs au sol;
- les voies de circulation des véhicules d'accès.

Pour cela, il est courant de modéliser les éléments essentiels de la configuration réelle d'un aéroport (Rissmann et al., 2013; Pecorari et al., 2016). Adoptant une approche similaire une seule zone de stationnement fictive a été définie vers laquelle l'intégralité des aéronefs sera dirigée. Les voies de circulation ont ensuite été définies pour relier les 6 bouts de pistes à la zone de stationnement en suivant les voies existantes. Enfin, les voies de circulation des véhicules d'accès prises en compte dans les scénarios de dispersion sont réduites aux voies au niveau du terminal de l'aéroport étant donné que la distribution spatiale des sources au-delà de ces voies de circulation n'est pas connue. La configuration ainsi obtenue est présentée à la Figure 4.4. Le point de référence utilisé pour calculer la distance des différents points du domaine par rapport à l'aéroport (triangle noir) y est également présenté.



Figure 4.4 Configuration de l'aéroport utilisées pour les calculs de dispersion 2015

Une fois la configuration de l'aéroport intégrée, la grille de récepteurs utilisée pour les calculs de dispersion doit être définie. Cette dernière se caractérise par un domaine de calcul et l'écart entre les différents récepteurs. Le domaine utilisé pour ces calculs de dispersion est un rectangle de 56 km selon l'axe des latitudes et 40 km selon celui des longitudes qui permet ainsi d'englober l'île de Montréal tout en s'étendant sur les rives Nord et Sud. Pour définir la taille de récepteurs suffisante, une étude de dispersion paramétrique utilisant une journée de trafic aérien a été menée. Pour cela, les niveaux de concentrations de NO_x une fois les émissions diluées (c'est-à-dire éloignées des sources d'émissions) sont utilisées comme critère étant donné que le but de ces calculs est en partie de quantifier l'impact des conditions météo sur la dispersion des émissions.

La dispersion de la journée de trafic aérien a été conduite en utilisant plusieurs distances entre les récepteurs. Le Tableau 4.6 détaille ces différentes distances ainsi que les temps de calcul correspondants.

Tableau 4.6 Tailles de récepteurs utilisés pour l'étude paramétrique et les temps de calculs associés

Distance entre les récepteurs (m)	617	370	168	109	92	74
Temps de calcul (min)	20	44	235	523	690	1 062

La Figure 4.5 présente l'évolution des surfaces impactées par différents niveaux de concentrations de NOx en fonction du temps de calcul pour chaque densité de récepteur.

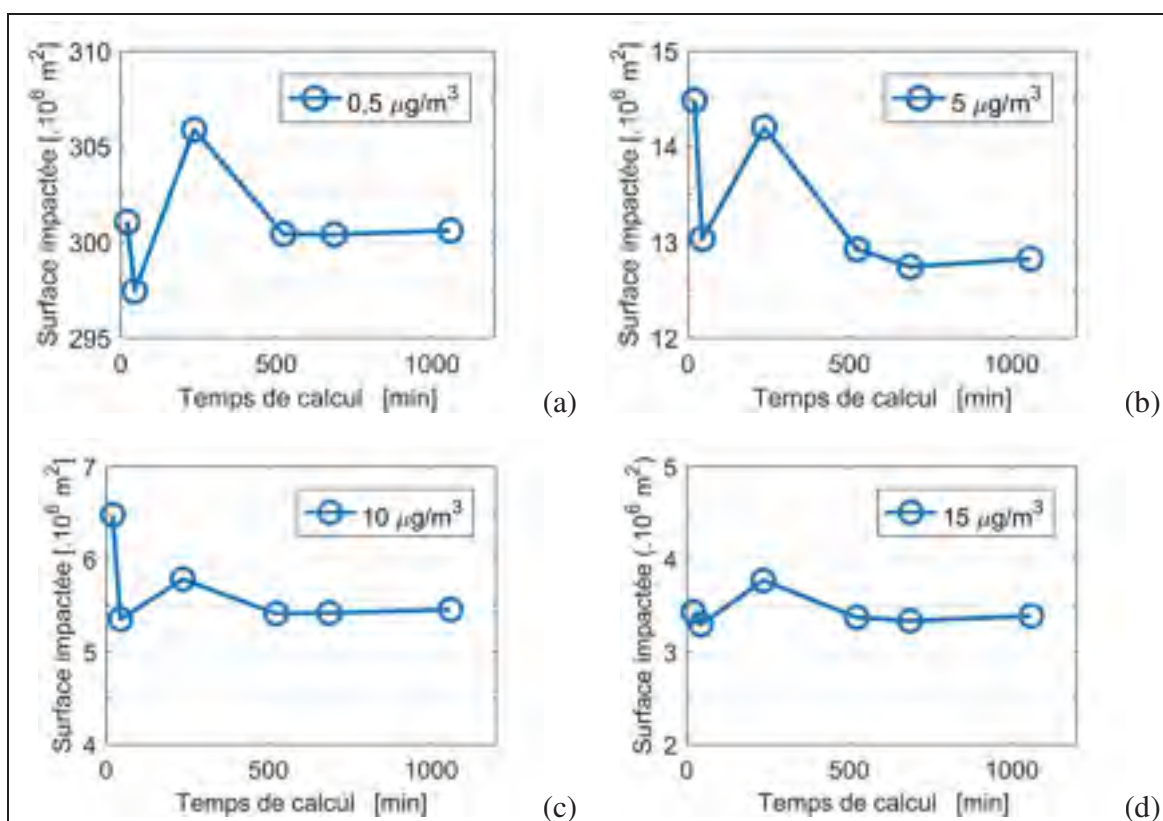


Figure 4.5 Évolution des surfaces impactées par des niveaux de concentrations de NOx de 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (a), 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (b), 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (c) et 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (d) en fonction du temps de calculs pour les différentes tailles de récepteurs

Les différents graphiques montrent des évolutions semblables, la surface impactée par un certain niveau de concentration de polluants évolue relativement quand les espacements entre les récepteurs sont grands et atteint une certaine stabilité. Cependant plus le niveau de concentration considéré est grand plus les écarts relatifs sont importants. Des erreurs relatives maximums de 1,8 %, 13 %, 19 % et 11 % ont été notées respectivement pour les surfaces impactées par $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Afin d'obtenir un bon compromis entre un temps de calcul et une capture des surfaces raisonnables, ces calculs de dispersion seront effectués sur une grille de récepteurs espacés de 109 m dans les deux axes.

En ce qui concerne le ou les polluants considérés pour ces calculs, le choix s'est porté vers deux polluants: les NOx et le CO. Ce choix se base sur deux facteurs principaux. Dans un premier temps, ces deux polluants sont émis dans des phases du cycle LTO bien distinctes: le CO est principalement émis durant les phases de roulage au sol et donc au niveau des voies de circulation au sol des aéronefs alors que les NOx sont principalement émis durant les phases de décollage et de montée des aéronefs. Effectuer les calculs de dispersion sur ces deux polluants permettrait donc d'obtenir une idée générale du comportement de l'ensemble des polluants qu'ils soient émis durant les phases de faibles régimes moteurs, de hauts régimes ou entre les deux. Enfin, comme vu dans le chapitre 4, l'effet des conditions météo sur le CO et sur les NOx est également différent, le choix de ces deux polluants permet également d'obtenir une vision d'ensemble de l'impact potentiel sur les différents polluants au niveau du sol.

4.2 Impact sur les concentrations de NOx et de CO

Pour étudier l'effet des conditions météo sur la dispersion et sur les concentrations de polluants, les concentrations maximales et moyennes modélisées au niveau de la zone d'étude durant les deux scénarios sont étudiés. Pour les différents scénarios de dispersion, AERMOD estime pour chaque récepteur du domaine 168 niveaux de concentrations de polluants soit un par heure. Les concentrations maximales au niveau de la zone d'étude correspondent donc à l'ensemble des concentrations maximales pour chaque récepteur qui compose le domaine d'étude.

La Figure 4.6 (a) et (b) représente les panaches des concentrations maximales durant le scénario **été** respectivement pour les NOx et le CO en ne représentant que les récepteurs dont la concentration associée est supérieure à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour s'assurer que l'impact observé soit inclus dans le domaine d'étude.

Les premiers résultats montrent que quel que soit le polluant considéré, les concentrations maximales modélisées se situent dans la continuité de l'aéroport dans la direction du vent dominant d'environ 240° . Si la dispersion est globalement identique entre les NOx et le CO, les concentrations modélisées présentent des différences notables. Dans un premier temps, l'impact du CO est modélisé sur de plus grandes distances que celui des NOx (des concentrations de NOx supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont modélisées jusqu'à 14 km du point de référence de l'aéroport contre 20 km pour le CO). De plus, dans la zone aéroportuaire, les concentrations de CO sont généralement plus élevées. En effet, les moyennes des concentrations maximums de NOx et de CO modélisées dans un rayon de 4 km autour de l'aéroport sont respectivement de $10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $20,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

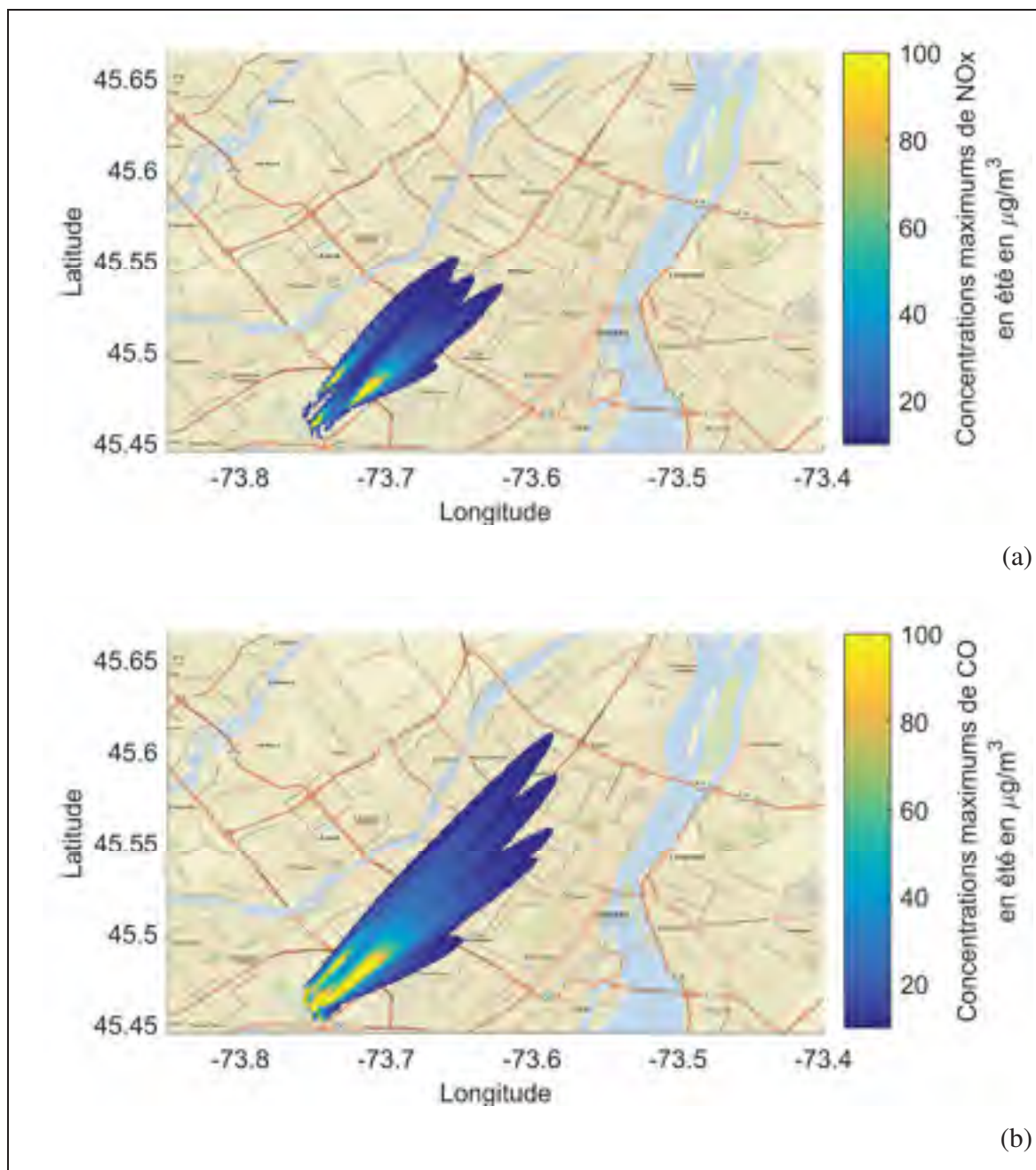


Figure 4.6 Concentrations maximales de NOx (a) et de CO (b) durant le scénario **été**

En ce qui concerne les concentrations moyennes de NOx et CO durant le scénario **été**, elles sont présentées à la Figure 4.7 (a) et (b). De la même manière, seuls les récepteurs dont la concentration associée est supérieure à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont représentés.

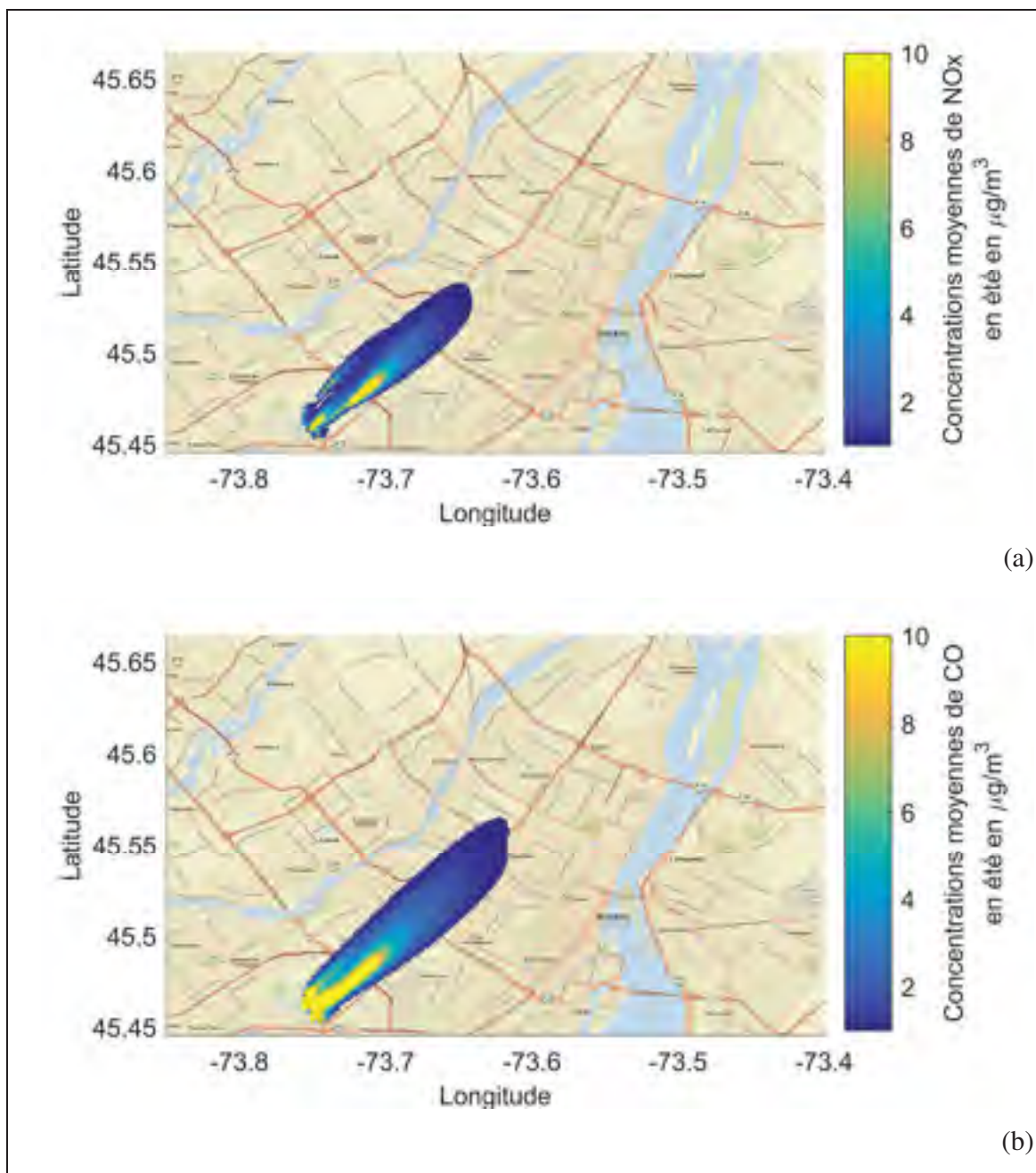


Figure 4.7 Concentrations moyennes de NOx (a) et de CO (b) durant le scénario **été**

Les panaches moyens de NOx et CO sont également situés dans la direction de vents dominants cependant, les niveaux de concentration sont cependant largement en deçà de ceux présentés précédemment. Les concentrations moyennes de NOx et CO modélisées dans un rayon de 4 km de l'aéroport sont respectivement de $0,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Avec un maximum de

124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ situés dans l'enceinte de l'aéroport. La différence au niveau de la dispersion est cependant moins marquée que pour les concentrations maximales avec des concentrations de NOx et CO de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ modélisées jusqu'à 12 km et 16 km.

Afin de visualiser plus facilement l'impact des conditions météo sur les concentrations de polluants, la Figure 4.8 (a) et (b) présente le facteur de différence pour les concentrations de NOx et CO. Ce facteur de différence est défini par l'équation (4.1):

$$F_{Diff} = \frac{C_{hiver} - C_{été}}{C_{été}} \quad (4.1)$$

Où: F_{Diff} représente le facteur de différence sans dimension

C_{hiver} représente la concentration durant le scénario **hiver** en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$C_{été}$ représente la concentration durant le scénario **été** en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ce dernier est représenté pour les concentrations maximales à la Figure 4.8, et ce, pour les récepteurs dont la concentration durant au moins l'un des deux scénarios est supérieure à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les facteurs de différences au niveau de la zone d'étude sont majoritairement positifs, indiquant que les concentrations maximales modélisées durant le scénario **hiver** sont généralement plus élevées que durant le scénario **été**. Sur l'ensemble des récepteurs qui dépassent 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, le facteur de différence médian vaut 0,59 pour les NOx et 0,49 pour le CO. La distribution du facteur de différence est cependant relativement hétérogène. Les zones où ce dernier est le plus élevé sont l'intérieur du panache principal ainsi que la zone aéroportuaire. Les moyennes des concentrations maximales de NOx et CO dans un rayon de 4 km autour de l'aéroport durant le scénario **hiver** sont respectivement de 19,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 27,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ soit presque 2 fois plus que durant le scénario **été**. À l'inverse, le facteur de différence est négatif majoritairement au sud du panache principal. En ce qui concerne les différences extrêmes dans les panaches de polluants, ces dernières seraient principalement dues aux différences de directions de vent entre les deux scénarios. Les valeurs extrêmes dans l'enceinte de l'aéroport seraient quant à elles principalement dues aux différences d'utilisation

des pistes entre les scénarios notamment les bouts de pistes 06L et 06R qui sont beaucoup plus utilisées durant le scénario **hiver**.

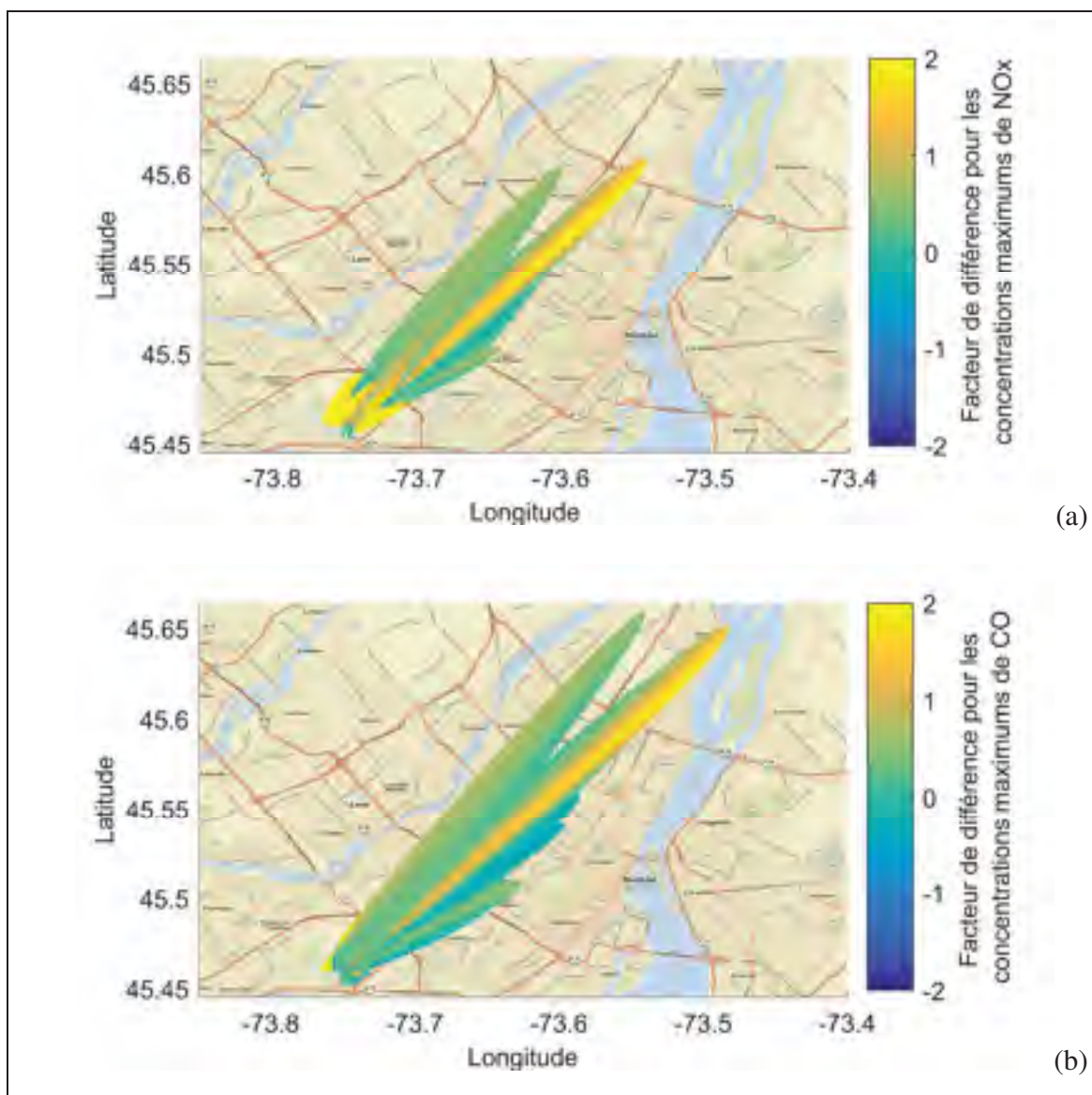


Figure 4.8 Facteur de différence entre l'**hiver** et l'**été** pour les concentrations maximales de NOx (a) et de CO (b)

De la même manière que durant le scénario **été**, la dispersion durant l'**hiver** s'effectue principalement dans la direction des vents dominants. Cependant, la dispersion s'effectue sur des distances plus grandes. En **hiver**, une concentration de polluants supérieure à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est

modélisée jusqu'à 24 km de l'aéroport pour les NOx et 30 km pour le CO. Les surfaces impactées par les polluants sont également plus élevées en **hiver** avec 75 km² pour les NOx et 114 km² pour le CO contre respectivement 40 km² et 76 km² en **été**.

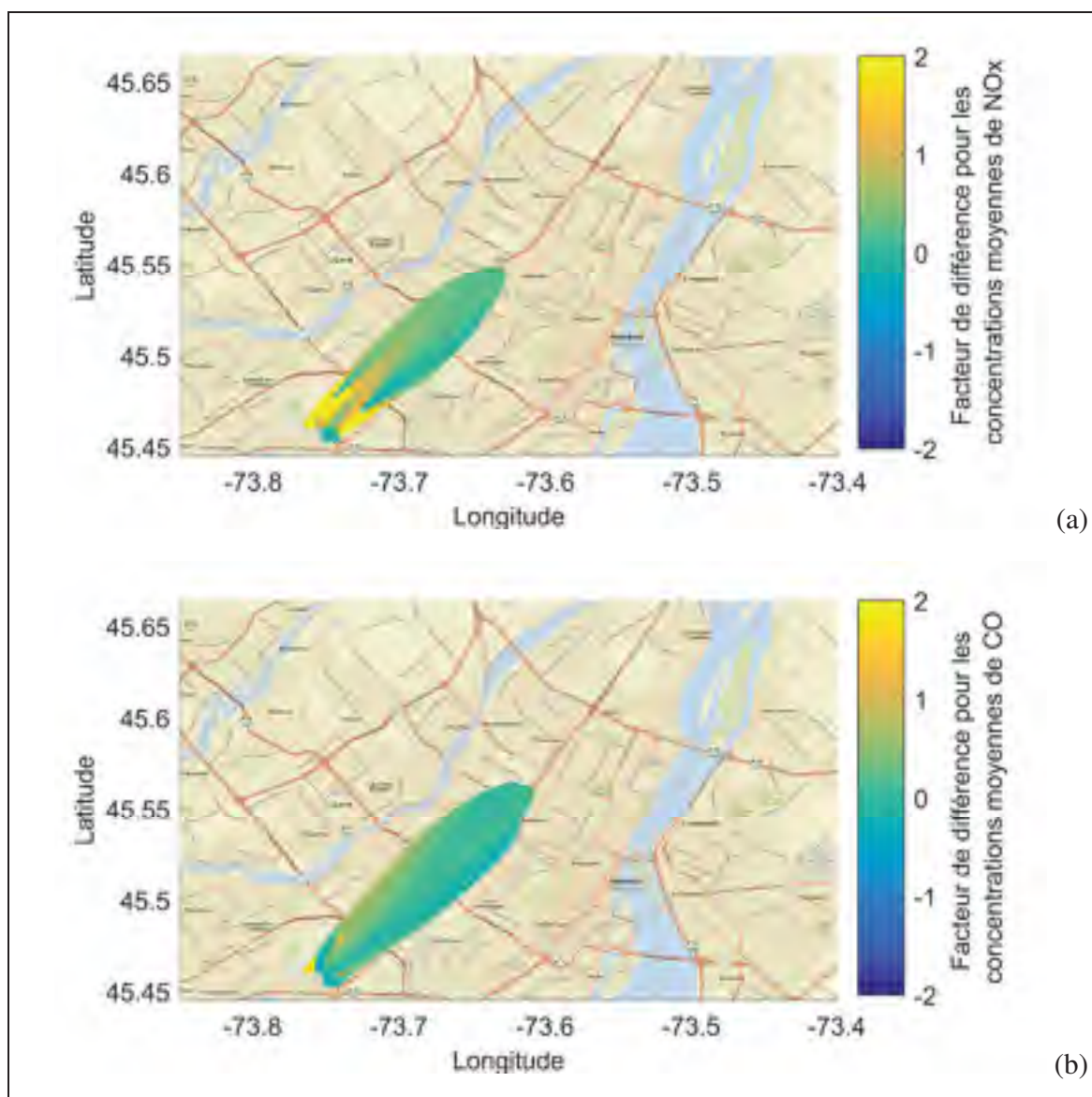


Figure 4.9 Facteur de différence entre l'**hiver** et l'**été** pour les concentrations moyennes de NOx (a) et de CO (b)

Pour les concentrations moyennes présentées à la Figure 4.9, le facteur de différence est plus homogène à l'exception de la zone aéroportuaire. Ce dernier est majoritairement positif,

soulignant l'impact supérieur de l'aéroport durant l'**hiver**. Le facteur de différence médian vaut respectivement 0,30 pour les NOx et 0,10 pour le CO. Les concentrations moyennes modélisées dans un rayon de 4 km de l'aéroport sont légèrement supérieures pour le scénario **hiver** au niveau des NOx avec $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ soit 60 % plus hautes qu'en **été**. Les concentrations moyennes de CO sont similaires autour de $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le panache moyen durant l'**hiver** est cependant modélisé sur des distances légèrement supérieures (14 km pour les NOx et 16,4 km pour le CO) et des surfaces plus grandes. Des concentrations de NOx et de CO supérieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ impactent des zones de 39 km^2 et 49 km^2 en **hiver** contre 29 km^2 et 45 km^2 en **été** soit 34 % et 9 % de différence.

Les différences au niveau des concentrations modélisées entre les deux scénarios est le cumul de deux facteurs. Dans un premier temps les masses de polluants entre les deux scénarios sont différentes et dans un second temps les phénomènes dissipatifs (notamment les conditions de vent) sont également différents. Le Tableau 4.7 présente les masses de polluants émises durant les deux scénarios.

Tableau 4.7 Masses de polluants émises et de carburant utilisée durant les deux scénarios 2015

Masses (t)	Été	Hiver	Différence
Carburant	$8,96 \cdot 10^2$	$1,06 \cdot 10^3$	18 %
NOx	$1,10 \cdot 10^1$	$1,33 \cdot 10^1$	20 %
CO	$1,03 \cdot 10^1$	$1,09 \cdot 10^1$	6 %

Les deux scénarios sont relativement éloignés en ce qui concerne les consommations de carburant et les émissions de NOx avec une hausse d'environ 20% en **hiver** par rapport à l'**été**. Les émissions de CO présentent également une augmentation mais cette dernière est moins marquée avec 6 % d'augmentation. En relations avec ce qui a été dit au CHAPITRE 3, l'impact des conditions météo est cohérent en ce qui concerne le comportement des émissions de NOx et de CO par rapport aux consommations de carburant, les émissions de CO sont fortement réduites durant l'**hiver** et les émissions de NOx sont légèrement augmentées par rapport à l'**été**.

Cependant les différences au niveau des consommations de carburant sont plus importantes que celles rapportées au CHAPITRE 3. Les impacts extrêmes au niveau des consommations de carburant se trouvent principalement durant la phase taxi des opérations d'arrivée (+156 %) dus en partie à un temps d'opération moyen plus long de 44 %.

Enfin, les différences au niveau des concentrations sont également dues aux différences entre les scénarios au niveau des phénomènes dissipatifs. En effet, comme il a été vu au paragraphe 4.1.1, les conditions de vents durant les scénarios sont bien différentes avec des vents forts plus fréquents durant l'**hiver** qui induisent des conditions dissipatives plus fortes. Ces conditions de dissipations associées aux émissions plus importantes font que la dispersion des polluants est modélisée sur des distances plus longues. Cependant, les différences observées au niveau des surfaces au sol impactées par un certain niveau de concentrations sont très élevées pour être uniquement dues aux différences d'émissions et de force de vents horizontaux. En effet, les émissions entre les scénarios présentent des écarts de maximum 20 % et durant l'**été** des concentrations maximums supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont modélisées sur des surfaces de 40 km^2 et 76 km^2 respectivement pour les NO_x et le CO alors que ces surfaces en **hiver** sont respectivement de 75 km^2 et 114 km^2 soit une augmentation de 90 % et 50 % bien supérieures aux écarts d'émissions.

Ces différences au niveau des surfaces tendent à suggérer qu'une partie des phénomènes de dissipation ne peuvent être appréciés par les résultats présentés au niveau du sol et l'hypothèse des phénomènes de stabilité atmosphérique pourrait expliquer ces différences. En effet, en s'intéressant aux fichiers météo utilisés, le nombre d'heures modélisées comme instables durant chaque scénario a pu être estimé. En se basant sur l'échelle de vitesse convective modélisée, durant l'**hiver** l'atmosphère était considérée comme instable durant 37 heures sur 168 soit durant 22 % du scénario alors qu'en **été**, 67 heures soit 80 % de plus qu'en **hiver** étaient modélisées comme instables. Cette grande différence d'instabilité pourrait être à l'origine des différences importantes au niveau des surfaces impactées entre les deux scénarios. En effet, dans une atmosphère stable, la dispersion des polluants est majoritairement modélisée sur l'axe longitudinal alors que dans le cas d'une atmosphère instable, la dispersion est modélisée en

parallèle sur les axes longitudinal et vertical. En se basant sur la stabilité observée durant les deux scénarios, cette dispersion verticale serait bien plus présente durant le scénario **été** induisant qu'une plus petite partie des émissions restent au niveau du sol.

4.3 Bilan du chapitre

Ce chapitre a permis de compléter le troisième sous-objectif de cette étude en appréhendant l'impact des conditions météorologiques sur la dispersion et les concentrations de polluants. Pour cela, deux scénarios de dispersion ont été définis en ayant les mêmes activités aériennes mais des conditions météorologiques représentatives des extrêmes ressentis durant l'année 2015. Les scénarios de dispersion incluent les émissions polluantes des aéronefs, des GSE et des APU ainsi qu'une partie de celle des GAV au niveau du terminal de l'aéroport. En se basant sur une modélisation Gaussienne de la dispersion atmosphérique, les résultats ont montré que les zones de fortes concentrations de polluants sont situées dans la continuité de l'aéroport dans la direction des vents dominants durant les deux scénarios. De plus, les vents forts plus fréquents durant le scénario **hiver** ajoutés aux émissions polluantes plus importantes dispersent les polluants sur des distances plus importantes (des concentrations de NO_x de 10 µg/m³ ont été modélisées jusqu'à une distance de 14 km de l'aéroport en **été** contre 24 km en **hiver**). De plus il a été constaté que les surfaces impactées par différents niveaux de concentrations étaient également plus importantes durant l'**hiver** et que les différences au niveau des masses de polluants à elles seules ne permettaient pas d'expliquer ces écarts. En détaillant les conditions météorologiques durant les scénarios, notamment les conditions de stabilité de l'atmosphère, une explication possible pour ces différences au niveau des surfaces impactées a pu être formulée. Étant donné que l'atmosphère a été représentée comme plus instable durant le scénario **été**, la modélisation de la dispersion qui en résulte présente plus de dispersion verticale des polluants alors que la plus grande stabilité de l'atmosphère considérée en **hiver** tend à maintenir une plus grande partie des polluants au niveau du sol. Cependant, les résultats présentés dans ce chapitre se basent sur une modélisation empirique de la dispersion dont la représentation de certains phénomènes physique reste limitée.

Les résultats présentés dans ce chapitre permettent donc d'apprécier les différents aspects de l'impact des conditions météorologiques sur les émissions reliées aux activités aériennes de l'aéroport ainsi que sur les phénomènes dispersifs gouvernant l'impact des émissions au niveau de la qualité de l'air. La dernière partie de cette étude aura pour but de répondre au dernier objectif de recherche en quantifiant de manière représentative l'impact relié aux activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air local notamment en définissant de nouveaux scénarios de dispersion.

CHAPITRE 5

IMPACT DES ACTIVITÉS AÉROPORTUAIRES SUR LA QUALITÉ DE L'AIR LOCAL

Maintenant que les chapitres précédents ont permis de quantifier les émissions reliées aux activités aériennes de l'aéroport et d'appréhender les impacts des conditions météorologiques sur les émissions et la dispersion des polluants, ce dernier chapitre étudie à l'aide de nouveaux calculs de dispersion l'impact relatif des activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air local. Dans un premier temps, les concentrations modélisées seront notamment comparées aux différentes normes environnementales. Par la suite, seront détaillées les zones où les concentrations dépassent les seuils d'effets identifiés dans la littérature ainsi que la contribution des différentes sources d'émissions à la dégradation de la qualité de l'air. Enfin l'impact global relié aux activités aériennes de l'aéroport sera quantifié au niveau de l'île de Montréal relativement à d'autres sources d'émissions extérieures.

5.1 Méthodologie de calcul

5.1.1 Configuration de l'aéroport, récepteurs et polluants considérés

Comme évoqué ci-dessus, le but des calculs de dispersion présentés dans ce chapitre est de quantifier de manière représentative l'impact relié aux activités aériennes. Pour cela, la configuration de l'aéroport doit être elle-même représentative et celle utilisée au chapitre précédent doit être revue notamment en ce qui concerne les voies de circulation au sol et les postes de stationnement des aéronefs. Dans un premier temps, la configuration retenue propose plusieurs postes de stationnements avec une différenciation entre les postes éloignées et les postes au niveau du terminal. Chaque poste défini regroupe plusieurs postes de stationnement réels proches spatialement afin d'alléger la configuration dans une certaine mesure tout en conservant une distribution spatiale représentative. Les voies de circulation au sol quant à elles suivent les voies réelles qui permettent de faire le lien entre les différents stationnements et les pistes d'atterrissage/décollage. La configuration ainsi définie est présentée à la Figure 5.1.



Figure 5.1 Configuration de l'aéroport retenue pour les calculs de dispersion

Cette configuration se caractérise par :

- les trois pistes d'atterrissage/décollage ;
- 9 stationnements au niveau du terminal (G1 à G9) représentant chacun environ 7 stationnements réels ;
- 2 stationnements éloignés W1 (regroupant les stationnements réels W1 à W5) et E1 (regroupant les stationnements réels E1 à E3) ;
- 66 trajectoires au sol qui connectent les 6 bouts de pistes aux 11 postes de stationnement.

Les calculs présentés dans ce chapitre utilisent deux domaines de calculs et deux densités de récepteurs différents. En effet ces calculs, qui permettront de compléter le dernier objectif de recherche, auront deux objectifs différents:

- quantifier l'impact des activités aériennes de l'aéroport à l'échelle de l'île de Montréal en relation avec des sources d'émissions extérieures ;

- quantifier l'impact relatif des différentes sources d'émissions à l'échelle de l'aéroport ainsi que les possibles dépassements des normes de qualité de l'air.

Étant donné que les premiers calculs s'intéressent à la même échelle que ceux du chapitre précédent, le domaine retenu est sensiblement le même (ce dernier a légèrement été ajusté pour se concentrer sur l'île de Montréal) avec une taille de 52 km selon les latitudes et 46 km selon les longitudes. Les récepteurs appliqués à ce domaine ont cependant la même densité que ceux du chapitre précédent avec une distance de 109 m entre chaque. En ce qui concerne les calculs au niveau de la zone aéroportuaire, le domaine retenu est d'une taille de 5,5 km selon les latitudes et 4,6 km selon les longitudes ce qui permet d'englober la zone aéroportuaire

La Tableau 5.2 présente les deux domaines utilisés pour les calculs de dispersion avec en bleu le domaine éloigné utilisé pour les calculs à l'échelle de l'île de Montréal et en rouge le domaine proche pour les calculs à l'échelle de l'aéroport.



Figure 5.2 Représentation des deux domaines de calcul utilisés pour quantifier l'impact de l'aéroport

La densité des récepteurs doit également être revue car cette dernière doit pouvoir capturer les concentrations maximums modélisées au niveau de la zone aéroportuaire. Afin de définir la densité de récepteurs adéquate une étude paramétrique en utilisant une journée de trafic aérien a été menée, comme pour les calculs de dispersion précédents. Cette journée a été calculée sur les densités de récepteurs présentées au Tableau 5.1.

Tableau 5.1 Tailles de récepteurs utilisés pour l'étude paramétrique sur le domaine à l'échelle de l'aéroport et les temps de calculs associés

Distance entre les récepteurs (m)	93	62	37	20	11	9
Temps de calcul (min)	8	14	29	77	231	347

L'évolution de la concentration maximale horaire observée sur ces différentes densités de récepteurs (présentée à la Figure 5.3) montre que lorsque la distance entre les récepteurs est de 93 m et 62 m, la concentration maximale est sous-estimée respectivement de 9 % et 18 % alors que les densités suivantes capturent relativement bien cette dernière avec des erreurs inférieures à 1 %.

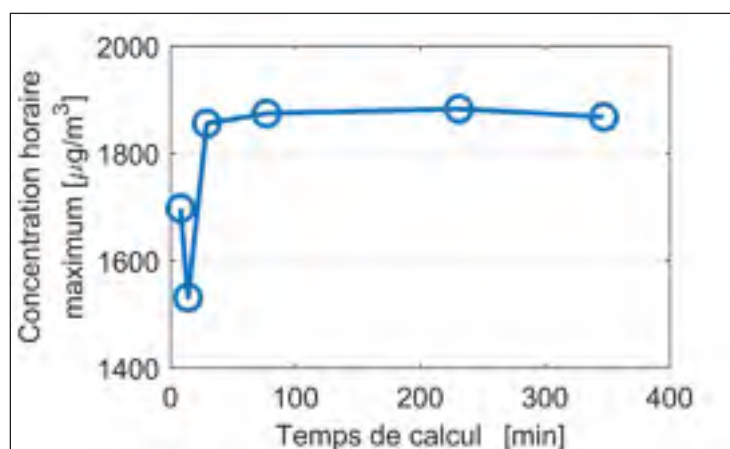


Figure 5.3 Évolution de la concentration horaire maximum observée en fonction du temps de calculs pour les différentes tailles de récepteurs

De plus, en s'intéressant à la concentration moyenne maximum (moyenne temporelle pour chaque récepteur) modélisée sur le domaine en fonction des densités de récepteurs utilisées (voir Figure 5.4), nous pouvons remarquer que la capture de cette dernière est moins évidente pour les trois densités de récepteurs les plus faibles avec environ 30 % d'erreur. Les concentrations observées sur les densités suivantes sont celles plus proches de celle observée avec les récepteurs distants de 9 m avec ± 9 % d'écart.

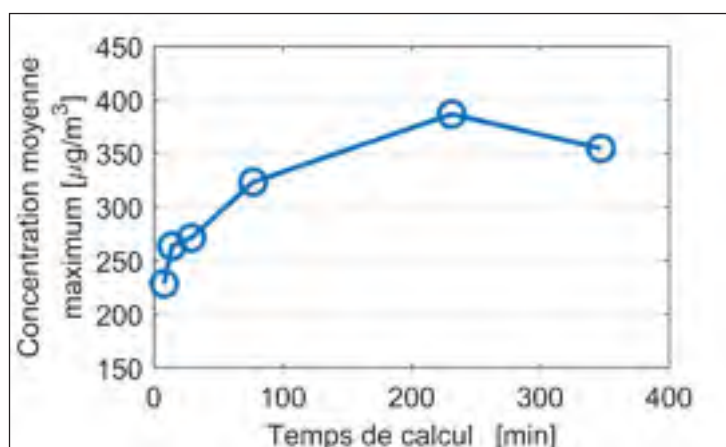


Figure 5.4 Évolution de la concentration moyenne observée en fonction du temps de calculs pour les différentes tailles de récepteurs

En considérant les différents résultats observés, la distance retenue entre les récepteurs pour les calculs sur le domaine aéroportuaire est de 20 m car cette densité de récepteurs minimise les erreurs tout en offrant un temps de calcul raisonnable dans le cadre des scénarios de dispersion de 7 jours considérant plusieurs polluants et différentes sources d'émissions.

Finalement en ce qui concerne les polluants considérés pour ces calculs, des polluants dont les concentrations sont réglementées soit au niveau communal, soit provincial ou national ont été privilégiés. Les différents polluants réglementés sont le SO_2 , le CO , l' O_3 , le H_2S , le NO_2 , le Pb , les PM_{10} et les $\text{PM}_{2.5}$. Parmi ces différents polluants, seuls le CO et les PM_{10} sont modélisables directement à l'aide d'AEDT, ils ont donc été considérés pour les calculs de dispersion. De plus, des méthodes existent afin d'estimer la part des SO_2 et des NO_2 respectivement dans les

SOx et les NOx, cependant les émissions de NOx sont supérieures d'un facteur 9 par rapport aux émissions de SOx pour des seuils de normes équivalents ou trois fois inférieurs, les émissions de NO₂ ont donc été priorisées pour les calculs de dispersion. Enfin, afin de compléter les calculs des émissions de NOx, les concentrations de COV sont également quantifiées car ces derniers, en plus d'être une catégorie d'espèces dangereuses pour la santé, jouent un rôle avec les NOx dans la formation d'O₃ par réactions photochimiques. Les polluants retenus pour les calculs de dispersion sont donc le CO, les PM₁₀, les NO₂ via les NOx ainsi que les COV.

5.1.2 Scénarios et sources d'émissions

Afin de quantifier l'impact relié aux activités aériennes sur la qualité de l'air, de nouveaux scénarios représentatifs des activités au niveau de l'aéroport doivent être définis. Cette section les présente ainsi que les sources d'émissions considérées pour les calculs.

5.1.2.1 Scénarios et trafic aérien

Le but premier de ces calculs de dispersion étant de détecter les possibles dépassements de normes et de quantifier l'impact des activités aériennes de l'aéroport au niveau des zones publiques, des scénarios critiques en termes d'émissions polluantes ont été définis et ce durant les périodes hivernale et estivale pour considérer l'effet des conditions météo. En effet, si durant ces scénarios critiques, aucun dépassement de normes n'est observé, il est raisonnable de considérer que les activités aériennes de l'aéroport respectent les normes de qualité de l'air en vigueur. Afin de définir ces scénarios, l'hypothèse qu'un scénario critique en termes d'émissions pouvait être relié à un scénario critique en termes d'activités aériennes a été faite. Comme les scénarios du CHAPITRE 4, les deux scénarios représentent une semaine d'activité de l'aéroport mais utilisent le calendrier des mouvements de l'année 2017 pour représenter au mieux les activités récentes de l'aéroport. Les différents critères que doivent remplir les scénarios sont par ordre décroissant d'importance :

- maximiser le pic horaire de mouvements ;
- maximiser le pic quotidien de mouvements ;

- maximiser le nombre de mouvements total dans le scénario ;
- maximiser les écarts de températures avec la température ISA.

En appliquant ces différents critères au calendrier des mouvements, les scénarios retenus sont:

du 20 au 26 Juillet 2017

- pic horaire : 72 mouvements ;
- pic quotidien : 786 mouvements ;
- trafic total : 5047 mouvements ;
- température moyenne : 20,1 °C.

du 15 au 21 Décembre 2017

- pic horaire : 59 mouvements ;
- pic quotidien : 724 mouvements ;
- trafic total : 4063 mouvements ;
- température moyenne : -10,4 °C.

L'évolution du trafic durant les deux scénarios est présentée à la Figure 5.5.

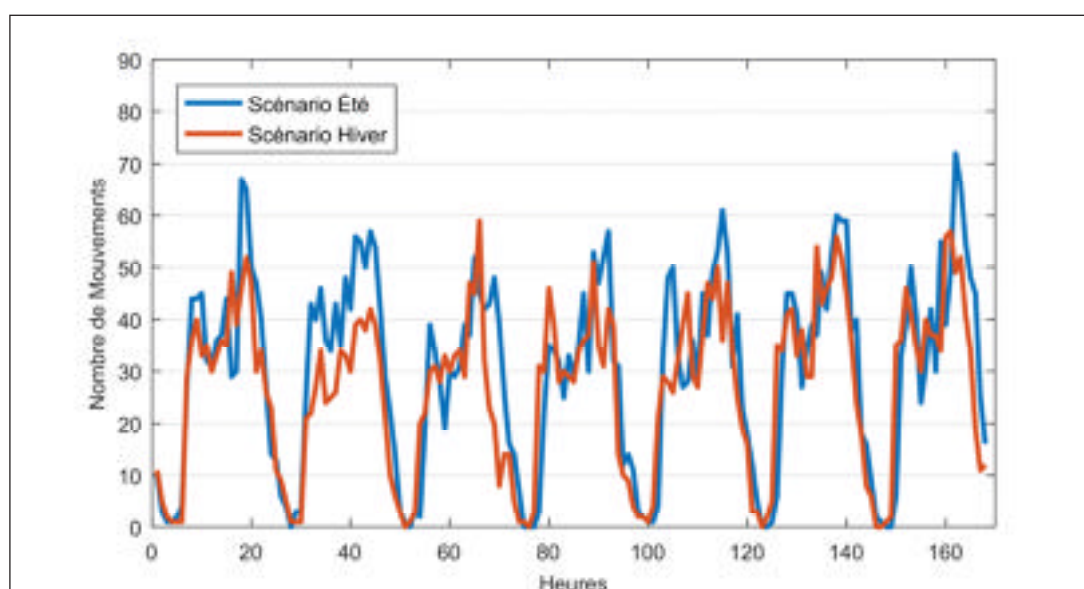


Figure 5.5 Évolution du trafic aérien durant les scénarios **été** et **hiver** 2017

Globalement, l'évolution du trafic aérien durant les deux scénarios est relativement similaire, la distribution des mouvements durant les différentes journées présente en effet peu de différences. Le scénario **été** présente cependant un volume de trafic plus important que le scénario **hiver** du fait des activités touristiques avec des différences de l'ordre de 20 % à 25 % sur le trafic aérien total et sur le pic horaire de trafic.

En ce qui concerne l'utilisation des pistes de l'aéroport présentée au Tableau 5.2, les deux scénarios sont relativement similaires: la piste privilégiée pour les départs des aéronefs est la 06R-24L avec 96 % des mouvements en **été** et 90 % en **hiver** et les mouvements d'arrivée s'effectuent majoritairement sur la piste opposée 06L-24R avec 80 % des mouvements en **été** et 75 % en **hiver**.

Tableau 5.2 Données d'utilisation des pistes en fonction du type de mouvement et du scénario considéré

Scénario	Opération	06L	06R	24L	24R
Été	Départ	2 %	42 %	54 %	2 %
	Arrivée	36 %	6 %	14 %	44 %
Hiver	Départ	5 %	24 %	66 %	5 %
	Arrivée	19 %	9 %	16 %	55 %

Ces utilisations de pistes relativement proches entre les scénarios de dispersion font que le temps de taxi est également similaire. Les temps de taxi ainsi obtenus durant les deux scénarios ne diffèrent en effet que de 2 % avec en moyenne 6,4 minutes en **hiver** contre 6,2 minutes en **été**.

La répartition des aéronefs sur les différents postes de stationnement se fait en deux étapes. Dans un premier temps, un type de stationnement (terminal ou éloigné) est attribué à chaque mouvement d'aéronef en utilisant la même procédure qu'au chapitre précédent avec les statistiques de stationnement des mois de Décembre et Juillet 2015 présentées dans le Tableau 5.3.

Tableau 5.3 Taux de stationnement des aéronefs au niveau du terminal par catégorie durant les deux scénarios

Stationnement terminal	Scénario été	Scénario hiver
1	85 %	90 %
2	95 %	89 %
3	10 %	05 %
4	78 %	81 %

Une fois le type de stationnement déterminé, une porte fictive est attribuée à l'aéronef considéré de manière aléatoire (les portes G1 à G9 pour les stationnements au niveau du terminal et E1 et W1 pour les stationnements éloignés).

En ce qui concerne les conditions météo, la Figure 5.6 présente l'évolution de la température, de la pression et de l'humidité relative durant les scénarios **été** et **hiver**.

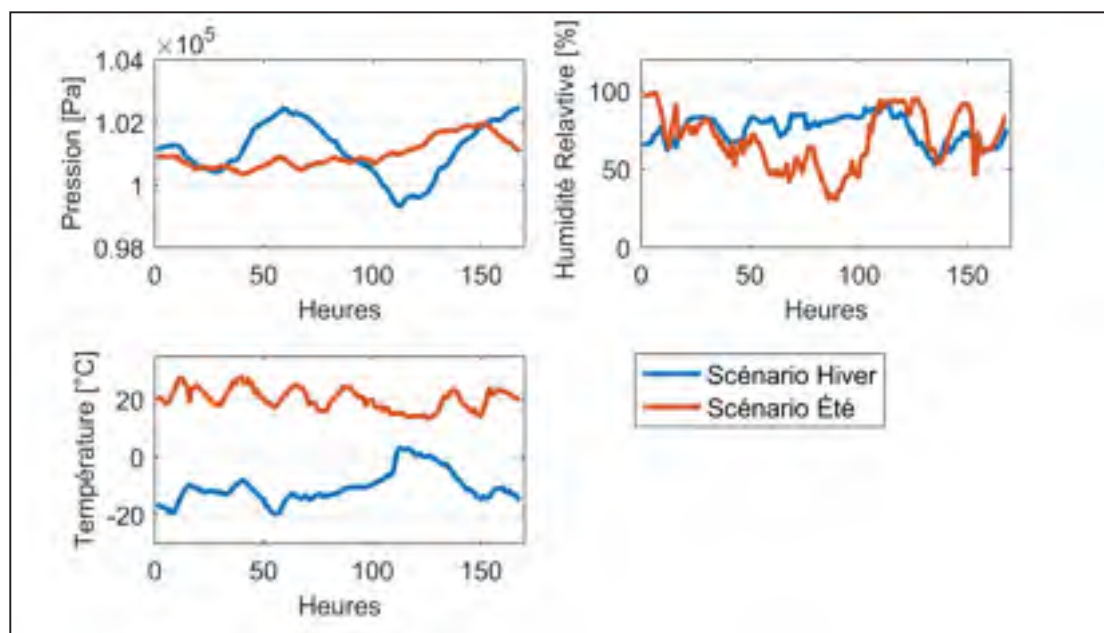


Figure 5.6 Conditions de pression, d'humidité relative et de température durant les scénarios **été** et **hiver** 2017

Les deux scénarios sont relativement éloignés au niveau des conditions météo et plus particulièrement en ce qui concerne les conditions de températures. En effet, les deux scénarios présentent des pressions moyennes de 101 kPa et l'humidité relative moyenne est respectivement de 75 % en **hiver** et 69 % en **été**. Le scénario **hiver** présente néanmoins plus de variations de pression alors qu'à l'inverse, le scénario **été** montre des variations plus notables de l'humidité. Quant à la température, les scénarios **hiver** et **été** présentent respectivement des conditions moyennes de -10 °C et 20 °C avec des variations légèrement moins marquées durant l'**été**.

Finalement, les conditions de vents durant les deux scénarios sont présentées à la Figure 5.7.

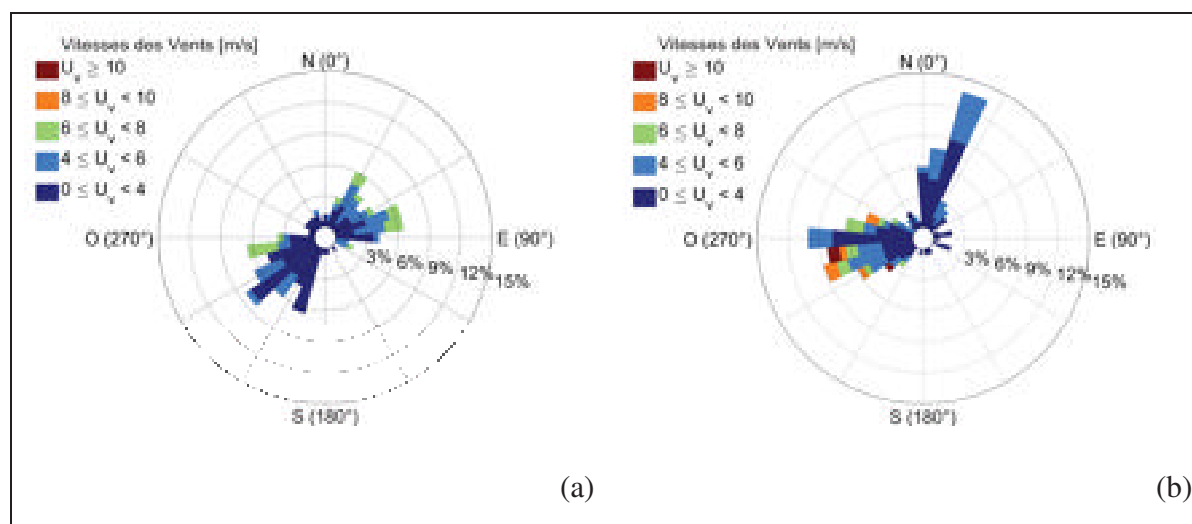


Figure 5.7 Conditions de vents durant les scénarios **été** (a) et **hiver** (b) 2017

De manière générale, les deux scénarios sont majoritairement occupés par des vents faibles, les vents de moins de 4 m/s représentent en effet 64 % et 59 % des vents durant les scénarios **été** et **hiver**. Cependant, le scénario **hiver** présente 5 % de vents forts (supérieurs à 8 m/s) alors que le scénario **été** n'en présente aucun. En ce qui concerne les directions de vents, les deux scénarios sont relativement similaires avec principalement deux directions de vents: une première dans le quart Sud-Ouest et la seconde dans le quart Nord-Est. Le quart Sud-Ouest

représente respectivement 48 % et 40 % des vents durant les scénarios **été** et **hiver**. Quant au quart Nord-Est, ce dernier inclus respectivement 39 % et 32 % des vents durant les scénarios.

5.1.2.2 Sources d'émissions considérées

Les sources d'émissions considérées dépendent de la nature des calculs et plus particulièrement s'il s'agit des calculs de dispersion sur le domaine éloigné qui ont pour but de quantifier l'impact des activités aériennes de l'aéroport en relation avec des sources d'émissions extérieures (sont considérés dans cette étude les segments d'autoroute entourant l'aéroport) ou s'il s'agit des calculs sur le domaine proche afin de détecter d'éventuels dépassements de normes et de quantifier la contribution relative des différentes sources d'émissions.

En ce qui concerne les émissions liées aux activités aériennes, toutes les sources seront considérées à l'exception des GAV pour les calculs à l'échelle de l'île de Montréal car la différenciation de ces derniers par rapport aux véhicules circulant sur les autoroutes n'est pas possible sans connaître les trajets utilisés par les usagers. Dans le cadre des calculs utilisant le domaine proche, qui ont pour but de quantifier la contribution des différentes sources d'émissions liées aux activités aériennes sur la qualité de l'air, aucune source d'émissions extérieure à l'aéroport n'est considérée et de ce fait toutes les sources aéroportuaires peuvent et ont été considérées.

Pour les sources d'émissions extérieures, les véhicules circulant sur les 4 segments d'autoroutes entourant l'enceinte de l'aéroport à savoir l'A-40, l'A-13, l'A-520 et l'A-20 ont été considérés. La méthodologie employée pour estimer ces émissions est décrite dans la partie suivante. Les différents segments d'autoroutes sont présentés sur la Figure 5.8.



Figure 5.8 Configuration de l'aéroport pour les calculs de dispersion ainsi que les segments d'autoroutes considérés (en noir) et le point de référence pour l'aéroport (triangle noir)

Le Tableau 5.4 regroupe les différentes conditions utilisées pour les calculs discutés dans ce chapitre.

Tableau 5.4 Résumé des différents paramètres considérés pour les calculs de dispersion

Domaine	Récepteurs	Sources aéroportuaires	Sources extérieures	Scénarios	Polluants
Zone Éloignée	109 m	Aéronefs, GSE, APU	Autoroutes	Été et hiver	NO _x , CO, PM ₁₀ , COV
Zone Proche	20 m	Aéronefs, GSE, APU, GAV	-	Été et hiver	NO _x , CO, PM ₁₀ , COV

Comme cela peut être le cas dans les études de qualité de l'air, les émissions issues des moteurs principaux d'aéronefs et des APU sont ici considérées indépendamment bien qu'elles proviennent toutes deux des aéronefs (Fleuti & Maraini, 2012; Yang et al., 2018). De cette façon, il est possible d'identifier directement l'impact de ces deux sources d'émissions sur la qualité de l'air au niveau de l'aéroport. Le terme aéronefs utilisé pour décrire la source d'émissions, notamment ici et dans les sous sections 5.2.3 et 5.2.4, fait donc référence aux moteurs principaux afin de les distinguer des APU.

5.1.3 Estimation des émissions des autoroutes

De la même manière que pour estimer les émissions des GAV, les émissions issues du trafic routier sur les 4 segments d'autoroutes ont été quantifiées avec le logiciel MOVES 2014.a. Pour cela les données de trafic fournies par Ville de Montréal qui correspondent aux comptages autoroutiers le long des différents segments présentés à la Figure 5.8 sont utilisées. Les données de comptage disponibles ont été enregistrées durant les campagnes de mesures du trafic. Elles fournissent pour les périodes de campagnes le nombre horaire de véhicules passant sur les différents segments et ce en distinguant les classes de véhicules par la taille entre les essieux. Ces données de comptage ont permis d'estimer le nombre et la distribution du trafic durant les deux scénarios de dispersion et sur les 4 segments d'autoroutes considérés dans cette étude. Pour certains segments d'autoroutes, les campagnes de mesures intègrent les dates de l'un ou des deux scénarios de dispersion. Pour ces segments, les données ont donc pu être directement traitées et intégrées dans MOVES. Quand les campagnes de mesure du trafic n'incluent pas les scénarios de dispersion, des semaines moyennes (une pour chaque scénario) ont été définies en fonction des données disponibles les plus proches temporellement du scénario désiré mais également en fonction des données des autres segments d'autoroutes quand les données du segment considéré n'étaient pas suffisantes. Pareillement que pour les GAV, les données standards du logiciel MOVES ont été utilisées pour évaluer les paramètres autres que les conditions de trafic ou les conditions météorologiques.

5.2 Impact à l'échelle de l'aéroport

Dans un premier temps l'impact relié aux activités aériennes de l'aéroport sur le domaine proche sera quantifié et pour cela les résultats des calculs sur le domaine à l'échelle de l'aéroport seront utilisés (voir Figure 5.2). Les concentrations modélisées seront notamment comparées aux mesures effectuées sur le site aéroportuaire ainsi qu'aux normes environnementales applicables. Les zones où les concentrations de polluants sont critiques sont également identifiées ainsi que la contribution des différentes sources d'émissions.

5.2.1 Validation des niveaux de concentrations observés

Tout d'abord la précision de l'estimation des concentrations de polluants du logiciel AEDT est étudiée. Pour cela, les niveaux de concentrations modélisés durant les deux scénarios de dispersion définis dans ce chapitre ont été comparés aux niveaux de concentrations mesurés dans l'enceinte de l'aéroport. Étant donné que les concentrations auxquelles le modèle sera comparé sont des observations réelles, les calculs considérés doivent être le plus réalistes possible et donc considérer le plus de sources d'émissions. Les résultats utilisés dans cette comparaison sont de ce fait ceux issus des calculs à l'échelle de l'île de Montréal prenant en compte toutes les sources considérées à cette échelle (aéronefs, GSE et APU pour les sources aéroportuaires ainsi que les segments d'autoroutes). Deux sources de mesures ont été utilisées dans ce but :

- la station de mesure de polluants du Réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA) de Ville de Montréal située à l'intérieur de l'enceinte de l'aéroport (Ville de Montréal, 2019) ;
- une campagne de mesure effectuée par l'université McGill qui rapporte les niveaux de NO_x et de CO au niveau du terminal de l'aéroport durant quelques périodes de l'été 2017 (Rahim, Pal, & Ariya, 2019).

Les mesures effectuées par l'université McGill et le scénario **été** de cette étude présentent une période de deux jours en commun. Cependant les concentrations maximales résultantes du scénario **été** pour les récepteurs situés dans la zone du terminal, où les mesures ont été

effectuées, ne correspondent pas à ces deux jours. De ce fait, seuls les ordres de grandeur pourront être comparés.

Le Tableau 5.5 présente les comparaisons entre les concentrations modélisées par notre étude et les mesures de l'université McGill. Pour convertir les concentrations de NO_x en ppb l'hypothèse que les NO_x sont composés de 10 % de NO₂ et de 90 % de NO a été faite car cette distribution est considérée comme représentative des sources de combustion (Wood et al., 2008).

Tableau 5.5 Comparaison entre les niveaux de concentration mesurés par l'université McGill et ceux modélisés dans cette étude

Polluants	Mesures	Scénario été
NO _x	0-40 ppb	70-155 ppb
CO	125-340 ppb	175-350 ppb

Les comparaisons entre les concentrations modélisées au niveau du sol et les observations montrent des différences relativement conséquentes au niveau des NO_x. Les niveaux modélisés étant jusqu'à 3 fois supérieurs aux mesures. Les niveaux de CO modélisés quant à eux sont dans l'intervalle des concentrations mesurées au niveau du terminal. Les écarts au niveau des NO_x peuvent provenir de plusieurs facteurs. Dans un premier temps, les dates des mesures ne correspondent pas à celles des concentrations modélisées dans cette étude ce qui peut influencer dans une certaine mesure les niveaux de polluants. La composition des NO_x peut également être à l'origine de différence car la conversion de mg/m³ à ppb dépend de la masse molaire du composé considéré et la masse molaire des NO_x dépend fortement de la répartition du NO et du NO₂ dans les NO_x. La localisation des mesures peut également influencer les résultats. En effet, les mesures ont été effectuées au niveau d'une porte d'embarquement du terminal or dans cette zone la présence de bâtiment peut fortement influencer l'écoulement d'air et modifier en conséquence la dispersion des polluants (Chang & Meroney, 2003). Les effets dispersifs dans cette zone peuvent en effet être fortement hétérogènes créant des zones de hauts niveaux de concentrations dans les zones de recirculation d'air ou au contraire des

zones de plus faibles concentrations qu'en absence d'obstacle à l'écoulement d'air. AERMOD ne considère pas l'effet des obstacles tels que les bâtiments sur la dispersion des polluants ce qui peut engendrer des erreurs au niveau de la prédiction de la concentration de polluants dans cette zone.

La station de mesure RSQA enregistre notamment les niveaux de concentrations horaires de NO_x, CO et O₃. Pour comparer les concentrations modélisées aux concentrations observées, les 4 récepteurs entourant la station ont été localisés. Les concentrations observées aux dates et heures correspondantes à celles indiquées aux niveaux des récepteurs ont finalement été extraites. Étant donné que les 4 récepteurs montrent des résultats homogènes (moins de 15 % d'écart), la moyenne des 4 récepteurs est utilisée pour comparer les niveaux de concentrations modélisés aux mesures de la station.

Les Tableau 5.6 et Tableau 5.7 détaillent les différentes concentrations modélisées en relation avec les concentrations observées à la station en se basant sur les critères des différentes réglementations en vigueur respectivement pour les scénarios **été** et **hiver**.

Tableau 5.6 Comparaison entre les niveaux de concentration observés à la station de mesure du RSQA et modélisés dans cette étude pour le scénario **été**

Polluant	Période	Mesures	Modèle	Différence
NO _x (µg/m ³)	1 heure	26	58	124 %
	24 heures	18	6	-67 %
CO (µg/m ³)	1 heure	193	181	-7 %
	8 heures	261	86	-67 %

Tableau 5.7 Comparaison entre les niveaux de concentration observés à la station de mesure du RSQA et modélisés dans cette étude pour le scénario **hiver**

Polluant	Période	Mesures	Modèle	Différence
NOx ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1 heure	12	70	506 %
	24 heures	36	13	-63 %
CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1 heure	201	175	-13 %
	8 heures	180	69	-62 %

De manière générale, nous pouvons remarquer que le modèle répond relativement précisément pour les niveaux de concentration de CO sur des courtes périodes (1 heure) avec des différences de l'ordre de 10 %. Cependant, pour les NOx, les résultats montrent que les niveaux modélisés sont largement supérieurs à ceux observés. Ces larges différences pourraient être en partie expliquées par le fait que les composés soient considérés comme inertes dans cette étude alors que des interactions chimiques existent entre les NOx, les COV et l'O₃. Ces interactions chimiques mènent notamment en présence de rayons ultraviolets à la formation d'O₃ avec comme précurseurs les NOx et les COV (Finlayson-Pitts & Pitts, 1999) et ce avec un équilibre atteint en quelques minutes lors d'une journée ensoleillée (Cambridge Environmental Research Consultants, 2017). Ne pas considérer ces dernières pourrait donc être à l'origine d'une surestimation des émissions de NOx par rapport aux mesures. Enfin, pour des périodes plus longues (8 heures, 24 heures) les erreurs tendent à s'accumuler et les niveaux modélisés sont très en deçà des niveaux observés d'environ 65 %. Plusieurs facteurs peuvent expliquer les différences entre les concentrations modélisées et celles observées, que ce soient les erreurs imputées au modèle en lui-même ou les différences entre les sources d'émissions considérées et les sources qui impactent effectivement la zone considérée. En effet, dans un premier temps, des erreurs intrinsèques aux différents modèles existent et ce à plusieurs niveaux. Tout d'abord dans l'estimation des émissions qu'elles soient aéronautiques ou terrestres mais également au niveau de la dispersion des émissions. Par exemple, la méthode la plus élaborée pour estimer les émissions aéronautiques utilisée dans cette étude est la méthode "Boeing Fuel Flow" et les erreurs d'estimation associées à cette dernière sont de l'ordre de $\pm 10 \%$ à $\pm 15 \%$ pour les émissions de NOx et bien plus larges en ce qui concerne les émissions de HC et de CO (Dubois

& Paynter, 2006). Concernant le modèle de dispersion AERMOD, les études tentant d'estimer la précision de ce dernier présentent des résultats variés. Tartakovsky et al. (2013) a par exemple estimé un coefficient de variation de l'ordre de 70 % (ce qui correspond à des écarts relatifs de 70 % par rapport à la moyenne) alors que Gibson et al. (2013) rapporte des erreurs quadratiques moyennes comprises entre 0,5 % et 25 %. Enfin, il faut également considérer les erreurs potentiellement dues aux hypothèses de cette étude notamment au niveau de la distribution des émissions autour du terminal. En effet, comme décrit au paragraphe 5.1, la configuration de l'aéroport retenue pour les calculs de dispersion comporte 11 postes de stationnement pour les aéronefs représentant les 73 postes réels de l'aéroport. De plus, La distribution des différents aéronefs sur l'ensemble des postes de stationnement s'effectue en partie de manière aléatoire à défaut d'autre donnée plus précise. Ces deux facteurs combinés font que la distribution des émissions aéroportuaires au niveau du terminal n'est pas identique à la réalité des deux scénarios. La distribution des émissions polluantes au niveau du terminal en est donc directement impactée pouvant être à l'origine d'erreurs de prédiction au niveau des concentrations modélisées.

Maintenant que les concentrations modélisées ont été confrontées aux observations sur le site aéroportuaire, l'impact relié aux activités aériennes sur la zone aéroportuaire proche (domaine à l'échelle de l'aéroport) et sur la zone locale (domaine à l'échelle de l'île de Montréal) sera détaillé dans la section suivante.

5.2.2 Comparaison aux normes en vigueur

Pour comparer les niveaux de concentration modélisés aux différentes normes, les calculs à l'échelle de l'aéroport ont été utilisés en prenant en compte l'intégralité des sources d'émissions reliées aux activités aériennes pour considérer les impacts potentiels sur le site.

Afin de comparer les concentrations aux normes en vigueur, les concentrations de NO₂ issues des calculs doivent être estimées étant donné que le modèle quantifie les concentrations de NO_x et que les réglementations s'appliquent au NO₂. Pour cela, la méthode dite de l'ozone

limitant (Cole & Summerhays, 1979) a été appliquée. Cette dernière, connaissant la concentration d'ozone ambiante et de NO_x permet d'estimer celle de NO₂. Pour cela, deux parties du NO₂ sont quantifiées :

- la partie thermique du NO₂ (issue directement des sources de combustion) est extraite et représente 10 % de la concentration de NO_x ;
- la partie du NO₂ résultante de l'oxydation du NO initialement contenu dans les NO_x susceptible d'être chimiquement oxydé par l'ozone ambiant. Cette partie dépend du composé limitant dans la réaction d'oxydation.
 - si la concentration de NO est supérieure à celle d'ozone, alors l'intégralité du NO est considérée comme étant oxydée en NO₂ ;
 - si la concentration d'ozone est supérieure à celle de NO alors l'ozone agit comme composé limitant et la partie de NO oxydée est alors égale à la concentration d'ozone ambiante.

La concentration de NO₂ ainsi obtenue est donc la somme de la partie thermique et de la partie oxydée.

Comme précisé précédemment, les émissions liées aux activités aériennes de l'aéroport doivent répondre aux réglementations au niveau national, provincial et communal. Les différents seuils de concentrations sont décrits par :

- le RSQA au niveau de la Ville de Montréal (Ville de Montréal, 2019) ;
- le chapitre Q2-r.38 de la loi sur la qualité de l'environnement au niveau provincial (Gouvernement du Québec, 2019) ;
- les Objectifs Nationaux afférents à la Qualité de l'air Ambiant (ONQAA) (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 1999) et les Normes Canadiennes de Qualité de l'Air Ambiant (NCQAA) (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 2017) au niveau fédéral.

En ce qui concerne les réglementations Canadiennes, les NCQAA basent leurs critères sur des moyennes triennales qui nécessiteraient des calculs de dispersion non réalisables dans le cadre

de cette étude. Les résultats des différents calculs seront donc uniquement comparés aux ONQAA pour les réglementations Canadiennes étant donné qu'ils répondent aux différents critères. De plus, les ONQAA définissent trois niveaux de seuils, les seuils tolérables, les seuils acceptables ainsi que les seuils souhaitables, dans le cadre de cette étude, seuls les deux niveaux les plus restrictifs (les seuils souhaitables et acceptables) seront utilisés.

Le Tableau 5.8 présente les différentes réglementations sur la qualité de l'air en vigueur au niveau fédéral (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 1999), régional (Gouvernement du Québec, 2019) et communal (Ville de Montréal, 2019) ainsi que les niveaux de concentration maximum modélisés durant les deux scénarios de calcul dans l'enceinte de l'aéroport.

Tableau 5.8 Comparaison entre les concentrations maximales modélisées dans l'enceinte de l'aéroport durant les deux scénarios de dispersion et les différentes réglementations sur la qualité de l'air

Polluant	Période	Canada ¹	Canada ²	Québec	Montréal	Scénario été	Scénario hiver
CO (µg/m ³)	1 heure	35 000	15 000	34 000	35 000	1 956	1 833
	8 heures	15 000	6 000	15 000	-	511	476
NO ₂ (µg/m ³)	1 heure	400	-	414	400	515	499
	24 heures	200	-	207	-	118	62
PM (µg/m ³)	24 heures	120	-	150	-	7,2	8,7
¹ Valeurs acceptables							
² Valeurs souhaitables							

Les résultats montrent que les concentrations modélisées de polluants respectent les normes au niveau des particules et du CO. Cependant les concentrations modélisées peuvent localement dépasser les réglementations concernant les NO₂ à l'intérieur de l'enceinte de l'aéroport. Les

zones dépassant les seuils réglementaires sont cependant très restreintes. Durant les deux scénarios, ces dépassements sont modélisés en bout de pistes d'atterrissage/décollage et ne s'étendent pas au-delà comme il sera illustré plus tard.

5.2.3 Localisation des zones de fortes concentrations de polluants

Même si les activités aériennes de l'aéroport n'entraînent pas ou très peu de dépassements des normes de qualité de l'air, certaines zones présentent néanmoins des niveaux modélisés de concentrations élevés. En relation avec les résultats d'études épidémiologiques, les zones où les concentrations de polluants dépassent les seuils d'effets ont été identifiées.

5.2.3.1 Les oxydes d'azotes

En faisant l'hypothèse conservatrice que les NOx sont essentiellement composés de NO₂, les études rapportent des effets à partir d'une exposition à des concentrations de NO₂ supérieures à 0,3 ppm soit 570 µg/m³ (Kagawa, 1985). La Figure 5.9 présente les différents récepteurs dont les concentrations maximales modélisées sont supérieures à ce seuil de 570 µg/m³ et ce pour les scénarios **été** et **hiver**.

Durant les deux scénarios, des zones existent dans l'enceinte de l'aéroport où les concentrations modélisées sont au-delà de la concentration seuil de 570 µg/m³. Ces zones sont principalement localisées au niveau des bouts de pistes où ont lieux la majorité de opérations de décollage soit le bout de piste 24L et dans une moindre mesure le 06R (comme constaté dans le CHAPITRE 3, les NOx sont principalement émis par les aéronefs durant les opérations de décollage).

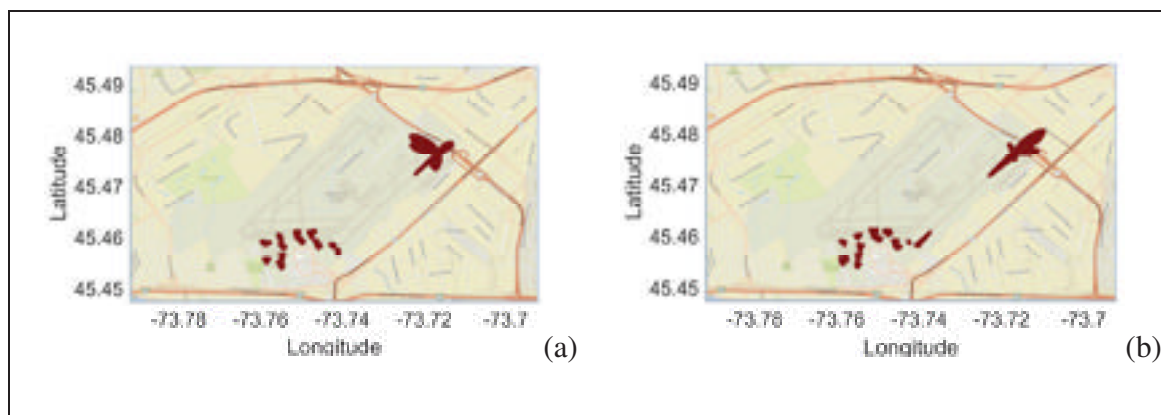


Figure 5.9 Représentation des zones de NOx dépassant le seuil de $570 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant les scénarios **été** (a) et **hiver** (b)

Des zones moins étendues mais plus nombreuses présentent également des fortes concentrations au niveau des zones de stationnement des aéronefs autour du terminal, probablement dû à l'utilisation des GSE et des APU car les aéronefs n'émettent que très peu voire pas de NOx durant les opérations de taxi et de démarrage moteur. Les concentrations maximums de NOx modélisées dans l'enceinte de l'aéroport sont respectivement de $2\,121 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $2\,095 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant les scénarios **été** et **hiver** soit environ 4 fois supérieures au seuil considéré de $570 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.2.3.2 Les particules

En ce qui concerne les particules, plusieurs études ont rapporté des effets notables sur la santé à partir d'une exposition à des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ de l'ordre de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de PM_{10} de l'ordre de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Pope III & Dockery, 2006). Pour identifier les zones dépassant ces seuils, l'hypothèse conservatrice que les PM_{10} reliés aux activités aériennes sont également des $\text{PM}_{2.5}$ a été faite. De ce fait le seuil de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fut considéré comme critère d'identification. La figure suivante présente donc les zones de l'aéroport où la concentration de PM_{10} modélisée est supérieure à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Contrairement aux NOx, les PM impactent majoritairement la zone du terminal et les stationnements des aéronefs. Les bouts de pistes sont également impactés mais ces zones sont

beaucoup plus restreintes que dans le cas des NO_x. L'impact des PM au niveau du terminal pourrait être le résultat des deux sources que sont les GSE et les APU qui émettent à eux deux 18 % des émissions de PM (voir CHAPITRE 3). Relativement au seuil de 10 µg/m³ considéré, les concentrations maximums de PM observées durant les scénarios **été** et **hiver** représentent respectivement 10 et 7 fois ce seuil avec 96 µg/m³ et 73 µg/m³.

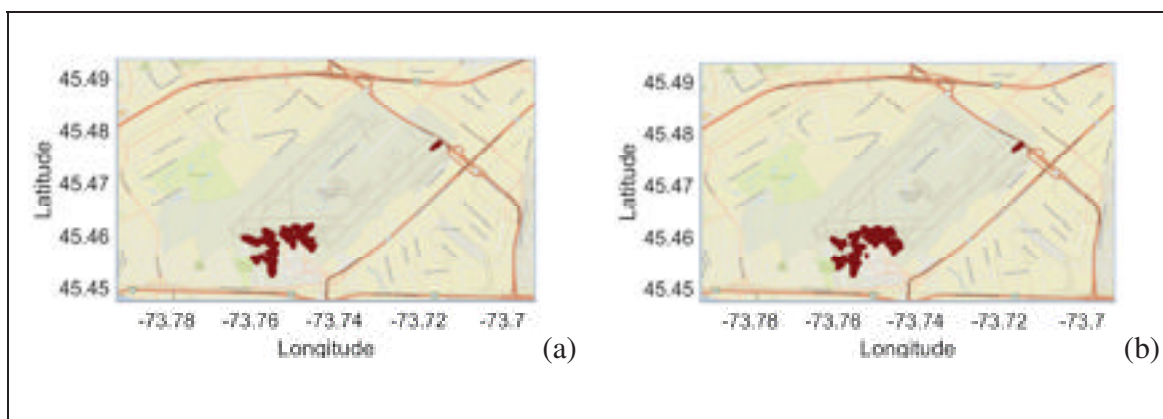


Figure 5.10 Représentation des zones de PM₁₀ dépassant le seuil de 10 µg/m³ durant les scénarios **été** (a) et **hiver** (b)

5.2.3.3 Les composés organiques volatils

Les COV regroupent plusieurs composés plus ou moins néfastes pour la santé, néanmoins les COV totaux ont été sujets d'études et les résultats identifient un seuil d'effets à environ 190 µg/m³ (Mølhavd, 1991). À partir de ce seuil, les zones de l'aéroport présentant des concentrations critiques durant les scénarios **été** et **hiver** ont pu être identifiées. La figure suivante présente les zones impactées par une concentration de COV totaux supérieure au seuil d'effets.

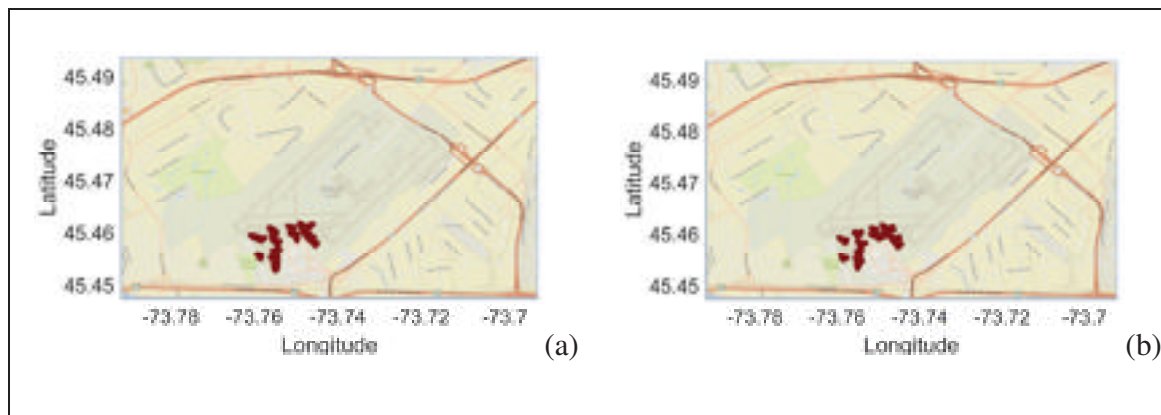


Figure 5.11 Représentation des zones de COV dépassant le seuil de $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant les scénarios **été** (a) et **hiver** (b)

De manière semblable aux PM, les émissions de COV reliées aux activités aériennes de l'aéroport créent des zones critiques au niveau des zones de stationnement des aéronefs et donc au niveau du terminal. Les sources possibles à l'origine de ces zones sont les GSE ainsi que les APU mais également les opérations de démarrage des moteurs d'aéronefs. Les concentrations modélisées dans l'enceinte de l'aéroport dépassent le seuil considéré d'un facteur allant jusqu'à 10 durant les deux scénarios avec des concentrations maximales de $1956 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $1833 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement en **été** et en **hiver**.

5.2.3.4 Le monoxyde de carbone

Enfin, des études ont rapporté des effets après une exposition au monoxyde de carbone à partir d'un seuil de 5 à 10 ppm soit de $5\,750 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $11\,500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En considérant un seuil d'identification à $5\,750 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'aéroport ne présente aucune zone critique. Cependant, afin d'identifier les zones les plus impactées par les concentrations de CO, la Figure 5.12 présente les récepteurs dont la concentration modélisée de CO est supérieure à $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

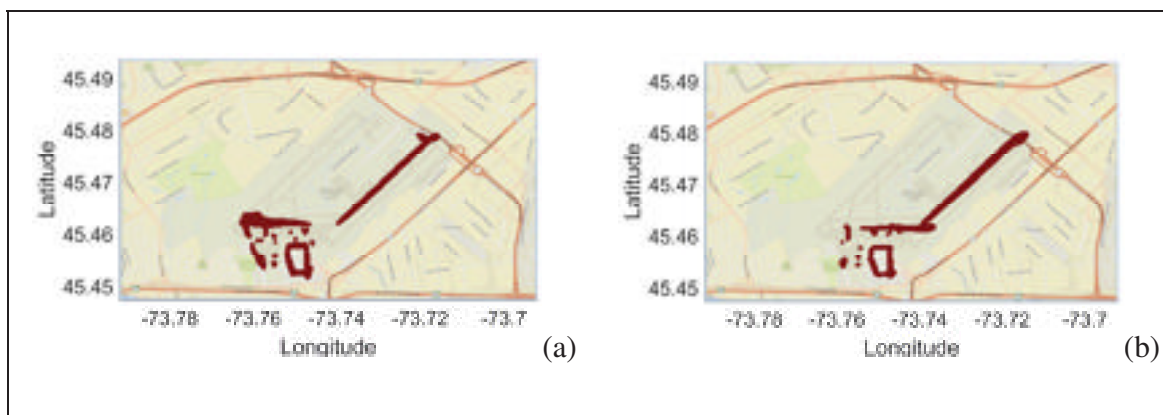


Figure 5.12 Représentation des zones de CO dépassant le seuil de $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant les scénarios **été** (a) et **hiver** (b)

Les scénarios de calculs **été** et **hiver** montrent des résultats similaires. Les zones principalement impactées par les émissions de CO issues des activités aériennes de l'aéroport se situent d'une part dans l'enceinte de l'aéroport au niveau des voies de circulation au sol des aéronefs ainsi qu'au niveau des zones de stationnement et d'autre part en dehors de cette enceinte au niveau des voies d'accès empruntées par les véhicules d'accès.

5.2.4 Contribution des différentes sources aéroportuaires

Maintenant qu'il a été constaté que les concentrations de polluants respectaient dans la grande majeure partie des cas les réglementations applicables mais que des zones existent où ces concentrations dépassent les seuils d'effets identifiés, l'impact des différentes sources d'émissions aéroportuaires doit être identifié. Pour cela, la contribution des différentes sources reliées aux activités aériennes a été quantifiée. La contribution de ces sources a été établie en comparant les impacts médians de chaque source d'émissions et ce à deux niveaux: au niveau du domaine complet à l'échelle de l'aéroport ainsi que dans un domaine d'un kilomètre de diamètre autour du terminal de l'aéroport qui représente la zone la plus critique en termes d'affluence humaine. La Figure 5.13 identifie ces deux domaines respectivement en bleu et en rouge.



Figure 5.13 Représentation des domaines utilisés pour quantifier l'impact des différentes sources d'émissions aéroportuaires

Lorsque l'on compare l'impact médian des différentes sources d'émissions au niveau du domaine aéroportuaire entier (domaine bleu) pour le scénario **été** (voir Figure 5.14), les résultats montrent que les aéronefs sont les sources les plus critiques pour la qualité de l'air et ce pour tous les polluants considérés dans cette étude. En effet, l'impact médian des aéronefs au niveau de la zone aéroportuaire tous scénarios confondus est supérieur à celui des autres sources d'émissions d'un facteur variant de 3 à 440. Les deuxièmes sources modélisées comme les plus contributrices à l'impact sur la qualité de l'air sont les GAV pour le CO et les GSE pour les autres polluants. Ces résultats reflètent l'ordre des sources d'émissions sur les masses de polluants de l'aéroport.

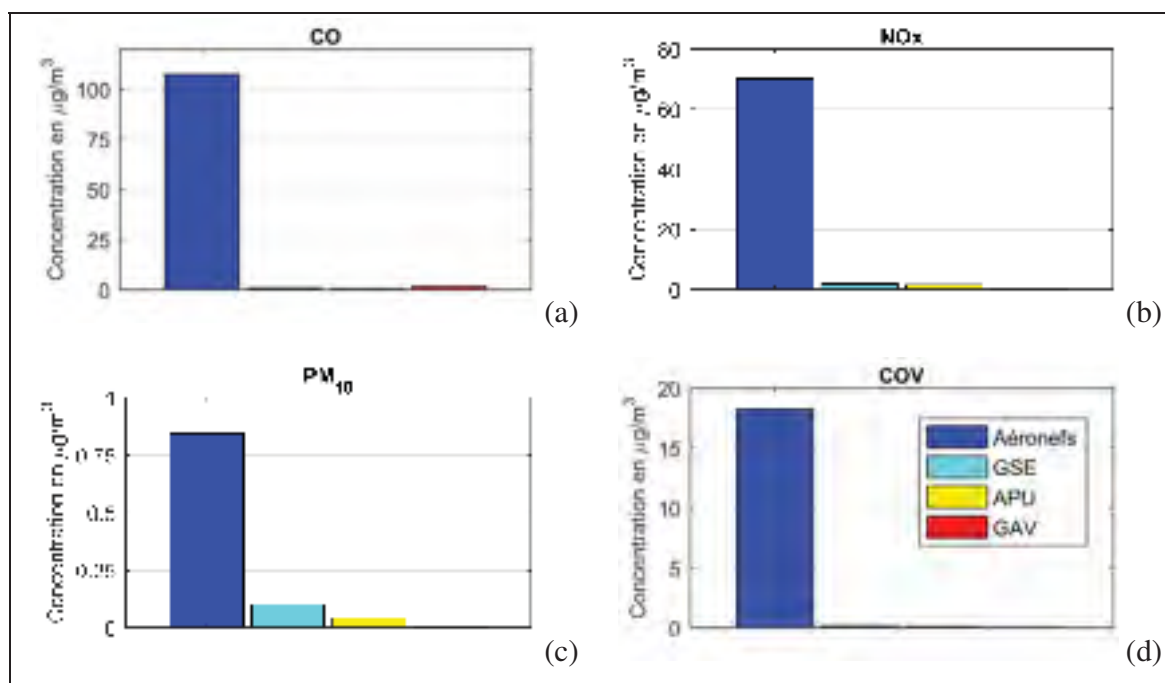


Figure 5.14 Concentrations médianes de CO (a), NOx (b), PM₁₀ (c) et COV (d) des différentes sources d'émissions au niveau de la zone aéroportuaire durant le scénario **été**

Cependant, comme constaté au paragraphe 5.2.3, la plupart des zones critiques pour la qualité de l'air modélisées à l'aéroport se situent au niveau du terminal. Au niveau de cette zone, les contributions des différentes sources sont largement modifiées. La Figure 5.15 présente ces contributions pour le scénario **été** (les résultats durant le scénario **hiver** sont relativement semblables). Comme sur le domaine aéroportuaire dans sa globalité, la concentration médiane due aux aéronefs reste majoritaire lorsque l'on considère les COV et le CO. En effet, la concentration médiane de COV est de l'ordre de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les aéronefs alors qu'elle se situe en deçà de $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour toutes les autres sources d'émissions. En ce qui concerne le CO, même si l'impact des aéronefs reste majoritaire, celui des GAV est du même ordre de grandeur (aux alentours de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alors que celui des GSE et des APU est en dessous de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

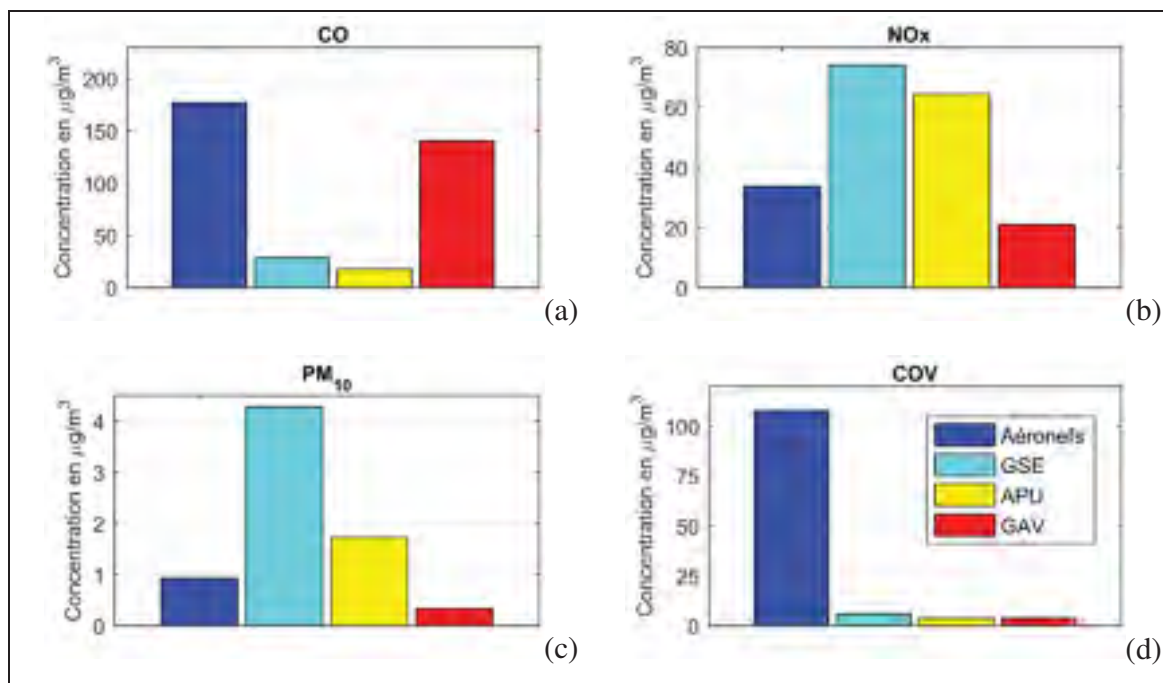


Figure 5.15 Concentrations médianes de CO (a), NOx (b), PM₁₀ (c) et COV (d) des différentes sources d'émissions au niveau de la zone du terminal durant le scénario été

L'impact médian des aéronefs au niveau des autres polluants n'est cependant pas prédominant. En effet, lorsque les impacts au niveau des NOx et des PM₁₀ sont considérés, les résultats montrent que les sources dominantes sont les GSE et les APU. Leurs contributions médianes aux concentrations de NOx résident aux alentours des 70 µg/m³ soit deux à trois fois supérieures à celles des aéronefs et des GAV. Au niveau des PM₁₀, les GSE contribuent très majoritairement avec une concentration médiane d'environ 4 µg/m³. Les autres sources d'émissions quant à elles contribuent chacune à moins de 2 µg/m³.

Ainsi, même si les moteurs principaux des aéronefs sont la source principale et largement majoritaire d'émissions polluantes à l'aéroport, en considérant la distribution spatiale des émissions sur le site aéroportuaire en relation avec les seuils d'effets au niveau des différents polluants, les résultats ont montré qu'ils ne représentent pas ou pas seulement la source d'émissions critique. En effet, au niveau de la zone du terminal qui représente la zone de forte affluence et celle où les concentrations de NOx, PM₁₀ et COV dépassent les seuils de risques, les GSE et les APU sont les deux sources identifiées comme étant les plus contributrices aux

impacts sur les concentrations de NO_x et de PM₁₀. Les aéronefs quant à eux sont majoritairement responsables des concentrations de COV par le biais des opérations de démarrage des moteurs principaux.

5.3 Impact au niveau de l'île de Montréal

De la même manière dont l'impact relié aux activités aériennes de l'aéroport sur la zone proche a été détaillé, celui à l'échelle de l'île de Montréal va maintenant être étudié.

5.3.1 Comparaison aux normes en vigueur

Pour comparer les concentrations modélisées aux normes de la qualité de l'air, les calculs à l'échelle de l'île de Montréal sont utilisés incluant uniquement les sources aéroportuaires (Aéronefs, GSE et APU). De plus, les concentrations considérées ici correspondent aux récepteurs qui couvrent les zones publiques c'est-à-dire en dehors de la zone aéroportuaire. La zone aéroportuaire ainsi exclue est présentée à la Figure 5.16. Le Tableau 5.9 montre les concentrations maximales modélisées en dehors de l'enceinte de l'aéroport durant les scénarios **été** et **hiver** obtenues par les calculs à l'échelle de l'île de Montréal.

Les résultats montrent que l'ensemble des réglementations concernant la qualité de l'air applicables sont respectées par les activités aériennes de l'aéroport considérées dans cette étude. De plus, étant donné que l'impact relié aux activités aériennes sur les zones publiques (en dehors de l'enceinte de l'aéroport) reste en deca des seuils autorisés durant les deux scénarios de calcul, il est raisonnable de supposer que les normes de qualité de l'air y sont respectées en temps normal. Enfin, nous pouvons remarquer que les différents niveaux de concentrations modélisés en dehors de l'enceinte de l'aéroport sont bien en dessous de ceux obtenus au paragraphe 5.2.2 et contrairement à la zone aéroportuaire, il n'existe pas de zone modélisée comme critique dans la zone publique en se basant sur les seuils d'effets considérés au paragraphe 5.2.3.



Figure 5.16 Représentation de la zone aéroportuaire exclue pour quantifier l'impact au niveau de l'île de Montréal

Tableau 5.9 Comparaison entre les concentrations maximales modélisées en dehors de l'enceinte de l'aéroport durant les deux scénarios de dispersion et les différentes réglementations sur la qualité de l'air

Polluant	Période	Canada ¹	Canada ²	Québec	Montréal	Scénario été	Scénario hiver
CO (µg/m³)	1 heure	35 000	15 000	34 000	35 000	446	481
	8 heures	15 000	6 000	15 000	-	92	106
NO ₂ (µg/m³)	1 heure	400	-	414	400	77	124
	24 heures	200	-	207	-	31	54
PM ₁₀ (µg/m³)	24 heures	120	-	150	-	6,17 10 ⁻¹	1,03

¹ Valeurs acceptables

² Valeurs souhaitables

¹ Valeurs acceptables² Valeurs souhaitables

5.3.2 Impact relatif des émissions reliées aux activités aériennes par rapport aux autoroutes

Maintenant qu'il a été constaté que les activités aériennes de l'aéroport n'entraînaient pas de dépassement des seuils de polluants autorisés au niveau fédéral, provincial et communal, l'impact relié aux activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air au niveau de l'île de Montréal va être décrit. Cependant, afin de relativiser cet impact, ce dernier sera comparé à celui des 4 segments d'autoroutes présentés au paragraphe 5.1.2.2.

Seuls les résultats du scénario *été* sont rapportés dans cette section car les deux scénarios de dispersion présentent des résultats similaires. Les résultats du scénario **hiver** sont présentés dans l'ANNEXE II.

Les masses émises par les différentes sources considérées dans cette section sont présentées dans le Tableau 5.10.

Tableau 5.10 Masses de polluants émises par les différentes sources durant le scénario **été**

Masses (t)	NO _x	CO	PM ₁₀	COV
Aéronefs	1,43 10 ¹	1,26 10 ¹	1,85 10 ⁻¹	2,20
GSE et APU	1,39	4,90 10 ⁻¹	6,00 10 ⁻²	9,69 10 ⁻²
Total Aéroport	1,57 10 ¹	1,31 10 ¹	2,45 10 ⁻¹	2,30
Autoroutes	5,14	2,48 10 ¹	1,10 10 ⁻¹	5,47 10 ⁻¹

En ce qui concerne ces dernières, les résultats indiquent que les émissions reliées aux activités aériennes sont supérieures aux émissions des autoroutes pour trois des quatre polluants considérés, à savoir les NO_x, les PM₁₀ et les COV. Pour ces polluants, les émissions reliées aux activités aériennes sont supérieures de facteurs compris entre 1,5 et 4 respectivement pour les PM₁₀ et les COV. En ce qui concerne le CO, les autoroutes sont la source majoritaire et émettent environ le double des activités aériennes.

La Figure 5.17 présente les concentrations maximales de NO_x reliées aux activités aériennes modélisées au niveau du domaine d'étude en excluant les récepteurs dont la concentration est inférieure à 20 µg/m³. Contrairement aux panaches observés dans le CHAPITRE 4, la dispersion des polluants n'est cette fois-ci pas uniquement modélisée dans la direction du vent dominant. En effet, plusieurs panaches sont modélisées au Nord-Ouest, Nord-Est et Sud. Cette distribution est également observée pour les autres polluants. De plus, en comparant cette distribution des concentrations à celle modélisée au CHAPITRE 4 (Voir Figure 4.6 (a)) notamment dans l'enceinte de l'aéroport, l'impact de la configuration de l'aéroport et plus particulièrement de la distribution des postes de stationnement autour du terminal peut en partie être appréhendé, les différences entre les scénarios impactant également les concentrations. En effet, au CHAPITRE 4, un seul poste de stationnement était considéré contre 11 dans la configuration retenue ici. Cette différence de répartition impacte la distribution des émissions au niveau du terminal. La configuration utilisée dans cette étude présente en effet des niveaux de concentrations de NO_x relativement homogènes tout autour du terminal de l'aéroport alors que les concentrations au niveau du terminal modélisées au CHAPITRE 4 sont fortement hétérogènes présentant des niveaux de concentrations supérieurs à 10 µg/m³ uniquement dans la partie Est du terminal.

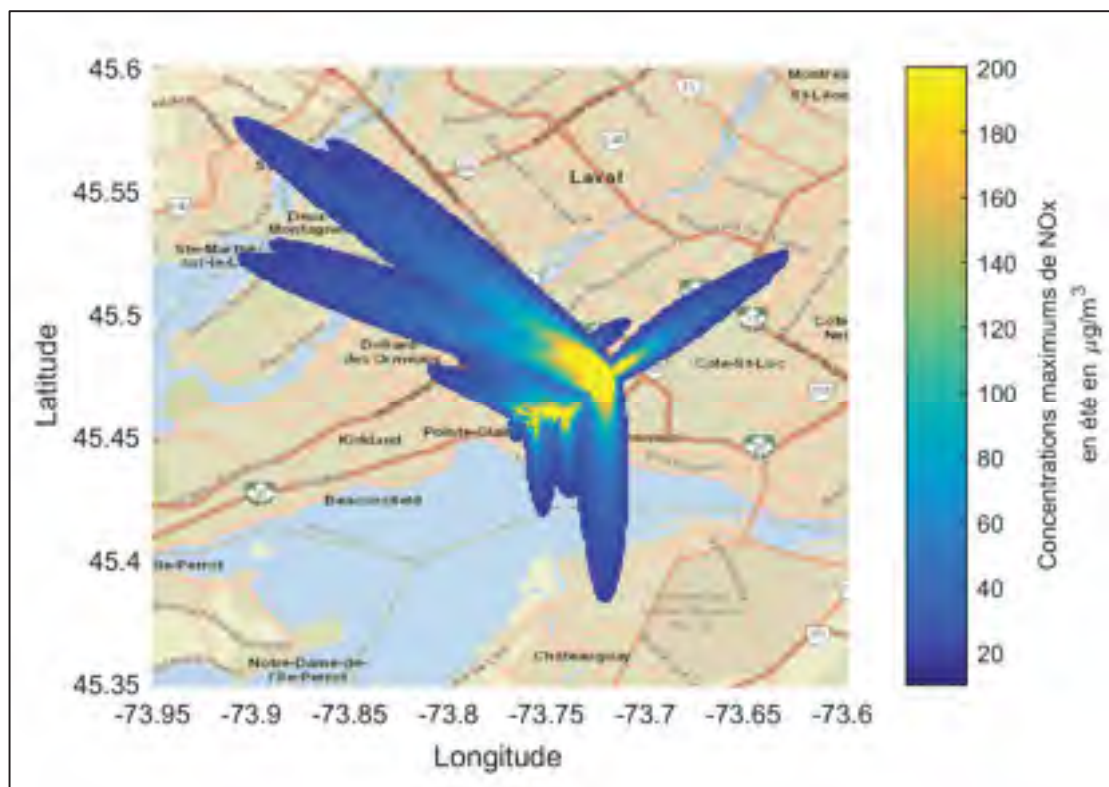


Figure 5.17 Concentrations maximales de NOx durant le scénario **été**

Afin de comparer l'impact relié aux activités aériennes et autoroutières 4 secteurs ont été définis en fonction de la distance depuis l'aéroport. Ces différents secteurs sont présentés en rouge à la Figure 5.18. Le secteur n°1 est le secteur qui inclut l'aéroport ainsi qu'une partie des autoroutes et qui s'étend sur un rayon de 3 km autour du centre de l'enceinte de l'aéroport. Les secteurs n°2 et n°3 correspondent aux disques ayant respectivement pour frontières intérieures et extérieures les cercles de rayons 3 km et 6 km pour le secteur n°2 et 6 km et 10 km pour le secteur n°3. Enfin le secteur n°4 couvre l'ensemble du domaine de calcul qui n'est pas inclus dans l'un des autres secteurs soit la zone située au-delà d'une distance de 10 km de l'aéroport.



Figure 5.18 Représentation des différents secteurs utilisés pour quantifier l'impact des sources sur la qualité de l'air en rouge ainsi que du domaine de calcul en bleu

Afin d'obtenir une représentation exhaustive des impacts aériens et autoroutiers, les différentes concentrations médianes, ainsi que celles des 1^{er} et 99^{ème} percentiles sont étudiées dans chacun des différents secteurs. Les Figure 5.19, Figure 5.20, Figure 5.21 et Figure 5.22 présentent les concentrations médianes (représentées par un carré), 1^{er} et 99^{ème} percentiles (représentées par les limites inférieures et supérieures autour de la valeur médiane) provenant des activités autoroutières et aériennes pour les scénarios **été** en fonction des différents secteurs d'étude (respectivement pour le CO, les NO_x, les PM₁₀ et les COV). Les niveaux de concentrations sont normalisés par rapport à la concentration médiane provenant des autoroutes dans le secteur n°1 (la valeur de la concentration est indiquée dans l'étiquette de chaque figure) et présentées sur une échelle logarithmique (de ce fait, si les concentrations de 1^{er} percentiles sont nulles, elle ne seront pas représentées).

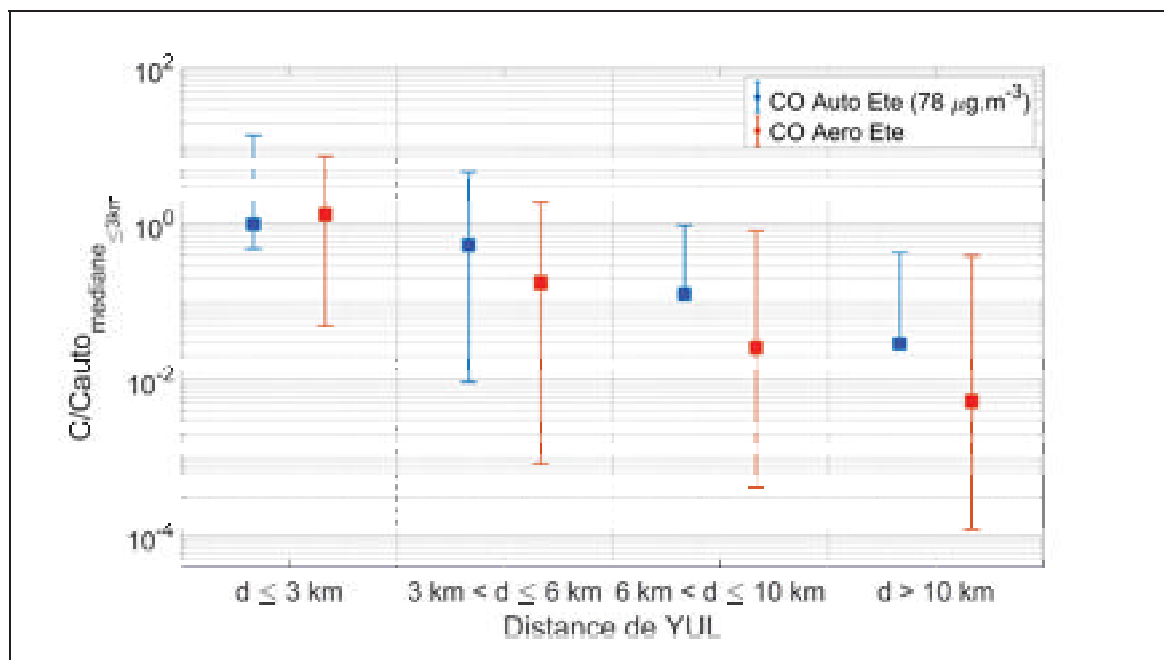


Figure 5.19 Évolution des concentrations médianes, de 99^{ème} et 1^{er} percentiles de CO en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **été**

Les résultats pour le CO montrent dans un premier temps que dans le secteur n°1 ($d \leq 3\text{km}$) les concentrations médianes dues aux activités aériennes (représentées en rouge) sont supérieures aux concentrations médianes des autoroutes (représentées en bleu). Cependant, dans ce même secteur, les concentrations de 99^{ème} percentile des autoroutes sont plus élevées que celles des activités aériennes. Les résultats dans les autres secteurs sont similaires entre eux. Pour ces derniers, les concentrations médianes et de 99^{ème} percentile aériennes sont toutes respectivement inférieures à celles des autoroutes. En considérant les masses de CO émises respectivement par les autoroutes et les activités aériennes, la prédominance de l'impact des autoroutes sur la qualité de l'air est attendue et plus particulièrement dans les secteurs au-delà de 3 km de l'aéroport. En effet, il peut être considéré que l'intégralité des émissions aériennes de CO a lieu à l'intérieur du secteur n°1 (les émissions de CO par les aéronefs durant les phases de vol sont très faibles) alors que seul une partie des émissions des autoroutes y est incluse. Ce secteur pouvait, et c'est en partie le cas à la vue des résultats, présenter une dominance de l'impact aérien sur la qualité de l'air. Enfin, les résultats montrent également une décroissance

constante des concentrations en fonction des secteurs due à la dispersion des polluants. Les taux de dilution calculé d'un secteur à l'autre comme le rapport entre les concentrations médianes sont plus importants dans chaque scénario pour les activités aériennes par rapport aux autoroutes. Ces différences de taux de dilution pourraient être expliquées par la différence de distribution des émissions par rapport aux différents secteurs. En effet, les émissions liées aux activités aériennes sont situées à l'intérieur du secteur n°1 alors que les émissions des autoroutes sont situées à l'extrémité du premier secteur ainsi qu'au début du deuxième. Ces différences font que les émissions aériennes et issues des autoroutes ne sont pas dispersées sur les mêmes distances dans les différents secteurs, ainsi les taux de dilution en sont impactés.

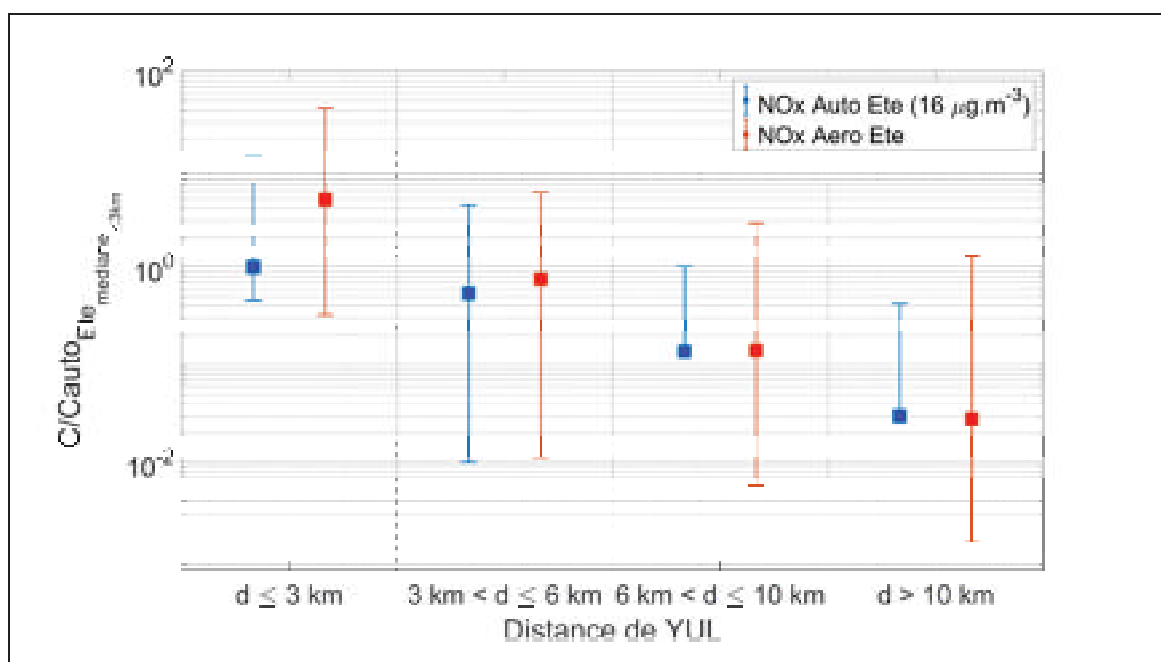


Figure 5.20 Évolution des concentrations médianes, de 99^{ème} et 1^{er} percentiles de NOx en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario été

En ce qui concerne l'impact des NOx, les résultats sont sensiblement différents du CO. En effet, les concentrations médianes et de 99^{ème} percentile dues aux activités aériennes sont respectivement supérieures aux concentrations des autoroutes et ce pour les 3 premiers secteurs et deviennent légèrement inférieures dans le secteur n°4. La différence entre les concentrations

médianes aériennes et autoroutières diminue cependant en s'éloignant de l'aéroport passant d'un facteur 5 dans le secteur n°1 à un facteur 1,02 dans le secteur n°3. Enfin quel que soit le secteur considéré, les concentrations aériennes de 99^{ème} percentile sont supérieures à celles des autoroutes et ce d'un facteur compris entre 1,3 et 3,1 sans motif particulier en fonction des secteurs. Cette prédominance de l'impact des activités aériennes peut comme pour le CO s'expliquer en partie par le fait que les activités aériennes émettent des quantités de NOx plus de trois fois supérieures aux autoroutes durant chacun des scénarios et ce même si une partie des émissions de l'aéroport est émise en altitude. Identiquement au CO, les taux de dilution observés entre chaque secteur sont systématiquement supérieurs pour les émissions aériennes que pour les autoroutes.

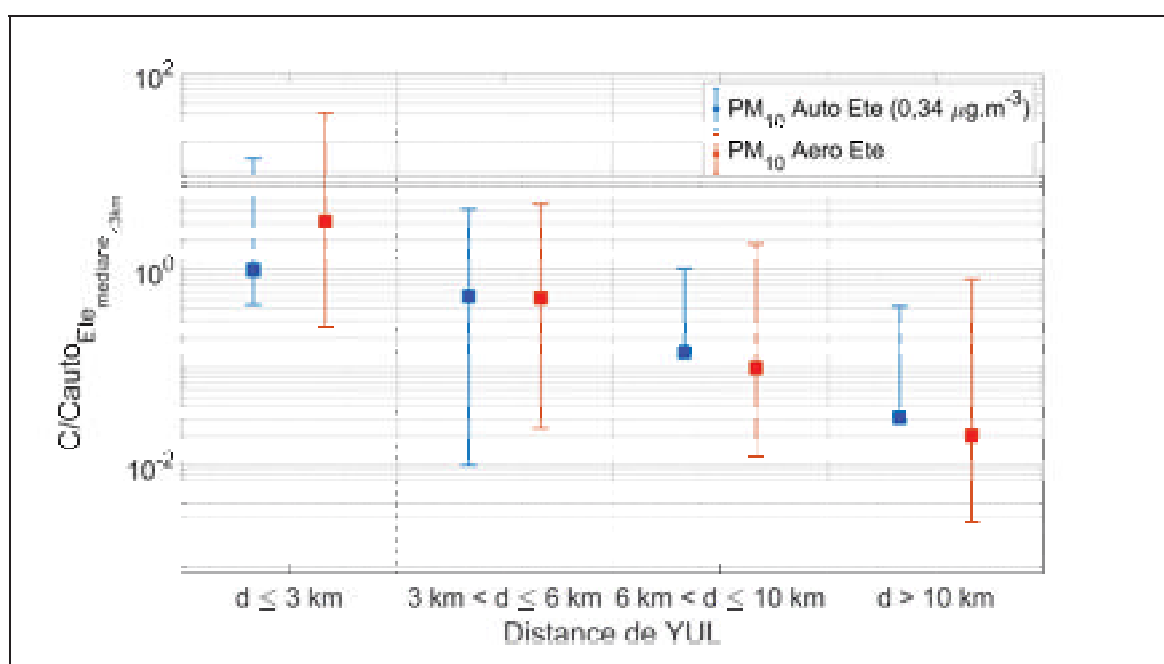


Figure 5.21 Évolution des concentrations médianes, de 99^{ème} et 1^{er} percentiles de PM₁₀ en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **été**

Pour ce qui est des PM₁₀, la concentration médiane des activités aériennes est uniquement supérieure à celle des autoroutes dans le premier secteur. Pour ce dernier l'impact aérien est deux fois supérieur à l'impact des autoroutes. Au-delà du secteur n°1 la concentration médiane

des autoroutes est prédominante durant les deux scénarios et la différence entre les deux sources augmente avec la distance depuis l'aéroport. Le rapport entre les concentrations médianes des deux sources passe en effet d'un facteur 1,05 dans le secteur 2 à un facteur 1,5 dans le secteur 4. La supériorité de la concentration médiane des autoroutes est cependant à l'encontre de ce qui aurait pu être attendu à la vue des inventaires des émissions. En effet, les émissions de PM_{10} des activités aériennes sont supérieures à celles des autoroutes d'un facteur 2,2. Cette particularité peut être expliquée par la différence au niveau de la distribution des émissions aéroportuaires et autoroutières. En effet, les émissions autoroutières sont modélisées comme homogènes le long de chacun des segments d'autoroutes et la dispersion de ces dernières crée des concentrations plus homogènes dans l'espace. À l'inverse, les émissions aériennes sont plus hétérogènes et leur dispersion crée des concentrations de polluants qui le sont également. La concentration médiane des émissions aéroportuaires est de ce fait plus faible que si la dispersion se faisait de manière homogène comme pour les autoroutes. En ce qui concerne les concentrations de 99^{ème} percentile, nous pouvons remarquer que celles dues aux activités aériennes sont essentiellement supérieures à celles des autoroutes.

Enfin, les résultats concernant les COV indiquent, à l'opposé des résultats pour le CO, une prédominance hétérogène de l'impact des activités aériennes sur l'intégralité des secteurs. En effet, les concentrations médianes aériennes sont supérieures à celles des autoroutes d'un facteur 10 dans le secteur n°1 et d'un facteur entre 1,5 et 2,5 dans les secteurs suivants. En ce qui concerne les concentrations de 99^{ème} percentile, ce même facteur vaut environ 3,9 pour le secteur 2 alors qu'il vaut 7,6 pour les autres secteurs. Cette différence au niveau des facteurs pourrait encore une fois être expliquée par le fait que dans le secteur n°2, les concentrations de l'aéroport sont essentiellement issues de la dispersion de polluants car la grande majorité des sources de COV se situent à l'intérieur de l'enceinte de l'aéroport et donc du secteur n°1 alors que certaines concentrations issues des autoroutes sont directement dues aux émissions des sources car certains segments d'autoroutes sont présents dans le secteur n°2 ce qui crée un déséquilibre dans les niveaux de concentrations élevés.

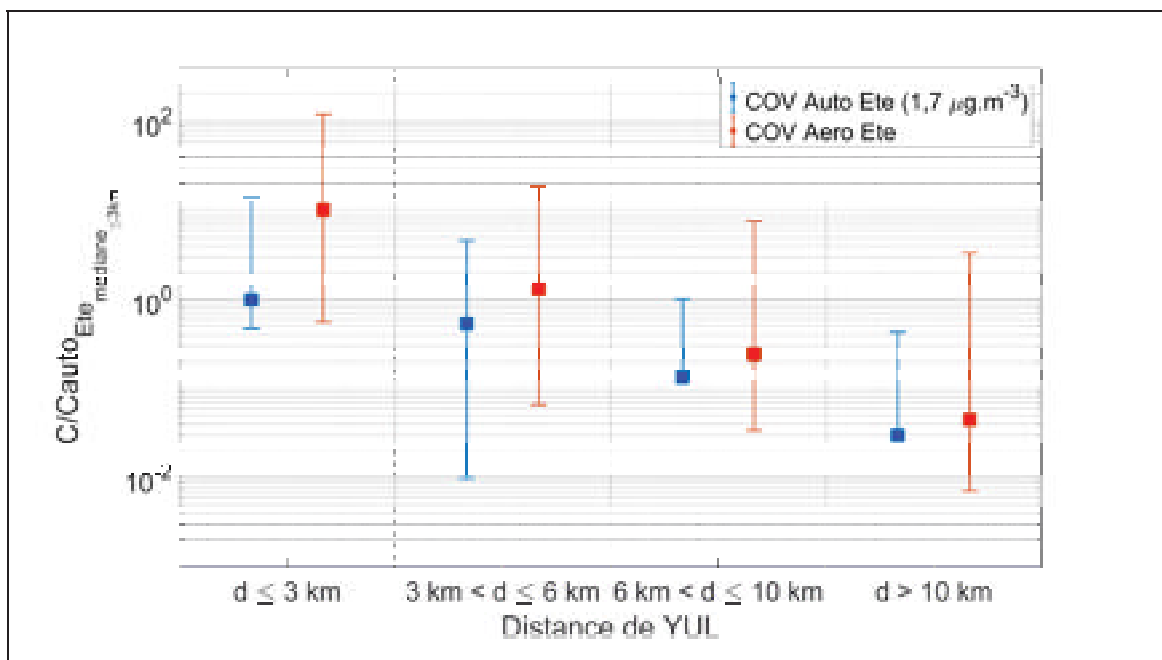


Figure 5.22 Évolution des concentrations médianes, de 99^{ème} et 1^{er} percentiles de COV en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **été**

La prédominance des activités aériennes au niveau des concentrations de COV par rapport aux autoroutes peut être expliquée (comme le CO pour les autoroutes) par l'écart important de masses émises entre les deux sources. Durant les deux scénarios, les activités aériennes émettent en effet 4 fois plus de COV que les autoroutes et ce, tout en émettant une grande partie au niveau du sol (environ 80 % des COV reliés aux activités aériennes sont émis par les aéronefs durant les phases de taxi et de démarrage moteur) il n'est donc pas étonnant qu'avec une différence aussi importante au niveau des masses émises, les activités aériennes soient modélisées comme la source impactant le plus le domaine d'étude au niveau de COV.

De manière générale, les résultats indiquent que les sources reliées aux activités aériennes ont une concentration médiane plus importante que les autoroutes dans le secteur n°1 quel que soit le polluant considéré. Il en est de même pour les concentrations de 99^{ème} percentile à l'exception du CO pour lequel les autoroutes prédominent. La dispersion rapide des polluants fait que les niveaux de concentrations dans les secteurs suivants (secteurs n°2, n°3 et n°4) sont

sensiblement moins élevés. Les taux de dilutions moyens entre les deux premiers secteurs sont respectivement de 28 % et 15 % pour les émissions aériennes et de 60 % et 53 % pour les émissions des autoroutes pour les scénarios **hiver** et **été**, ce qui signifie que la concentration médiane dans le secteur n°2 représente moins de 60 % de celle du secteur n°1. La prédominance de l'impact des activités aériennes ne s'étend cependant pas au-delà du premier secteur pour le CO et les PM₁₀. En effet, les secteurs suivants montrent que les autoroutes ont une concentration médiane plus importante. Pour les NOx et les COV les activités aériennes restent dominantes dans la plupart des cas (à l'exception des NOx durant le scénario **été** pour lesquels les autoroutes sont dominantes dans le dernier secteur) cependant l'écart entre les concentrations diminue en s'éloignant de l'aéroport.

En ce qui concerne les concentrations de 99^{ème} percentile, nous pouvons remarquer qu'à l'exception du CO, les activités aériennes ont un impact supérieur aux autoroutes dans la très grande majorité des secteurs d'étude et ce, même quand les impacts aériens médians sont plus faibles que ceux des autoroutes. Ces résultats indiquent donc que même si les autoroutes ont tendance à avoir un impact médian prédominant, les sources d'émissions liées aux activités aéroportuaires ont un impact plus important au niveau des concentrations les plus élevées et donc sur des zones plus restreintes. Cette particularité pourrait être expliquée par une différence au niveau de la distribution spatiale des émissions entre celles issues des activités aériennes ou des autoroutes. En effet, les émissions des autoroutes sont homogènes tout au long de chaque segment d'autoroutes alors que les émissions liées aux activités aériennes sont plus hétérogènes dans l'espace ce qui, comme démontré au paragraphe 5.2.3 crée des zones des fortes concentrations qui en se dispersant ont un impact plus important sur la qualité de l'air que des zones de faibles concentrations.

5.4 Bilan du chapitre

Au cours de ce dernier chapitre, l'impact relié aux activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air a été quantifié répondant ainsi au dernier sous-objectif de recherche. Pour cela, la configuration de l'aéroport et les scénarios de dispersion ont été revus. Les concentrations au

niveau de la zone aéroportuaire ont tout d'abord été validées par comparaison avec les mesures sur site effectuées par le RSQA et l'université McGill. Les résultats indiquent que la réponse du modèle à courte échéance est satisfaisante pour le CO avec des différences de l'ordre de 10 %. Les résultats au niveau des concentrations de NOx présentent cependant des différences beaucoup plus marquées avec des concentrations modélisées plus de deux fois supérieures aux mesures. Les concentrations modélisées ont ensuite été confrontées aux différentes normes de qualité de l'air. Les résultats ont montré qu'à l'exception de certains dépassements locaux au niveau des bouts de pistes, les concentrations modélisées respectaient les normes environnementales. Cependant, des zones où les concentrations modélisées de polluants dépassent les seuils d'effets identifiés par la littérature ont été identifiées pour trois des quatre polluants. Ces zones sont situées au niveau des bouts de pistes ainsi qu'au niveau des zones de stationnement des aéronefs autour du terminal.

La concentration médiane de chaque source aéroportuaire a par la suite été quantifiée au niveau de l'enceinte de l'aéroport ainsi qu'au niveau du terminal. Les différents résultats ont notamment montré que les moteurs des aéronefs sont la source la plus contributrice à la dégradation de la qualité de l'air dans l'enceinte de l'aéroport. Cependant, au niveau du terminal, les APU et les GSE sont les deux sources critiques pour les NOx et les PM. Enfin, la dernière partie de ce chapitre s'est attardée sur la quantification de l'impact des activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air au niveau de l'île de Montréal par rapport à celui des quatre segments d'autoroutes entourant l'aéroport. Les résultats montrent que les activités aériennes présentent des concentrations médianes modélisées comme supérieures à celles des autoroutes au niveau de la zone aéroportuaire. Au-delà de cette dernière, les autoroutes présentent des concentrations médianes supérieures pour tous les polluants sauf les COV. Cependant, les impacts 99^{ème} percentile des activités aériennes sont généralement modélisés comme supérieurs à ceux des autoroutes au niveau de l'île de Montréal indiquant des impacts locaux plus élevés probablement dus à la différence de distribution spatiale entre les émissions reliées aux activités aériennes et celles des autoroutes.

CONCLUSION

Le développement global du secteur aérien a soulevé beaucoup de préoccupations concernant l'impact des activités aéronautiques. Une partie des recherches s'est donc orientée vers la quantification de l'impact des activités aéroportuaires sur la qualité de l'air local. En effet, cette zone regroupe plusieurs facteurs critiques quant à l'émission de polluants et leur dispersion dans l'atmosphère. L'impact relié aux activités aériennes d'un sur la qualité de l'air local est un sujet maintenant relativement documenté cependant les résultats ne peuvent que partiellement être généralisés ou élargis du fait des spécificités propres à chaque aéroport. De plus, bien que l'impact des conditions atmosphériques soit considéré dans les modèles actuels de performances et de dispersion, l'étendu de cet impact n'est pas documenté de manière satisfaisante. En effet, l'impact sur les émissions tel qu'étudié actuellement ne permet pas d'appréhender l'effet saisonnier et l'impact sur les concentrations de polluants n'est pas isolé de manière suffisante pour conclure. L'objectif principal de cette thèse était donc de quantifier les émissions reliées aux activités aériennes d'une grande plateforme aéroportuaire internationale ainsi que leur impact sur la qualité de l'air local tout en appréhendant l'effet des conditions atmosphériques sur les émissions et concentrations de polluants. Cet objectif a été atteint en subdivisant les travaux de recherche en trois volets.

Le premier proposait de quantifier les masses d'émissions de polluants résultantes des activités aériennes de cet aéroport pour l'année 2015 tout en détaillant l'impact du temps de taxi et des conditions météorologiques sur ces émissions. Cet inventaire inclus les émissions des moteurs principaux d'avions, des APU, des équipements de support et des véhicules d'accès. Cette première étude a permis de montrer qu'une réduction du temps de taxi de 30 % impacte principalement les émissions des moteurs d'avions de HC et de CO avec une réduction des émissions totales de 25 %, ces composés étant favorisés par les conditions d'opération durant le roulage des avions. À l'inverse, les NOx sont peu sensibles à une telle réduction et les autres polluants présentent une réduction modérée de 15%. Les résultats ont également montré que les conditions météorologiques impactent les émissions polluantes des moteurs d'avions de HC, CO et de NOx avec un effet saisonnier marqué. Les conditions hivernales impliquent

principalement une réduction des émissions des émissions de HC et CO allant jusqu'à 20 % alors que les conditions estivales entraînent une réduction des émissions de NOx allant jusqu'à 10 %. En ce qui concerne la contribution des différentes sources d'émissions considérées dans cette étude, les moteurs principaux d'avions sont la source majoritaire d'émissions pour l'ensemble des polluants à l'exception du CO pour lequel les véhicules d'accès prédominent. Les APU et les GSE quant à eux contribuent principalement au niveau des PM représentant 18 % des émissions de PM liées aux activités aériennes de l'aéroport.

Le deuxième volet de cette thèse consistait en une étude de l'impact des conditions météorologiques sur les concentrations de polluants au niveau de l'île de Montréal. Pour ce faire, des calculs de dispersion ont été menés en utilisant des activités aéroportuaires identiques durant une semaine mais des conditions météorologiques représentant les deux semaines avec les températures moyennes les plus faibles et les plus élevées. Les résultats de ces calculs ont notamment montré qu'une concentration de polluants de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ était modélisée jusqu'à 70 % plus loin durant le scénario **hiver** que durant le scénario **été**. De plus, la surface au sol impactée par les polluants est également plus importante en **hiver** jusqu'à 90 % en plus par rapport à l'**été**. Une partie de ces résultats est imputable aux masses de polluants qui diffèrent entre les deux scénarios du fait de l'impact des conditions météorologiques, cependant ces dernières sont également à l'origine de conditions dispersives différentes. En effet, du fait notamment des conditions d'instabilité atmosphérique plus fréquentes, le scénario **été** présente une dispersion verticale des polluants plus importante et donc un impact au niveau du sol plus faible que le scénario **hiver**.

Enfin, la dernière partie de cette thèse proposait d'appréhender l'impact relié aux activités aériennes de l'aéroport sur la qualité de l'air local en relation avec les émissions des 4 segments d'autoroutes entourant l'aéroport. Pour cela, des calculs de dispersion ont été effectués sur la base de scénarios critiques en termes d'émissions polluantes issues des activités aériennes de l'aéroport. Cette étude a permis de montrer que les activités aériennes de l'aéroport respectaient les normes locales concernant la qualité de l'air à l'exception des concentrations de NOx qui les dépassent très localement dans l'enceinte aéroportuaire. Des zones dans

l'enceinte de l'aéroport ont cependant été identifiées comme présentant des concentrations de polluants dépassant les seuils d'effets indiqués dans la littérature. Ces zones sont notamment situées au niveau des postes de stationnement des aéronefs près du terminal. Dans cette zone, les résultats ont montré que les GSE ainsi que les APU étaient les sources critiques au niveau des NOx et des PM alors que les moteurs principaux d'aéronefs et les véhicules d'accès dominant l'impact au niveau du CO. Enfin, cette étude a également permis de montrer que les activités aériennes avaient un impact sur la qualité de l'air plus important que les autoroutes dans un rayon de 3 km autour du centre de l'aéroport. Au-delà, les autoroutes présentent un impact médian généralement plus élevé. Néanmoins, la différence de distribution des émissions entre les sources reliées aux activités aériennes et autoroutières fait que l'impact arien de 99^{ième} percentile est supérieur à celui des autoroutes impactant de ce fait plus fortement des zones restreintes que les autoroutes.

Sur la base des résultats présentés dans cette étude, un levier dépendant de l'aéroport permettant potentiellement d'améliorer l'impact des activités aériennes sur la qualité de l'air peut être identifié. En effet, les résultats ont permis de montrer qu'au niveau du terminal, là où les activités humaines sont les plus importantes, les GSE et les APU sont deux sources critiques de pollution au niveau des NOx et des PM. Or, ces sources d'émissions peuvent être considérablement réduites en remplaçant les équipements de support par des véhicules alimentés de manière électrique ainsi qu'en limitant l'utilisation des APU au profit de systèmes d'alimentation électriques fixes. En effet, l'utilisation d'équipements électriques est une solution particulièrement viable pour cet aéroport étant donné que l'électricité au Québec est produite à plus de 99 % à partir de sources renouvelables et à 95 % à partir d'hydroélectricité (Régie de l'énergie du Canada, 2020). Cependant, ces conclusions sont dépendantes des hypothèses de cette étude et notamment de la distribution des différents aéronefs au niveau du terminal. Dans les faits, le nombre plus important de postes de stationnements ainsi que l'allocation de ces derniers aux aéronefs pourraient relativiser les conclusions présentées dans cette étude.

RECOMMANDATIONS

À la suite des travaux présentés dans cette étude, certaines recommandations peuvent être proposées concernant de possibles travaux futurs. En effet, plusieurs limites concernant cette étude ont été identifiées et peuvent être adressées.

Dans un premier temps, l'inventaire des émissions issues des GSE et des APU peut être amélioré. En effet, dans cette étude, cet inventaire se base sur des données de l'aéroport de Zurich par manque de données locales, or la flotte ou encore l'utilisation des différents équipements peut varier d'un aéroport à un autre (Ratliff, et al., 2009). En s'appuyant sur la méthodologie de l'aéroport de Zurich (Fleuti, 2014), des campagnes de mesures portant dans un premier temps sur l'utilisation des différents équipements selon la catégorie d'aéronef et dans un second temps sur les émissions des différents équipements en cours d'utilisation pourraient être entreprises afin de développer les connaissances locales au niveau de l'aéroport de cette étude. Un nouvel inventaire des émissions issues des GSE et des APU pourrait alors être développé utilisant les données locales tout en suivant une méthodologie similaire que celle utilisées dans cette étude.

Un second point concernant l'inventaire des émissions pourrait également faire l'objet d'études. En effet, certains paramètres influencent les émissions aéronautiques au niveau d'un aéroport cependant les données disponibles ne permettent pas de les considérer. Deux exemples peuvent notamment être cités. Le poids effectif des différents aéronefs au décollage ainsi que l'âge des moteurs dont les aéronefs sont équipés. Ces deux paramètres sont connus pour influencer les émissions aéronautiques (Duchêne & ENV-ISA, 2006; Lukacho & Waitz, 1997) cependant les données généralement disponibles ne permettent pas de considérer l'effet de ces derniers. Des études pourraient être menées afin d'évaluer le poids des aéronefs de manière efficace ainsi que pour développer un modèle quantifiant l'impact de l'âge des moteurs durant les différentes phases du cycle LTO.

Des travaux de recherche pourraient également être entrepris afin d'intégrer au modèle de dispersion utilisé dans cette étude un modèle de transformations chimiques permettant ainsi de décrire les différentes interactions entre les composés naturellement présents dans l'atmosphère et les composés issus des activités aériennes. Le processus de formation d'O₃ par réactions photochimiques entre les NO_x et les COV (Atkinson, 2000) pourrait notamment être modélisé car les NO_x et les COV sont parmi les polluants dominants des activités anthropiques et peuvent donc potentiellement induire des variations de concentrations de polluants considérables (Song & al., 2015).

Enfin, des travaux de recherche pourraient également se pencher sur l'impact de la présence des différents bâtiments de l'aéroport sur la dispersion des polluants en zone proche du terminal. En effet, le modèle de dispersion utilisé dans cette étude ne permet pas de considérer cet impact alors que la présence de bâtiments peut considérablement modifier les conditions dispersives (Lateb et al., 2011) et de ce fait engendrer des zones de plus fortes concentrations que celles modélisées dans cette étude (Chang & Meroney, 2003). D'autres études pourraient compléter ces travaux par l'utilisation de modèles qui peuvent prendre en compte la présence des bâtiments comme les modèles CFD RANS ou encore les modèles Lagrangiens.

ANNEXE I

MODÈLES DE PERFORMANCES POUR LES TURBOPROPLUSEURS ET LES MOTEURS À PISTONS

Le flux de carburant pour les moteurs de type turbopropulseurs ou à pistons est déterminé en utilisant la procédure BADA. Cette dernière définit deux flux de carburant, un flux minimum utilisé pour les opérations de roulage (taxi) de l'aéronef et un flux nominal utilisé pour les autres opérations.

En ce qui concerne les aéronefs équipés de turbopropulseurs ces flux nominal et minimum sont définis par les équations (A I-1) et (A I-2).

$$f_{nom_{turbo}} = \left(1 - \frac{V_T}{C_{ft_2}}\right) \frac{C_{ft_1}}{10^3} V_T F \quad (\text{A I-1})$$

Où : $f_{nom_{turbo}}$ représente le flux de carburant nominal d'un aéronef à turbopropulseurs en kg.min^{-1}

V_T représente la vitesse aérodynamique de l'aéronef en kt

C_{ft_1} représente le premier coefficient de poussée d'un aéronef à turbopropulseurs en $\text{kg.min}^{-1}.\text{kN}^{-1}.\text{kt}^{-1}$

C_{ft_2} représente le second coefficient de poussée d'un aéronef à turbopropulseurs en kt

F représente la poussée totale de l'aéronef en kN

$$f_{min_{turbo}} = \left(1 - \frac{h}{C_{f_4}}\right) C_{f_3} \quad (\text{A I-2})$$

Où : $f_{min_{turbo}}$ représente le flux de carburant minimum d'un aéronef à turbopropulseurs en kg.min^{-1}

h représente l'altitude de l'aéronef en ft

$C_{f_{t_3}}$ représente le premier coefficient de descente d'un aéronef à turbopropulseurs en kg.min^{-1}

$C_{f_{t_4}}$ représente le second coefficient de descente d'un aéronef à turbopropulseurs en ft

Enfin pour les aéronefs équipés de moteurs à pistons, ces flux sont définis par les équations (A I-3) et (A I-4).

$$f_{nom_{piston}} = C_{fp} \quad (\text{A I-3})$$

Où : $f_{min_{piston}}$ représente le flux de carburant nominal d'un aéronef à pistons en kg.min^{-1}

C_{fp} représente le coefficient de flux de carburant d'un aéronef à pistons en kg.min^{-1}

$$f_{min_{piston}} = C_{fr} \quad (\text{A I-4})$$

Où : $f_{min_{piston}}$ représente le flux de carburant minimum d'un aéronef à pistons en kg.min^{-1}

C_{fr} représente le coefficient de flux de carburant de roulage d'un aéronef à pistons en kg.min^{-1}

ANNEXE II

MODELISATION DE LA DISPERSION DANS LE CADRE D'UNE ATMOSPHERE INSTABLE

Comme évoqué au paragraphe 2.3, lorsque l'atmosphère est considérée comme instable, AERMOD décrit la dispersion d'une source de polluants par l'intermédiaire de trois sources fictives, une source directe, indirecte et pénétrée.

Étant donné que la source pénétrée se situe en dehors de la couche limite, la modélisation des sources directe et indirecte doit exclure cette partie du panache. Pour cela, la modélisation introduit le paramètre f_p représentant la partie du panache incluse dans la couche limite atmosphérique. La source directe représente la partie du panache qui atteint le niveau du sol en premier. La description de la concentration de polluants provenant d'une telle source incluant les diverses réflexions au sol dans un premier temps et au niveau de la limite supérieure de la couche limite par la suite se fait par l'équation (A II-1).

$$c_{s,r} = \frac{f_p Q}{2 \pi \sigma_y \tilde{u}} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{d_t}{\sigma_y} \right)^2} \cdot \sum_{j=1}^2 \sum_{r=0}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{zj}} \left[e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z_r - 2rz_i - h_e - \frac{\overline{w_j} x_r}{\tilde{u}}}{\sigma_{zj}} \right)^2} + e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z_r + 2rz_i + h_e + \frac{\overline{w_j} x_r}{\tilde{u}}}{\sigma_{zj}} \right)^2} \right] \quad (\text{A II-1})$$

Où: f_p représente la partie du panache qui est contenue dans la couche limite atmosphérique sans dimension
 j représente l'état des courants d'air verticaux. $j = 1$ pour les courants d'air ascendants et $j = 2$ pour les courants descendants sans dimension

λ_j représente les coefficients de pondération entre les mouvements ascendants et

descendants $\lambda_1 = \frac{\overline{w_2}}{w_2 - w_1}$ et $\lambda_2 = -\frac{\overline{w_1}}{w_2 - w_1}$ sans dimension

σ_{zj} représente la déviation standard de la distribution spatiale de la concentration de polluant selon l'axe vertical pour les courants ascendants ($j = 1$) et descendants ($j = 2$) en m

z_i représente la hauteur de la couche limite atmosphérique en m

$\overline{w_j}$ représente la vitesse verticale moyenne des courants ascendants ($j = 1$) et descendants ($j = 2$) en m.s⁻¹

$\bar{u}$ représente la vitesse horizontale du vent moyen dans toute la couche limite en m.s⁻¹

De la même manière, la source indirecte décrit la partie du panache ayant un mouvement initial d'élévation et qui atteint la limite supérieure de la couche limite en premier. Une partie de cette source peut en effet être retenue un certain temps dans la limite de la couche limite. Pour décrire ce comportement, la modélisation inclut une élévation de panache supplémentaire Δh_i permettant de retarder les réflexions à $z = z_i$. La formulation d'une telle source incluant ces réflexions subséquentes est décrite à l'équation (A II-2).

$$c_{s,r} = \frac{f_p Q}{2 \pi \sigma_y \bar{u}} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{d_t}{\sigma_y} \right)^2} \cdot \sum_{j=1}^2 \sum_{r=1}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{zj}} \left[e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z_r - 2rz_i + h_e + \frac{\overline{w_j} x_r}{\bar{u}} - \Delta h_i}{\sigma_{zj}} \right)^2} + e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z_r + 2rz_i - h_e - \frac{\overline{w_j} x_r}{\bar{u}} + \Delta h_i}{\sigma_{zj}} \right)^2} \right] \quad (\text{A II-2})$$

Où: Δh_i représente l'élévation fictive du panache pour une source indirecte en m

Enfin, l'équation (A II-3) décrit le comportement d'une source pénétrée ainsi que les réflexions qui en découlent au niveau du sol et à $z = z_i$. Cette modélisation s'effectue donc en incluant uniquement la partie du panache qui pénètre au-delà de la couche limite et en la localisant au-delà de la limite supérieure de la couche limite.

$$c_{s,r} = \frac{(1 - f_p)Q}{2 \pi \sigma_y \tilde{u}} \cdot e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{d_t}{\sigma_y}\right)^2} \cdot \sum_{r=-\infty}^{+\infty} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z_r + 2rz_{ieff} - h_{ep}}{\sigma_{zp}}\right)^2} \quad (\text{A II-3})$$

$$+ e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z_r + 2rz_{ieff} + h_{ep}}{\sigma_{zp}}\right)^2}$$

Où : h_{ep} représente la hauteur de la source pénétrée au-delà de la couche limite en m

ANNEXE III

IMPACT RELATIF DES ACTIVITÉS AÉRIENNES DE L'AÉROPORT DURANT LE SCENARIO HIVER

Tout comme la section 5.3.2 détaillait les résultats du scénario **été**, les résultats du scénario **hiver** sont présentées ici. Le Tableau-A III-1 détaille les masses de polluants émises par les différentes sources aéroportuaires et extérieures. Les émissions aéroportuaires sont toutes du même ordre de grandeur que durant le scénario **été** mais moins élevées. En effet, la différence au niveau des masses de polluants reliées aux activités aériennes se situe entre -12 % pour les COV et -6 % pour les PM₁₀. En ce qui concerne les émissions relatives aux autoroutes, le scénario **hiver** présente des émissions de NO_x, CO et COV inférieures en moyenne de 30 % par rapport au scénario **été**. Les émissions de PM₁₀ quant à elles sont supérieures de 45 % en **hiver** par rapport à l'**été** du fait de l'impact de la température sur ces émissions.

Tableau-A III-1 Masses de polluants émises par les différentes sources durant le scénario **hiver**

Masses (t)	NO _x	CO	PM ₁₀	COV
Aéronefs	1,28 10 ¹	1,13 10 ¹	1,81 10 ⁻¹	1,94
GSE et APU	1,10	4,03 10 ⁻¹	4,93 10 ⁻²	7,73 10 ⁻²
Total Aéroport	1,39 10 ¹	1,17 10 ¹	2,30 10 ⁻¹	2,02
Autoroutes	3,75	1,87 10 ¹	1,58 10 ⁻¹	3,83 10 ⁻¹

Durant le scénario **hiver**, les émissions reliées aux activités aériennes sont majoritaires pour tous les polluants à l'exception du CO. Elles sont supérieures à celles des autoroutes d'un facteur compris entre 1,5 pour les PM et 5,3 pour les COV. En ce qui concerne le CO, les autoroutes émettent 1,6 fois plus que les activités aériennes.

En ce qui concerne la dispersion des polluants, les concentrations issues de la dispersion des émissions de NO_x relatives aux activités aériennes sont présentées à la Figure-A III-1. La

distribution des concentrations durant le scénario **hiver** est proche de celle de l'**été** avec des panaches orientés vers le Nord-Est, Nord-Ouest et Sud, cependant la dispersion en **hiver** présente un panache orienté à l'Est.

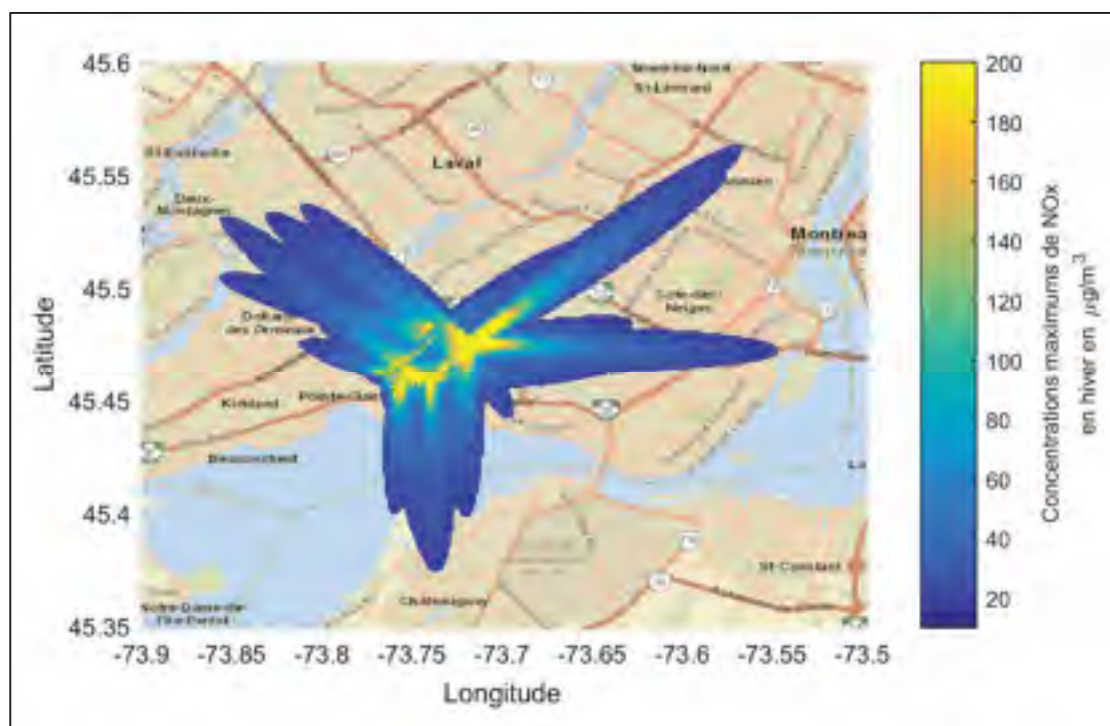


Figure-A III-1 Impacts maximums durant le scénario **hiver** pour les NOx

De manière identique au scénario **été**, les Figure-A III-2, Figure-A III-3, Figure-A III-4 et Figure-A III-5 présentent les concentrations médianes, de 99^{ème} et 1^{er} percentiles respectivement de CO, NOx, PM₁₀ et COV dues aux émissions aériennes et autoroutières dans les différentes zones d'études présentées à la Figure 5.18 moyennées par rapport aux concentrations médianes des autoroutes dans le premier secteur d'étude.

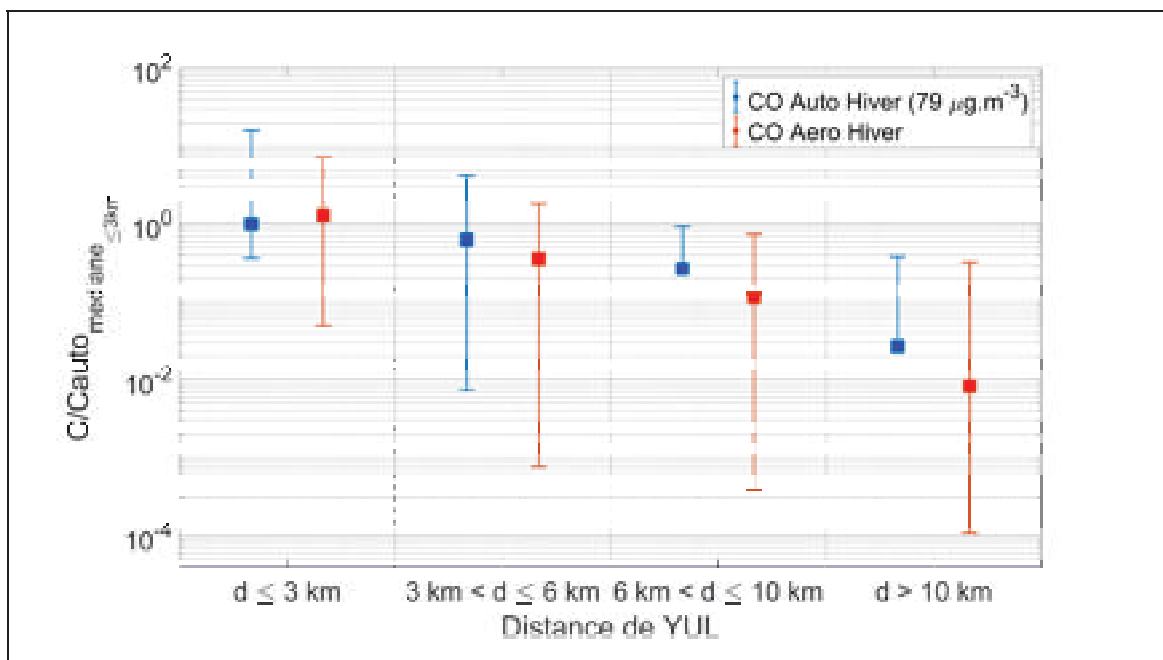


Figure-A III-2 Évolution des concentrations médianes, de 99ème et 1er percentiles de CO en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **hiver**

L'impact au niveau du CO est identique à celui du scénario **été**. En effet, les résultats indiquent que les concentrations médianes des autoroutes sont essentiellement supérieures à celles des activités aériennes à l'exception du premier secteur d'étude et que les concentrations de 99^{ème} percentile des autoroutes sont intégralement supérieures à celles des activités aériennes quel que soit le secteur considéré.

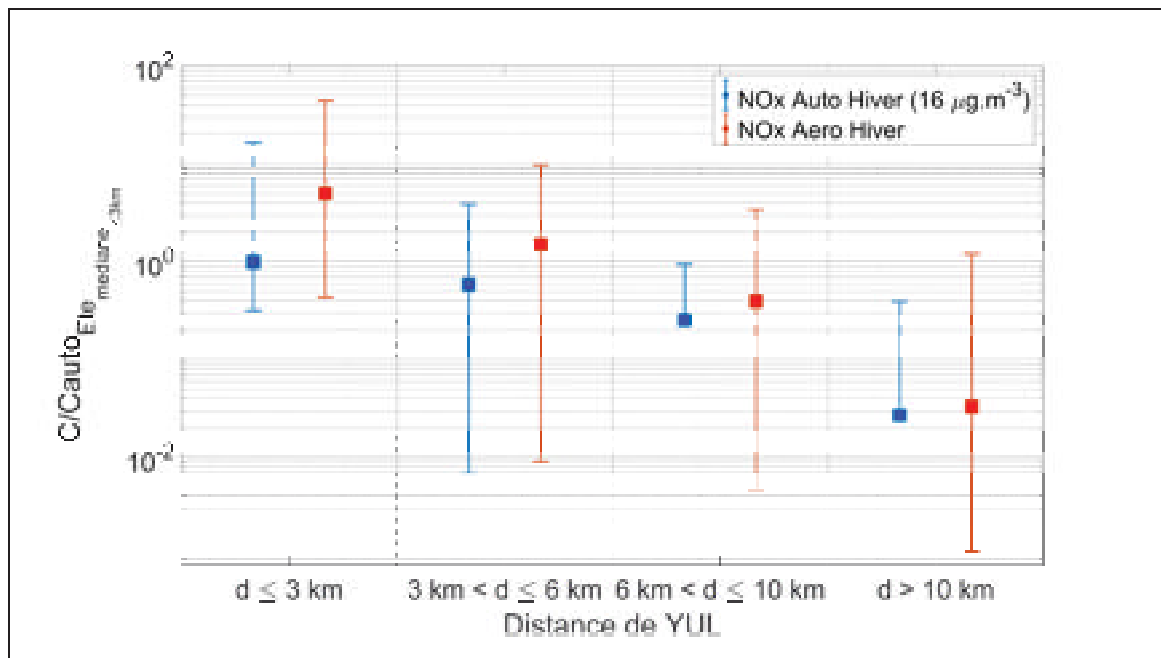


Figure-A III-3 Évolution des concentrations médianes, de 99ème et 1er percentiles de NOx en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **hiver**

Concernant les concentrations de NOx, les concentrations médianes et de 99ème percentile dues aux activités aériennes sont respectivement supérieures aux concentrations des autoroutes et ce quel que soit le secteur considéré contrairement au scénario **été** pour lequel l'impact médian dans le dernier secteur était inférieur. La différence entre les impacts médians des activités aériennes et des autoroutes diminue cependant en s'éloignant de l'aéroport passant d'un facteur 5 dans le secteur n°1 à un facteur 1,2 dans le secteur n°4.

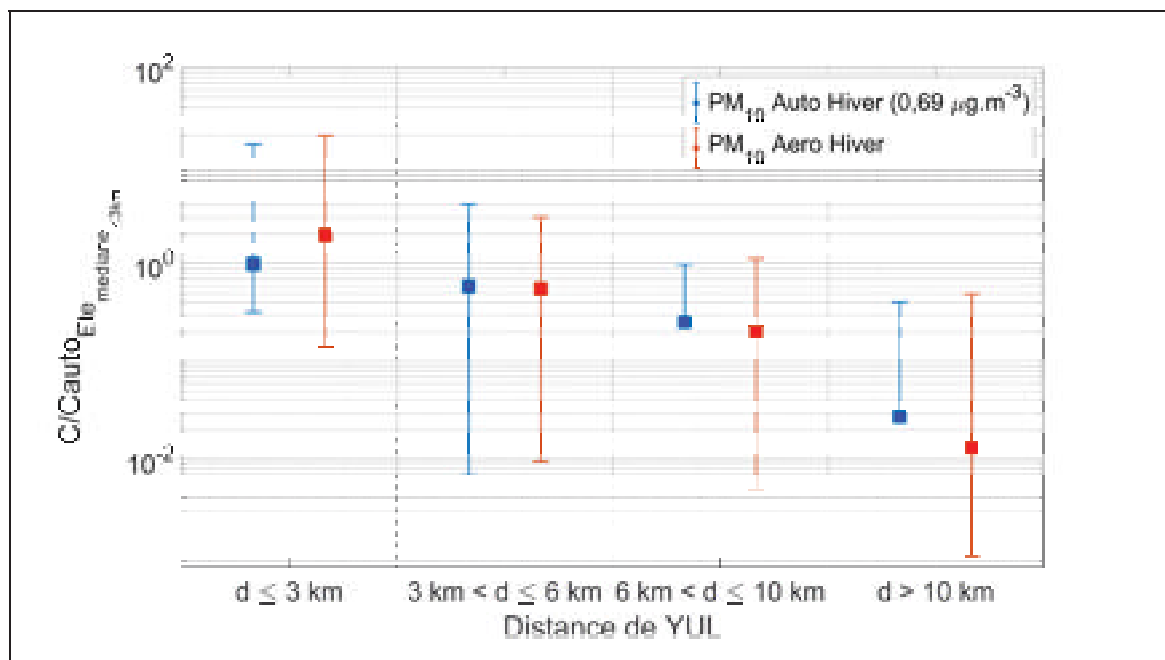


Figure-A III-4 Évolution des concentrations médianes, de 99ème et 1er percentiles de PM en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **hiver**

Les concentrations de PM₁₀ indiquent que dans le premier secteur, l'impact des activités aériennes est trois fois supérieur à celui des autoroutes et que c'est uniquement dans ce secteur que l'impact médian aérien est majoritaire. Dans les secteurs suivants, les concentrations médianes des autoroutes deviennent supérieures à celles des activités aériennes et le rapport entre les deux sources augmente avec les secteurs passant d'un facteur 1,05 dans le secteur 2 à un facteur 2 dans le secteur 4.

En ce qui concerne les concentrations de 99ème percentile, nous pouvons remarquer que celles dues aux activités aériennes de l'aéroport sont essentiellement supérieures à celles des autoroutes à l'exception du secteur 2 probablement dû au fait que les concentrations aériennes dans ce secteur sont intégralement issues de la dispersion alors que des sources autoroutières sont présentes dans ce secteur.

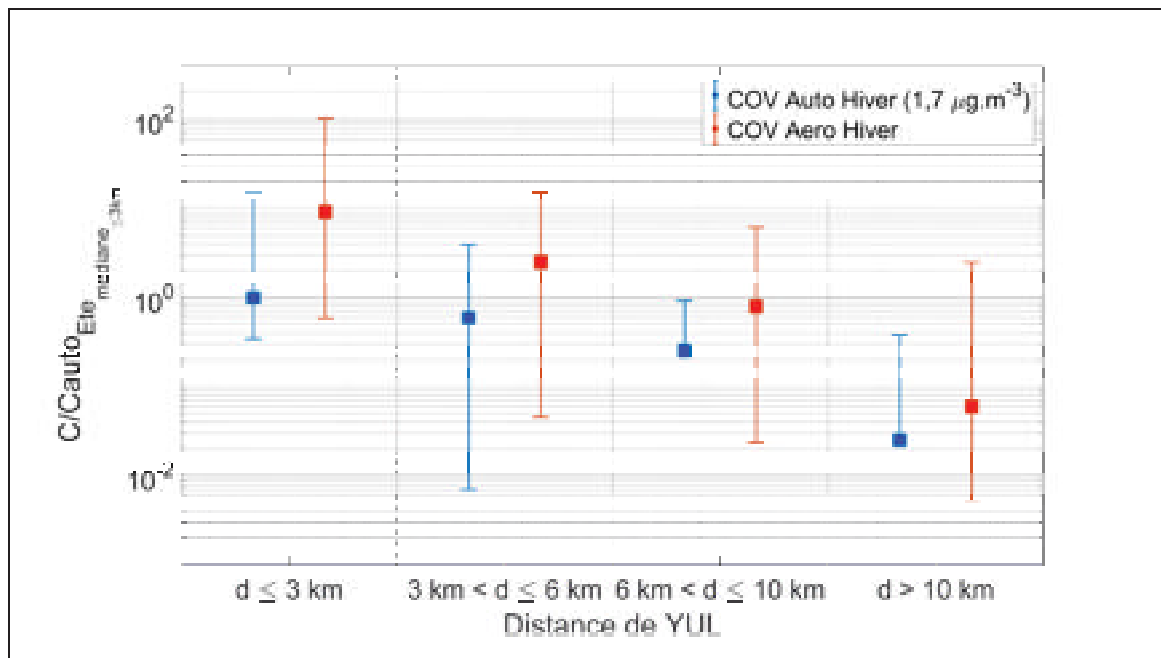


Figure-A III-5 Évolution des concentrations médianes, de 99ème et 1er percentiles de COV en fonction des secteurs pour les différentes sources d'émissions et pour le scénario **hiver**

Enfin les concentrations de COV durant le scénario **hiver** présentent des caractéristiques identiques à celles du scénario *été* du fait de la large différence entre les sources au niveau des émissions de COV. En effet, les émissions de COV liées aux activités aériennes sont plus de 5 fois supérieures à celles des autoroutes et de ce fait les concentrations aériennes médianes et de 99^{ème} percentiles sont intégralement supérieures à celles des autoroutes jusqu'à un facteur 10 dans le premier secteur.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aéroports de Montréal. (2016). *2015 Annual Report*.

Aéroports de Montréal. (2017). Données sur les Passagers Utilisant les Transports en Commun.

Aéroports de Montréal. (2020). *Foire aux questions*. Récupéré sur Aéroports de Montréal:
<https://www.admtl.com/fr/adm/collectivites/climat-sonore/faq>

Aéroports de Montréal. (2020). *Trafic de passagers et mouvements aériens*.

Agence Européenne de la Sécurité Aérienne. (2019). *ICAO Aircraft Engine Emissions Databank*. Consulté le 04 07, 2020, sur EASA: <https://www.easa.europa.eu/domains/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank>

Airport Council International. (2007). *World Airport Traffic Report 2006*. Genève: ACI World Headquarters. Récupéré sur https://www.dme.ru/img/uploaded/rating/WorldAirportTrafficReport2006_Revised.pdf

Airports Council International. (2016). *Airport Carbon and Emissions Reporting Tool (ACERT) V3.2*.

Amin, R. S. (2001). *Airports and the General Conformity Process*. Institute of Transportation Studies. Berkeley: University of California at Berkeley.

Armstrong, B., Hutchinson, E., Unwin, J., & Fletcher, T. (2004). Lung Cancer Risk after Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 112(9), 970-978.

Atkinson, R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NOx. *Atmospheric Environment*, 34, 2063-2101.

- AUDI. (2000). *Self-Study Programme 230: Motor Vehicle Exhaust Emissions*. Consulté le 10 23, 2020, sur http://www.volkspage.net/technik/ssp/ssp/SSP_230.pdf
- Barnett, A. G., Williams, G. M., Schwartz, J., Neller, A. H., Best, T. L., Petroeschevsky, A. L., & Simpsom, W. (2005). Air Pollution and Child Respiratory Health: A Case-Crossover Study in Australia and New Zealand. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 171, 1272-1278.
- Bedia, C., Cardoso, P., Dalmau, N., Garreta-Lara, E., Gómew-Canela, C., Gorrochategui, E., . . . Tauler, R. (2018). Application of Metabolomics Analysis in Environmental Research. *Comprehensive Analytical Chemistry*.
- Belanger, K., Gent, J. F., Triche, E. W., Bracken, M. B., & Leaderer, B. P. (2006). Association of Indoor Nitrogen Dioxide Exposure with Respiratory Symptoms in Children with Asthma. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 173, 297-303.
- Belda, M., Holtanová, E., Halenka, T., & Kalvová, J. (2014). Climate classification revisited: from Köppen to Trewartha. *Climate Research*, 59, 1-13.
- Blazowski, W. S., Walsh, D. E., & Mach, K. D. (1973). Prediction of Aircraft Gas Turbine NOx Emissions Dependence on Engine Operating Parameters and Ambient Conditions. *AIAA/SAE 9th Propulsion Conference*. Las Vegas, Nevada.
- Boffetta, P., Jourenkova, N., & Gustavsson, P. (1997). Cancer risk from occupational and environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Cancer Causes & Control*, 8, 444-472.
- Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope III, C. A., . . . Spadaro, J. V. (2018). Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *PNAS*, 115(38), 9592-9597.
- Cambridge Environmental Research Consultants. (2017). *NOx Chemistry Model in ADMS 5*. Récupéré sur https://www.cerc.co.uk/environmental-software/assets/data/doc_techspec/P18_02.pdf

- César, A. C., Carvalho Jr., J. A., & Nascimento, L. F. (2015). Association between NO_x exposure and deaths caused by respiratory diseases in a medium-sized Brazilian city. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 48(12).
- Chang, C.-H., & Meroney, R. M. (2003). Concentration and flow distributions in urban street canyons: wind tunnel and computational data. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 91, 1141-1154.
- Chang, C.-H., & Meroney, R. N. (2003). Concentration and flow distributions in urban street canyons: Wind tunnel and computational data. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 91(9), 1141-1154.
- Chen, T.-M., Gokhale, J., Shofer, S., & Kushner, W. G. (2007). Outdoor Air Pollution: Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide, and Carbon Monoxide Health Effects. *The American Journal of the Medical Sciences*, 333(4), 249-256.
- Cole, H. S., & Summerhays, J. E. (1979). A Review of Techniques Available for Estimating Short-Term NO₂ concentrations. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 812-817.
- Coleman, J. S., & Law, K. T. (2015). Meteorology. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*.
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement. (1999). *Objectifs nationaux afférents à la qualité*.
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement. (2017). *2017 Air Quality*. Consulté le 02 05, 2019, sur CCME: <http://airquality-qualitedelair.ccme.ca/fr/>
- Copenhagen Airport. (2020). *Copenhagen Airport Aircraft Movements*. Consulté le 08 28, 2020, sur Copenhagen Airport: <https://www.copenhagenairport.net/aircraft-movements.shtml>

- Daniels, A., & Bach, W. (1976). Simulation of the Environmental Impact of an Airport on the Surrounding Air Quality. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 26(4), 339-344.
- Davidson, C. I., Phalen, R. F., & Solomon, P. A. (2005). Airborne Particulate Matter and Human Health: A Review. *Aerosol Science and Technology*, 39(8), 737-749.
- Dubois, D., & Paynter, G. C. (2006). “ *Fuel Flow Method2* ” for Estimating Aircraft Emissions. SAE Technical Paper Series.
- Duchêne, N., & ENV-ISA, P. (2006). The Impact of Aircraft Weight on Aircraft Take-Off Emissions. *European Transport Conference*. Strasbourg, France.
- ECCC. (2015). Estimation des émissions polluantes mensuelles à l'aéroport de Montréal en 2015.
- El Hadik, A. A. (1990). The Impact of Atmospheric Conditions on Gas Turbine Performance. *Journal of Engineering for Gas Turbines and Power*, 112, 590-596. doi:10.1115/1.2906210
- Environmental Protection Agency. (2000, February 10). 40 CFR Part 80, 85, and 86, Control of Air Pollution From New Motor Vehicles: Tier 2 Motor Vehicle Emissions Standards and Gasoline Sulfur Control Requirements; Final Rule. *Federal Register*, 65(28), 6698-6870.
- Environmental Protection Agency. (2001). *40 CFR Part 80 Subpart I: Motor Vehicle Diesel Fuel; Nonroad, Locomotive, and Marine Diesel Fuel; and ECA Marine Fuel*.
- Environmental Protection Agency. (2002). *40 CFR §86.344-79 Control of Emissions from New and In-Use Highway Vehicles and Engines*.
- Environmental Protection Agency. (2011). *Development of Emission Rates for Light-Duty Vehicles in the Motor Vehicle Emissions Simulator (MOVES2010)*.

- Environmental Protection Agency. (2015). *Emission Adjustments for Temperature, Humidity, Air Conditioning, and Inspection and Maintenance for On-road Vehicles in MOVES2014*.
- Environmental Protection Agency. (2019). *AERMOD Model Formulation and Evaluation*.
- Environmental Protection Agency. (2020, 04 13). *Health and Environmental Effects of Particulate Matter (PM)*. Consulté le 08 21, 2020, sur EPA: <https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>
- Environmental Protection Agency. (2020, 05 12). *What is Acid Rain?* Consulté le 07 16, 2020, sur EPA: <https://www.epa.gov/acidrain/what-acid-rain#:~:text=Acid%20rain%20results%20when%20sulfur,before%20falling%20to%20the%20ground.>
- Eurocontrol Experimental Centre. (2004). *User Manual for the Base of Aircraft Data (BADA), Revision 3.6*. EEC Note No. 10/04 Project ACE-C-E2.
- European Civil Aviation Conference. (2005). *Report on Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports*. Doc 29 (3rd Edition).
- Farias, F., & ApSimon, H. (2006). Relative contributions from traffic and aircraft NOx emissions to exposure in West London. *Environmental Modelling and Software*, 21(4), 477-485. doi:10.1016/j.envsoft.2004.07.010
- Fay, J. (1970). *Air Pollution From Future Giant Airports*. Massachusetts Institute of Technology, Department of Mechanical Engineering.
- Finlayson-Pitts, B., & Pitts, J. (1999). *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*.
- Fleuti, E., & Hofmann, P. (2005). *Aircraft APU emissions at Zurich airport*. Unique (Flughafen Zürich AG).
- Fleuti, E., & Maraini, S. (2012). *Air Quality Assessment Sensitivities*. Flughafen Zürich AG. Récupéré sur https://www.zurich-airport.com/~media/flughafenzh/dokumente/das_

unternehmen/laerm_politik_und_umwelt/luft/2012-05_zrh_air-quality-assessment-sensitivities_v2.pdf

Fleuti, E., & Polyméris, J. (2004). *Aircraft NO_x-Emissions within the Operational LTO Cycle*. Zurich: Unique (Flughafen Zürich AG). Récupéré sur <https://www.yumpu.com/en/document/read/10746778/aircraft-nox-emissions-within-the-operational-lto-zurich-airport>

Fleuti, M. (2014). *Aircraft Ground Handling Emissions at Zurich Airport Methodology and Emission Factors Zurich Airport*. Zürich Airport. Unique (Flughafen Zürich AG).

Garratt, J. R. (1992). *The Atmospheric Boundary Layer*. New-York, NY, USA: Cambridge University Press.

Gibson, M. D., Kundu, S., & Satish, M. (2013). Dispersion model evaluation of PM_{2.5}, NO_x and SO₂ from point and major line sources in Nova Scotia, Canada using AERMOD Gaussian plume air dispersion model. *Atmospheric Pollution Research*, 4(2), 157-167.

Gokulakrishnan, P., & Klassen, M. S. (2013). NO_x and CO Formation and Control. Dans T. C. Lieuwen, & V. Yang, *Gas Turbine Emissions*. New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Goudarzi, G., Geravandi, S., Salmanzadeh, S., Mohammadi, M., & Zallaghi, E. (2014). The Number of Myocardial Infarction and Cardiovascular Death Cases Associated with Sulfur Dioxide Exposure in Ahvaz, Iran. *Archives of Hygiene Sciences*, 3(3), 112-119.

Gouvernement du Canada. (2019, 10 22). *Données climatiques historiques*. Récupéré sur https://climat.meteo.gc.ca/index_e.html

Gouvernement du Québec. (2019). *Loi sur la Qualité de l'Environnement - chapitre Q-2, r. 38 - Règlement sur la qualité de l'atmosphère*. Québec.

Hackney, J. D., Thiede, F. C., Linn, W. S., Pedersen, E. E., Spier, E. E., Law, C. E., & Fischer, D. A. (1978). Experimental Studies on Human Health Effects of Air Pollutants. IV.

- Short-Term Physiological and Clinical Effects of Nitrogen Dioxide Exposure. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 33(4), 176-181.
- Haynes, B. S., & Wagner, H. G. (1981). Soot Formation. *Progress in Energy and Combustion Science*, 7(4), 229-273.
- Heathrow Airport Ltd. (2011). *Air Quality Strategy Executive Summary 2011-2020*. Récupéré sur <https://www.heathrow.com/content/dam/heathrow/web/common/documents/company/heathrow-2-0-sustainability/further-reading/air-quality-strategy-summary-document-lhr.pdf>
- Henneberger, P. K., Olin, A., Andersson, E., Hagberg, S., & Torén, K. (2005). The Incidence of Respiratory Symptoms and Diseases Among Pulp Mill Workers With Peak Exposures to Ozone and Other Irritant Gases. *Chest*, 128(4), 3028-3037.
- Hoek, G., & Raaschou-Nielsen, O. (2014). Impact of fine particles in ambient air on lung cancer. *Chinese Journal of Cancer*, 33(4), 197-203.
- Hunter, S. C. (1982). Formation of SO₃ in Gas Turbines. *Journal of Engineering for Power*, 104, 44-50.
- International Air Transport Association. (2020). *Communiqué n°: 63 La reprise est retardée par l'interdiction des voyages internationaux*. Genève.
- Jovanović, J., Jovanović, M., & Dordević, D. (1999). Professional exposure of drivers to carbon monoxide as a possible risk factor for the occurrence of traffic accidents in the road traffic. *Vojnosanitetski pregle*, 56(6), 587-592.
- Kagawa, J. (1982). Respiratory effects of 2-hr exposure to 1.0 ppm nitric oxide in normal subjects. *Environmental Research*, 27(2), 485-490.
- Kagawa, J. (1985). Evaluation of Biological Significance of Nitrogen Oxides Exposure. *Tokai Journal of Experimental and Clinical Medicine*, 4(10), 349-353.

- Kagawa, J., & Komizo, S. (1981). Respiratory effects of 2-hr exposure to nitrogen dioxide in normal subjects. *Proc. Japan Soc Air Pollut*, 22.
- Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*, 151, 362-367.
- Kärcher, B., & Fahey, D. W. (1997). The role of sulfur emissions in volatile particle formation in jet aircraft exhaust plumes. *Geophysical Research Letters*, 24(4), 389-392.
- Kelly, L. C., & Rawson, P. (2010). *Detection and Identification of Sulfur Compounds in an Australian Jet Fuel*. Australian Government - Department of Defence, Defense Science and Technology Organisation. Fishermans Bend: Air Vehicles Division DSTO Defence Science and Technology Organisation.
- Kennedy, I. M. (1997). Models of Soot Formation and Oxydation. *Progress in Energy and Combustion Science*, 23, 95-132.
- Kim, J.-H., Oh, I.-H., Park, J.-H., & Cheong, H.-K. (2018). Premature Deaths Attributable to Long-term Exposure to Ambient Fine Particulate Matter in the Republic of Korea. *Journal of Korean Medical Science*, 33(37).
- Kim, K.-H., Jahan, S. A., Kabir, E., & Brown, R. J. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60, 71-80.
- Korsh, J., Shen, A. E., Aliano, K. A., & Davenport, T. A. (2015). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Breast Cancer: A Review of the Literature. *Breast Care*, 10, 316-318.
- Kostiainen, R. (1995). Volatile organic compounds in the indoor air of normal and sick houses. *Atmospheric Environment*, 29(6), 693-702.

- Koudis, G. S., Hu, S. J., Norht R., J., Majumdar, A., & Stettler, M. E. (2017). The impact of aircraft takeoff thrust setting on NOX emissions. *Journal of Air Transport Management*, 65, 191-197. doi:10.1016/j.jairtraman.2017.06.009
- Kurt, T. L., Mogielnicki, R. P., Chandler, J. E., & Hirst, K. (1979). Ambient Carbon Monoxide Levels and Acute Cardiorespiratory Complaints: An exploratory Study. *American Journal of Public Health*, 69, 360-363.
- Lateb, M., Mason, C., Stathopoulos, T., & Bédard, C. (2011). Effect of stack height and exhaust velocity on pollutant dispersion in the wake of a building. *Atmospheric Environment*, 45(29), 5150-5163.
- Lee, D. S., Fahey, D. W., Forster, P. M., Newton, P. J., Wit, R. C., Lim, L. L., . . . Sausen, R. (2009). Aviation and global climate change in the 21st century. *Atmospheric Environment journal*, 43, 3520-3537. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.04.024
- Lee, H., Olsen, S., Wuebbles, D., & Youn, D. (2013). Impacts of aircraft emissions on the air quality near the ground. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(11), 5505-5522. doi:10.5194/acp-13-5505-2013
- Lewis, J. S., Niedzwiecki, R. W., Bahr, D. W., Bullock, S., Cumpsty, N., Doods, W., . . . Wu, S. (1999). Aircraft Technology and Its Relation to Emissions. Dans J. E. Penner, D. H. Lister, D. J. Griggs, D. J. Dokken, & M. McFarland, *Aviation and the Global Atmosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Li, T., Guo, Y., Liu, Y., Wang, J., Qing, W., Sun, Z., . . . Shi, X. (2019). Estimating mortality burden attributable to short-term PM_{2.5} exposure: A national observation study in China. *Environment International*, 125, 245-251.
- Lipfert, F. W. (1972). Correlation of Gas Turbine Emissions Data. *Proceedings of the ASME 1972 International Gas Turbine and Fluids Engineering Conference and Products Show*. San Francisco, Californie, USA.

- Løfstrøm, P., Ketzel, M., Winther, M., Kousgaard, U., Christensen, J., Geels, C., . . . Ellerman, T. (2011). Air Pollution Levels at Copenhagen Airport Estimated by Measurements and Nested Regional Eulerian, Local Gaussian Plume and CFD Models. *14th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, (pp. 569-573). Kos.
- Lukachko, S. P., & Waitz, I. A. (1997). Effects of Engine Aging on Aircraft NO_x Emissions. *Proceedings of the ASME 1997 International Gas Turbine and Aeroengine Congress and Exhibition. Volume 1: Aircraft Engine; Marine; Turbomachinery; Microturbines and Small Turbomachinery*. Orlando, Florida, USA: ASME.
- Masiol, M., & Harrison, R. M. (2014). Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review. *Atmospheric Environment*, 95, 409-455.
- Mastrangelo, G., Fadda, E., & Marzia, V. (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons and cancer in man. *Environmental Health Perspectives*, 104(11), 1166-1170.
- Mazaheri, M., Johnson, G., & Morawska, L. (2011). An inventory of particle and gaseous emissions from large aircraft thrust engine operations at an airport. *Atmospheric Environment*, 45(20), 3500-3507. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.12.012
- Mazareanu, E. (2020, 06 18). *Flight suspension rate of global airlines due to COVID-19 as of March 23, 2020*. Consulté le 08 05, 2020, sur Statista: <https://www.statista.com/statistics/1111989/flights-cancelled-airlines-worldwide-covid-19/>
- Molero de Blas, L. J. (1987). Pollutant Formation and Interaction in the Combustion of Heavy Liquid Fuels. University College London, London, U.K.
- Mølhavd, L. (1991). Volatile Organic Compounds, Indoor Air Quality and Health. *Indoor Air*, 1(4), 357-376.
- Moorthy, B., Chu, C., & Carlin, D. J. (2015). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: From Metabolism to Lung Cancer. *Toxicological Sciences*, 145(1), 5-15.

- Narita Airport. (2019). *What is ECO AIRPORT*. Récupéré sur https://www.naa.jp/en/environment/pdf_2019/environment2019eng.pdf
- National Oceanic & Atmospheric Administration. (2019, July 19). *Rapid Refresh (RAP)*. Récupéré sur <https://rapidrefresh.noaa.gov/>
- NAV Canada. (2020). *Cartes des aéroports Canadiens*.
- Organisation de l'Aviation Civile Internationale. (1993). *Manuel de l'Atmosphère type OACI élargie jusqu'à 80 kilomètres (265 500 pieds)*. Doc 7488/3.
- Organisation de l'Aviation Civile Internationale. (2011). *Airport air quality manual First Edition*. Montreal.
- Organisation de l'aviation Civile Internationale. (2015). *Assembly of the CAEPport database*. Working Paper, Committee on Aviation Environmental Protection (CAEP), CAEP/10 Modeling and Databases Group (MDG).
- Organisation de l'Aviation Civile Internationale. (2017). *Annexe 16: Protection de l'environnement, Volume II – Émissions des moteurs d'aviation*.
- Patterson, J., Noel, G., Senzing, D. A., Roof, C. J., & Fleming, G. G. (2009). Analysis of Departure and Arrival Profiles. *Journal of Aircraft*, 46(4), 1094-1103. doi:10.2514/1.42432
- Peace, H., Maughan, J., & Owen, B. (2006). Identifying the contribution of different airport related sources to local urban air quality. *Environmental Modelling and Software*, 21(4), 532-538. doi:10.1016/j.envsoft.2004.07.014
- Peck, J., Timko, M. T., Yu, Z., Wong, H.-W., Hernond, S. C., Yelvington, P. E., . . . Anderson, B. E. (2012). Measurement of Volatile Particulate Matter Emissions From Aircraft Engines Using a Simulated Plume Aging System. *Journal of Engineering for Gas Turbines and Power*, 134(6).

- Pecorari, E., Mantovani, A., Franceschini, C., Bassano, D., Palmeri, L., & Rampazzo, G. (2016). Analysis of the effects of meteorology on aircraft exhaust dispersion and deposition using a Lagrangian particle model. *Science of the Total Environment*, 541, 839-856.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644.
- Pope III, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709-742.
- Radio-Canada. (2019, 10 10). *Couple de Shawinigan mort intoxiqué par sa génératrice : le coroner conclut à un accident*. Consulté le 08 20, 2020, sur Radio-Canada: <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1340328/couple-de-shawinigan-mort-intoxique-par-sa-generatrice-le-coroner-conclut-a-un-accident>
- Rahim, M. F., Pal, D., & Ariya, P. A. (2019). Physicochemical Studies of Aerosols at Montreal Trudeau Airport: The Importance of Airborne Nanoparticles Containing Metal Contaminants. *Environmental Pollution*.
- Ramnarine, M., & Santoriello, L. M. (2015, 08 17). *Hydrocarbons Toxicity Author*:. Consulté le 07 29, 2016, sur Medscape: <http://emedicine.medscape.com/article/1010734-overview>
- Ratliff, G., Sequeira, C., Waitz, I., Ohsfeldt, M., Thrasher, T., Graham, M., & Thompson, T. (2009). *Aircraft Impacts on Local and Regional Air Quality in the United States PARTNER Project 15 final report*. Cambridge. Récupéré sur <https://web.mit.edu/aeroastro/partner/reports/proj15/proj15finalreport.pdf>
- Régie de l'énergie du Canada. (2020, 09 29). *Panorama de l'électricité renouvelable au Canada 2017 – Analyse des marchés de l'énergie*. Récupéré sur Régie de l'énergie du Canada: cer-rec.gc.ca/fr/donnees-analyse/produits-base-energetiques/electricite/rapport/electricite-renouvelable-canada-2017/province/panorama-lelectricite-

renouvelable-canada-2017-analyse-marches-lenergie-quebec.html#:~:text=Index%20Page%20Suivante%20>-,Québec,l

Rice, S. A. (2003). Health Effects of Acute and Prolonged CO₂ Exposure in Normal and Sensitive Populations. *Second Annual Conference on Carbon Sequestration*. Alexandria, Virginia, USA.

Rissman, J., Arunachalam, S., Woody, M., West, J. J., Bendor, T., & Binkowski, F. S. (2013). A plume-in-grid approach to characterize air quality impacts of aircraft emissions at the Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(18), 9285-9302.

RWDI AIR Inc. (2009). *2007 Emissions Inventory Toronto Pearson International Airport*. Toronto.

SAE International. (1995). *Procedure For The Calculation Of Airplane Noise In The Vicinity Of Airports*. SAE International.

Salam, M. T., Millstein, J., Li, Y., Lurmann, F. W., Margolis, H. G., & Gilliland, F. D. (2005). Birth Outcomes and Prenatal Exposure to Ozone, Carbon Monoxide, and Particulate Matter: Results from the Children's Health Study. *Environmental Health Perspectives*, 113(11), 1638-1644.

Sasakawa, M., Machida, T., Tsuda, N., Arshinov, M., Davydov, D., Fofonov, A., & Krasnov, O. (2013). Aircraft and tower Measurements of CO₂ Concentration in the Planetary Boundary Layer and the Lower Free Troposphere over Southern Taiga in West Siberia: Long-term Records from 2002 to 2011. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111, 9489-9498.

Schumann, U., Arnold, F., Busen, R., Curtius, J., Kärcher, B., Kiendler, A., . . . Wohlfrom, K. H. (2002). Influence of fuel sulfur on the composition of aircraft exhaust plumes: The experiments SULFUR 1–7. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, 107(D15). doi:10.1029/2001JD000813

- Senzig, D. A., Fleming, G. G., & Iovinelli, R. J. (2009). Modeling of Terminal-Area Airplane Fuel Consumption. *Journal of Aircraft*, 46(4), 1089-1093.
- Sheppard, D., Wong, W. S., Uehara, C. F., Nadel, J. A., & Boushey, H. A. (1980). Lower Threshold and Greater Bronchomotor Responsiveness of Asthmatic Subjects to Sulfur Dioxide. *American Journal of Respiratory Disease*, 122(6), 873-878.
- Shima, M., & Adachi, M. (2000). Effect of outdoor and indoor nitrogen dioxide on respiratory symptoms in schoolchildren. *International Journal of Epidemiology*, 29, 862-870.
- Simonetti, I., Maltagliati, S., & Manfrida, G. (2015). Air quality impact of a middle size airport within an urban context through EDMS simulation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 40, 144-154. doi:10.1016/j.trd.2015.07.008
- Société de Transport de Montréal. (2017). 747 EST- Arrêt YUL Aéroport Montréal-Trudeau (60997). Consulté le 2017, sur STM: <http://stm.info/fr/infos/reseaux/bus/reseau-de-navettes/ligne-747-est/60997>
- Song, S.-K., Shon, Z.-H., & Kang, Y.-H. (2015). Comparison of impacts of aircraft emissions within the boundary layer on the regional ozone in South Korea. *Atmospheric Environment*, 117, 169-179.
- Starik, A. M., Savel'Ev, A. M., Titova, N. S., & Schumann, U. (2002). Modeling of sulfur gases and chemiions in aircraft engines. *Aerospace, Science and Technology*, 6(1), 63-81.
- Steib, R., Ferenczi, Z., & Labancz, K. (2007). Airport (Ferihegy - Hungary) Air Quality Analysis using the EDMS Modeling System. *11th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, (pp. 407-411).
- Sterling, D. A. (1985). Volatile Organic Compounds in Indoor Air: An Overview of Sources, Concentrations and Health Effects. Dans R. B. Gammage, S. V. Kaye, & V. A. Jacobs,

Indoor Air and Human Health (pp. 387-402). Boca Raton, Floride, U.S.A: CRC Press Taylor and Francis Group.

Stettler, M. E., Eastham, S., & Barrett, S. R. (2011). Air quality and public health impacts of UK airports. Part I: Emissions. *Atmospheric Environment*, 45, 5415-5424. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.07.012

Stockfelt, L., Andersson, E. M., Molnár, P., Rosengren, A., Wilhelmsen, L., Sallsten, G., & Barregard, L. (2015). Long term effects of residential NOx exposure on total and cause-specific mortality and incidence of myocardial infarction in a Swedish cohort. *Environmental Research*, 142, 197-206.

Stull, R. B. (1988). *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Dordrecht, Pays-Bas: Kluwer Academic Publishers.

Tartakovsky, D., Broday, D. M., & Stern, E. (2013). Evaluation of AERMOD and CALPUFF for predicting ambient concentrations of total suspended particulate matter (TSP) emissions from a quarry in complex terrain. *Environmental Pollution*, 179, 138-145.

Tesseraux, I. (2004). Risk factors of jet fuel combustion products. *Toxicology Letters* 149, 295-300. doi:10.1016/j.toxlet.2003.12.040

Unal, A., Hu, Y., Chang, M. E., Odman, M. T., & Russell, A. G. (2005). Airport related emissions and impacts on air quality: Application to the Atlanta International Airport. *Atmospheric Environment*, 39(32), 5787-5798.

Veshkini, A. (2015). Understanding Soot Particle Growth Chemistry and Particle Sizing Using a Novel Soot Growth and Formation Model. *Thèse de Doctorat*. Université de Toronto, Toronto, Canada.

Ville de Montréal. (2019). Données de la station de la qualité de l'air n°66.

- Ville de Montréal. (2019). *Suivi de la qualité de l'air - Réseau de surveillance de la qualité de l'air*. Récupéré sur http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7237,74495616&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Ware, J. H., Spengler, J. D., Neas, L. M., Samet, J. M., Wagner, G. R., Coultas, D., . . . Schwab, M. (1993). Respiratory and Irritant Health Effects of Ambient Volatile Organic Compounds The Kanawha County Health Study. *American Journal of Epidemiology*, 137(12), 1287-1301.
- Wasiuk, D. K., Khan, M. H., Shallcross, D. E., & Lowenberg, M. H. (2016). A Commercial Aircraft Fuel Burn and Emissions Inventory for 2005–2011. *Atmosphere*, 7(6). doi:10.3390/atmos7060078
- Watterson, J., Walker, C., & Eggleston, S. (2004). *Revisions to the Method of Estimating Emissions from Aircraft in the UK Greenhouse Gas Inventory*. Netcen, Oxford. Consulté le 07 10, 2018, sur https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/0504201622_GHG_Tier_3_aviation_method_%5BIssue_1.1%5D.doc
- Wayson, R. L., Fleming, G. G., & Iovinelli, R. (2009). Methodology to estimate particulate matter emissions from certified commercial aircraft engines. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59(1), 91-100.
- Wey, C. C., Anderson, B. E., Hudgins, C., Wey, C., Li-Jones, X., Winstead, E., . . . Whitefield, P. (2006). *Aircraft Particle Emissions eXperiment (APEX)*.
- Wey, C. C., Anderson, B. E., Wey, C., Miake-Lye, R. C., Whitefield, P., & Howard, R. (2007). Overview on the Aircraft Particle Emissions Experiment. *Journal of Propulsion and Power*, 23(5), 898-905.
- Wong, H. W., Jun, M., Peck, J., Waitz, I. A., & Miake-Lye, R. C. (2014). Detailed Microphysical Modeling of the Formation of Organic and Sulfuric Acid Coatings on Aircraft Emitted Soot Particles in the Near Field. *Aerosol Science and Technology*, 48(9), 981-995.

- Wood, E. C., Herndon, S. C., Timko, M. T., Yelvington, P. E., & Miake-Lye, R. C. (2008). Speciation and Chemical Evolution of Nitrogen Oxides in Aircraft Exhaust near Airports. *Environmental Science and Technology*, 42(6), 1884-1891.
- Wormhoudt, J., Herndon, S. C., Yelvington, P. E., Miake-Lye, R. C., & Wey, C. (2007). Nitrogen Oxide (NO/NO₂/HONO) Emissions Measurements in Aircraft Exhausts. *Journal of Propulsion and Power*, 23(5), 906-911.
- Yang, X., Cheng, S., Lang, J., Xu, R., & Lv, Z. (2018). Characterization of aircraft emissions and air quality impacts of an international airport. *Journal of environmental sciences*, 72, 198-207.
- Yim, S. H., Lee, G. L., Lee, I. H., Allrogen, F., Ashok, A., Caiazzo, F., . . . Barrett, S. R. (2015). Global, regional and local health impacts of civil aviation emissions. *Environmental Research Letters*, 10. doi:10.1088/1748-9326/10/3/034001
- Yim, S. H., Stettler, M. E., & Barrett, S. R. (2013). Air quality and public health impacts of UK airports. Part II: Impacts and policy assessment. *Atmospheric Environment*, 67, 184-192. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.10.017
- Zannetti, P. (1990). *Air Pollution Modeling*.
- Zaporozhets, O., & Synylo, K. (2017). Improvements on Aircraft Engine Emission and Emission Inventory Assessment Inside the Airport Area. *Energy*, 140(2), 1350-1357.
- Zeldovich, Y. A., Frank-Kamenetskii, D., & Sadovnikov, P. (1947). *Oxidation of nitrogen in combustion*. Publishing House of the Acad of Sciences of USSR.
- Zhu, Y., Fanning, E., Yu, R. C., Zhang, Q., & Froines, J. R. (2011). Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport. *Atmospheric Environment*, 45, 6526-6533. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.08.062