

Université de Montréal

Captation des particules fines par les arbres: cas des grands parcs montréalais

Par

Dominic Cyr

Département de géographie, Faculté des arts ès sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de maîtrise ès sciences en géographie

15 septembre 2021

© Dominic Cyr, 2021

Université de Montréal
Département de géographie, Faculté des arts ès sciences

Ce mémoire intitulé

Captation des particules fines par les arbres : cas des grands parcs montréalais

Présenté par

Dominic Cyr

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

James King

Président-rapporteur

François Cavayas

Directeur de recherche

Yacine Bouroubi

Membre du jury

Résumé

La matière particulaire est un agent nocif pour la santé humaine et la réduction de sa concentration atmosphérique est nécessaire dans une approche de santé publique. L'atteinte de cet objectif passe par, entre autres, la captation des particules par la végétation. La question que nous nous sommes posés est: quel est le potentiel de captation des arbres publics dans la ville de Montréal. Comme site à l'étude, nous avons choisi les grands parcs, car leur végétation arborescente couvre un pourcentage important de leur surface. Le modèle de captation de la matière particulaire du logiciel i-Tree a été utilisé pour définir la capacité de purification de l'air selon les caractéristiques spécifiques de chaque parc. Ces caractéristiques comprennent l'indice de surface foliaire des arbres (LAI) et l'étendue des canopées, les conditions météorologiques ainsi que les concentrations des particules dans l'air. Plusieurs méthodes et techniques de calcul de ces paramètres ont été testés et les plus appropriées retenues pour le calcul des intrants. Les calculs ont été faits sur une base journalière pour l'ensemble de l'année 2017. Les résultats montrent que le total des particules captées pendant l'année 2017 s'élève à un peu plus que 3.5 tonnes pour les quatorze parcs évalués. Selon nos calculs, la majeure partie de ces particules a été lessivée au sol par les pluies et un faible pourcentage a été remis en circulation. Un test de validation des résultats in situ n'a pas été concluant. Il n'en demeure pas moins que les résultats sont similaires aux résultats des recherches effectuées dans d'autres villes Nord-Américaines avec le modèle d'i-Tree. Ces résultats montrent que le rôle des arbres pour la purification de l'air est important tout au moins localement. Les possibilités d'améliorer les méthodes de calcul des intrants du modèle de captation sont également discutées.

Mots clés – Matière particulaire, forêt urbaine, service écosystémique, modélisation

Abstract

Particulate matter is an agent harmful to human health and reducing its atmospheric concentration is necessary from a public health approach. Achieving this objective requires, among other things, the capture of particles by vegetation. Our research question was what is the potential of public trees in the city of Montreal for capturing such particles. We chose large parks as our study site, because trees cover a significant percentage of their surface. The particulate matter capture model of the i-Tree software was used to define the air purification capacity according to the specific characteristics of each park. These characteristics include tree leaf area index (LAI) and canopy extent, weather conditions, and particulate matter concentrations in the air. Several methods and techniques for calculating these parameters were tested and the most appropriate ones used for the calculation of inputs to the model. Calculations were made on a daily basis for the whole of 2017. The results show that just over 3.5 tonnes of particles were captured for the fourteen parks evaluated over this period. According to our calculations, most of these particles were leached to the ground by rain and a small percentage were put back into circulation. A validation test of the results in situ was inconclusive. The fact remains that the results are similar to those of research carried out in other North American cities with the i-Tree model. These results show that the role of trees for air purification is important at least locally. Possibilities for improving the methods of calculating the inputs for the capture model are also discussed.

Key words – Particular matters, urban forest, ecosystem services, modeling

Table des matières

Résumé	iii
Abstract	iv
Liste des figures.....	vi
Liste des tableaux	ix
Abréviations	x
1. Contexte de la recherche	1
1.1 Objectifs et hypothèses de la recherche.....	3
1.2 Structure du mémoire	4
PARTIE I : CAPTATION DES AÉROSOLS PAR LES ARBRES : ÉTAT DE CONNAISSANCES	5
2. Les aérosols : généralités.....	6
2.1 Sources et types d'aérosols.....	6
2.2 Cycle des aérosols	10
3. Captation des aérosols par les arbres.....	11
3.1 Le rôle des arbres : généralités	11
3.1.1 Rétention des particules :.....	12
3.1.2 Durée de rétention	16
3.2 Modélisation.....	18
3.2.1 Le modèle de Nowak et collaborateurs	19
3.2.1.1 Estimation des paramètres de base du modèle	21
3.2.1.1.1 Description de la surface foliaire de captation	21
3.2.1.1.2 Les paramètres climatiques	22
3.2.1.1.3 La concentration des aérosols.....	23
3.2.2 Le modèle alternatif.....	23
PARTIE II : MÉTHODES, DONNÉES ET TRAITEMENTS	25
4. Approche méthodologique	25
4.1 Sites à l'étude	26
4.2 Choix du modèle de captation et de lessivage des particules fines	28
4.3 Acquisition des données sur les intrants dans le modèle de captation.....	29
4.3.1 Données sur le LAI et la surface de la canopée.....	29
4.3.2 Données sur les paramètres météorologiques.....	29
4.3.3 Données sur les concentrations des microparticules	30
4.4 Application du modèle de captation et validation	32
5. Préparation des intrants au modèle i-Tree	32

5.1 Différentiation des types d'arbres.....	32
5.2 Données in situ sur le LAI.....	35
5.3 Essais d'estimation du LAI par d'autres méthodes	38
5.3.1 Réflectances spectrales	38
5.3.2 Hauteurs des arbres.....	42
5.4 Conditions météorologiques.....	45
5.4.1 Force du vent	45
5.4.1.1 Traitements des données sur la vitesse du vent	45
5.4.1.2 Vitesses du vent par grand parc et vitesse de déposition.....	45
5.4.1 Précipitations	47
5.5 Concentrations des particules fines	48
5.5.1 Traitement de données par station.....	48
5.5.2 Méthodes d'interpolation spatiale	48
5.5.3 Estimation selon la distance aux autoroutes	51
PARTIE III : Résultats et discussion.....	53
6. Résultats	54
6.1 Rôle des arbres dans la purification de l'air	54
6.2 Validation	57
6.2.1 Expérience in situ	57
6.2.2 Comparaison avec des études similaires	59
7. Discussion	61
7.1 Les variables des canopées.....	61
7.2 Les variables météorologiques	62
7.3 Estimation des concentrations des PM _{2,5}	64
8. Conclusions et perspectives de recherche	66
Bibliographie	69

Liste des figures

Figure 1.1 - Matières particulaires ou aérosols	2
--	----------

Figure 2.1 - Sources et apparence des particules d'aérosols	7
Figure 2.2 - Concentrations moyennes de PM _{2.5} (2010-2014) dans différentes villes à travers le monde	8
Figure 2.3 - Évolution de la distribution en taille des aérosols, telle qu'observée in situ en milieu urbain une journée avec une formation des nouvelles particules	9
Figure 2.4 - Distribution en nombre des particules mesurée in situ et ajustée à des distances différentes d'une artère routière à Los Angeles	10
Figure 3.1 - passage de l'air chargé des particules d'une canopée d'arbres	12
Figure 3.2 - Image au microscope électronique de particules déposées sur la surface d'une feuille	13
Figure 3.3 - Différences dans l'accumulation foliaire des PM _{2.5} selon la forme des feuilles (a) et les patterns de nervation (b)	14
Figure 3.4 - : Estimation de la pollution retirée pour un arbre selon son diamètre à Chicago	16
Figure 3.5 - Taux de remise en suspension des particules en fonction de la vitesse du vent	17
Figure 3.6 - PM _{2.5} retenues par les feuilles et enlevées par la pluie	18
Figure 3.7 - Vitesse de déposition des particules en fonction de la vitesse du vent	20
Figure 3.8 - Variation du LAI selon le nombre des feuilles	21
Figure 4.1 - Approche méthodologique (1) et modèle détaillé (2)	25
Figure 4.2 - Emplacement et pourcentage de canopée des grands parc montréalais	26
Figure 4.3 - Positionnement des stations de mesure du Réseau de Surveillance de la Qualité de l'air dans la région métropolitaine de Montréal.	31
Figure 5.1 - Histogramme des valeurs de NDVI selon le type de canopée hivernale	34
Figure 5.2 - Représentation des seuils possibles de NDVI pour identifier les classes végétales.	35
Figure 5.3 - Distribution des valeurs du LAI mesuré in situ pour les arbres décidus et conifères	37
Figure 5.4 - Distribution de l'ensemble des mesures in situ du LAI	38
Figure 5.4 - Relation entre le LAI et la réflectance dans la bande 57 (766.736nm)	42

Figure 5.5 - Hauteur des objets élevés, dont les arbres, dans le parc Maisonneuve et les environs.....	43
Figure 5.6 - Relation entre le LAI et la hauteur des arbres	44
Figure 5.7 - Polygones de Voronoï calculé par ArcGIS	46
Figure 5.8 - Cartes des concentrations de particules fines établies par différents interpolateurs spatiaux pour 1 ^{er} janvier 2017	50
Figure 5.9 - Histogramme des distances entre les autoroutes et les stations du RSQA ..	52
Figure 6.1 - Quantité de particules fines captées quotidiennement par le feuillage et transportée vers le sol lors des événements de précipitation pour le mois de janvier au parc Maisonneuve	57
Figure 7.1 - Mouvement de l'air en fonction du paysage urbain	63
Figure 7.2 - Variation de la vitesse de déposition moyenne (Vd) et de la remise en suspension de la matière particulaire en fonction de la vitesse du vent	63

Liste des tableaux

Tableau 3.1 - Arbres avec la meilleure capacité de captation des PM ₁₀	15
Tableau 4.1 - Caractéristiques des grands parcs montréalais	27
Tableau 4.2 - Populations identifiées des cinq espèces d'arbres dominantes sur l'île de Montréal et dans les grands parcs en 2015	28
Tableau 4.3 - Localisation des stations météorologiques d'Environnement Canada dans la région métropolitaine de Montréal.....	30
Tableau 4.4 - Stations environnementales du RSQA utilisé dans cette recherche	31
Tableau 5.1 - Statistiques descriptives des valeurs de NDVI hivernal selon le type de feuillage.....	33
Tableau 5.2 - Périodes d'échantillonnage de la surface foliaire à l'aide du LAI-2200C de LI-COR dans le parc Maisonneuve durant l'été 2019	36
Tableau 5.3 - Résultats du test de Shapiro-Wilk sur la normalité des distributions des valeurs du LAI	38
Tableau 5.4 - Longueur d'onde centrale des 96 bandes spectrales du capteur CASI-1500	40
Tableau 5.5 - Résultats des tests de corrélation entre hauteur d'arbres et LAI	44
Tableau 5.6 - Vitesse de déposition et la remise en suspension selon la vitesse du vent	47
Tableau 5.7 - Jours de l'année avec des précipitations sur l'île de Montréal au courant de l'année 2017	48
Tableau 5.8 - EMQ des différents interpolateurs (voir texte).....	51
Tableau 6.1 - Quantité totale de particules fines captés par les arbres des grands parcs (année 2017).....	55
Tableau 6.2 - Quantité totale de particules fines lessivées des arbres des grands parcs (année 2017).....	56
Tableau 6.3 - Résultats des mesures des particules in situ	58
Tableau 6.4 - Surface couverte par la forêt urbaine et son efficacité à capter les PM _{2.5} dans dix grandes villes aux États Unis.....	59
Tableau 6.5 - Captation de particule fine annuellement dans les villes de Berlin, Munich et Rome	60

Abréviations

(EMQ) Erreur Moyenne Quadratique

(IDW) *Inverse Distance Weighted* : Pondération inverse à la distance

(LAI) *Leaf Area Index* : Superficie de feuillage par superficie de sol

(LiDAR) *Light detection and ranging* : détection et estimation de la distance par la lumière

(MDDELCC) Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques

(NDVI) *Normalized Difference Vegetation Index* : Indice de végétation par différence normalisée

(PM_{2.5}) *Particulate matter* : Matière particulaire égale ou inférieure à 2.5 microns

(PM₁₀) *Particulate matter* : Matière particulaire égale ou inférieure à 10 microns

(RSQA) Réseau de Surveillance de la Qualité de l'Air

(TPM) *Total particulate matter* : Matière particulaire totale en suspension dans l'air

(USGS) *United States Geological Survey* : Institut d'études géologiques des États-Unis

(V_d) Vitesse de déposition

1. Contexte de la recherche

La pollution de l'air est un problème très préoccupant partout dans le monde, mais particulièrement présent en milieu urbain. Des recherches médicales rapportent que divers polluants dans l'air (microparticules, dioxyde d'azote, ozone, etc.) ont des effets néfastes sur la santé humaine, particulièrement sur l'occurrence et la sévérité des maladies pulmonaires et cardiovasculaires (Mukherjee et Agrawal, 2017; Diminici et al., 2006; von Klot et al., 2005; Zanobetti et Schwartz, 2007; entre autres).

Nombreuses sont les études médicales qui portent tout particulièrement sur les effets des microparticules (ou matières particulaires ou aérosols). Les aérosols sont des particules solides ou liquides en suspension dans l'air et dont le diamètre aérodynamique se situe entre 1 nanomètre et 100 micromètres (Pöschl, 2005). Selon la terminologie employée, l'ensemble des particules toutes tailles confondues est appelé matière particulaire totale ou TPM. Dans les études médicales un intérêt particulier est porté aux particules de diamètre inférieur ou égal à 10 μm ou PM_{10} , dites particules thoraciques (figure 1.1). En effet, les particules supérieures à 10 μm sont généralement expulsées du corps par la toux ou l'éternuement, celles inférieures à 10 μm et supérieures à 2.5 μm (ou fraction grossière) peuvent rester coincées dans les poumons (bronches) et celles inférieures à 2.5 μm ou particules fines peuvent pénétrer profondément dans les poumons et passer dans le système sanguin (American Lung Association, 2018). Une exposition de courte durée aux $\text{PM}_{2.5}$ (allant de quelques heures à quelques semaines) est suffisante pour augmenter la morbidité et la mortalité liées aux maladies cardiovasculaires (Brook et al., 2010). Au Canada, la maladie cardiovasculaire la mieux corrélée à l'exposition aux $\text{PM}_{2.5}$ est la cardiopathie ischémique (Crouse *et al.*, 2012). Dans un contexte global, plus la taille d'une particule est fine, plus elle est dangereuse pour la santé (Mazzei et al., 2000) et les maladies induites sont principalement d'ordre respiratoire et cardiovasculaire (Beckett *et al.*, 2000).

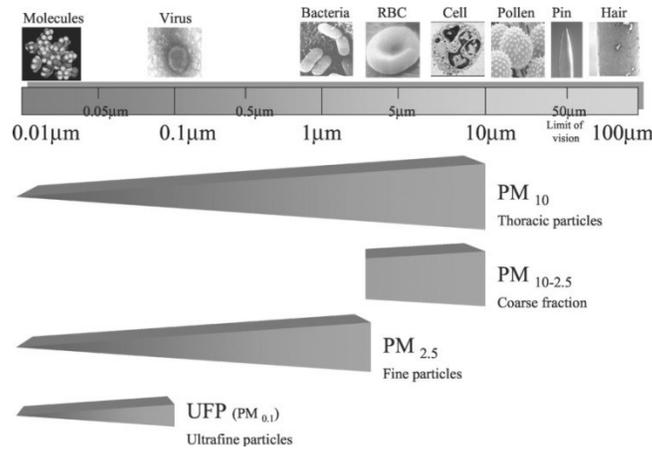


Figure 1.1 - Matières particulaires ou aérosols (Brook et al., 2014).

Ces dernières années, la densification du couvert arborescent (verdissement) est présentée par plusieurs chercheurs et organismes d'aménagement du territoire comme un des principaux moyens d'amélioration de l'environnement urbain. Parmi les bienfaits des arbres on signale leur capacité de réduire la pollution de l'air en capturant, entre autres, une partie des microparticules en suspension dans l'air (McDonald *et al.*, 2016). Chen *et al.* (2017) rapportent les résultats de plusieurs études à travers le monde où l'apport des arbres est évalué en termes de masse des microparticules capturées. Par exemple, dans une étude effectuée en Nouvelle-Zélande dans la ville de Christchurch publiée en 2008, on évalue à 300 tonnes métriques les aérosols capturés annuellement par les arbres; dans une autre étude effectuée en Chine dans la ville de Beijing en 2005, on évalue à plus de 1250 tonnes métriques la masse des polluants capturés par les arbres dont un peu plus de 750 tonnes des PM_{10} et des études dans la ville de Shanghai (2011) et au Royaume-Uni (2007) qui indiquent une diminution de 2% à 10% de la quantité des microparticules. Dans un contexte nord-américain, Nowak et ses collaborateurs publient une série d'articles sur l'apport des arbres dans plusieurs villes aux États-Unis. À titre d'exemple pour des villes dont la couverture arborescente varie entre environ 10% et 40%, les arbres améliorent la qualité de l'air en capturant des PM_{10} à des taux qui varient entre 0.1% à 3% (Nowak *et al.*, 2006). Dans le rapport de « The Nature Conservancy » (McDonald *et al.*, 2016), on essaie même de monétariser l'apport des arbres à l'élimination des particules fines ($PM_{2.5}$). On parle du retour sur investissement (RSI) d'une plantation soutenue d'arbres, surtout à bordure des rues. Ce RSI est calculé en multipliant le volume de particules fines capturées par les arbres par la population des villes et en divisant par les coûts engendrés (en US\$2015).

Parmi les villes en Amérique du Nord où ce RSI a été calculé, on trouve Montréal avec un RSI variant entre 0.01 et 0.02 ($\text{g/m}^3 \times \text{population} / \$$) et Toronto avec un RSI variant entre 0.01 et 0.03 ($\text{g/m}^3 \times \text{population} / \$$).

Ce qui nous a intéressé dans cette recherche est la méthode d'évaluation quantitative de l'apport des arbres à capturer les particules fines de l'aérosol particulièrement dans le cas de la canopée d'arbres à l'île de Montréal. La ville a un ambitieux programme de verdissement incluant l'ensemble des lieux publics (Direction des grands parcs et de verdissement, 2012) et notre recherche pourrait apporter des informations pertinentes sur la stratégie à suivre en termes de purification de l'air pour le verdissement de la ville .

1.1 Objectifs et hypothèses de la recherche

Les travaux de Nowak et de ses collaborateurs (par ex. Nowak 1994; Nowak et al., 2013) ont abouti au développement d'un modèle empirique de calcul de la quantité des particules fines retenues par les arbres. Ce modèle, qui est devenu le standard dans ce domaine, disponible sous forme d'un module du logiciel à accès libre i-Tree apporte plusieurs éléments de réponse à notre question de recherche. En nous basant sur ce modèle, nous voulons atteindre l'objectif principal de cette recherche, qui est le développement d'une méthode de calcul adaptée aux arbres que l'on trouve à Montréal. Pour des raisons de logistique et du temps disponible pour faire notre recherche, nous avons restreint notre expérimentation dans un ensemble des parcs sur l'île de Montréal constituant le réseau des grands parcs de la ville de Montréal. Le modèle d'i-Tree met en relation les caractéristiques du couvert arborescent, les vents, le principal moyen de transport des microparticules, ainsi que les concentrations des particules thoraciques à un moment précis dans le temps. Pour atteindre notre objectif principal, nous nous sommes ainsi fixé les objectifs spécifiques suivants :

- 1) Évaluer les caractéristiques du couvert arborescent des grands parcs
- 2) Évaluer les caractéristiques des vents au niveau des grands parcs
- 3) Évaluer les concentrations des microparticules au niveau des grands parcs

Notre hypothèse principale est qu'avec un modèle impliquant les paramètres susmentionnés, nous pouvons obtenir des résultats d'une exactitude adéquate pour le calcul de l'apport des arbres à

différentes échelles allant d'une rue, à un quartier, à un arrondissement et à la limite à l'ensemble de la ville.

1.2 Structure du mémoire

Le mémoire est divisé en trois parties. La première partie intitulée « Captation des aérosols par les arbres : état de connaissances » est une revue de littérature sur les aérosols avec un accent particulier sur la situation de Montréal (chapitre 2) et sur les modèles de calcul de la masse d'aérosols déposée sur des arbres (chapitre 3). La deuxième partie intitulée « Méthodes, données et traitements » présente en détail notre approche méthodologique (chapitre 4) ainsi que les méthodes et techniques appliquées pour le calcul des paramètres des modèles de déposition (chapitres 5 à 8). Finalement, la troisième partie présente et discute les principaux résultats de notre recherche (chapitres 9 et 10). Le chapitre 11 avec nos conclusions clôt ce mémoire.

PARTIE I: CAPTATION DES AÉROSOLS PAR LES ARBRES : ÉTAT DE CONNAISSANCES

Cette partie présente une revue de la littérature sur l'état des choses dans le domaine de la modélisation de la captation des aérosols par les arbres. Le chapitre 2 présente un aperçu des caractéristiques des aérosols que nous trouvons habituellement dans les milieux urbains. Le chapitre 3 discute du rôle des arbres dans l'élimination des particules d'aérosol et présente les modèles sur la captation des aérosols par les arbres qui seront utilisés dans notre étude.

2. Les aérosols : généralités

Les aérosols en suspension dans l'air à un lieu précis et à un moment précis sont fort variables en termes de composition, de taille, et de forme. Ce chapitre présente un bref rappel des caractéristiques d'aérosols que l'on trouve en milieu urbain.

2.1 Sources et types d'aérosols

Les particules d'aérosols proviennent de diverses sources et prennent des formes différentes (Figure 2.1). Ils peuvent provenir de la combustion incomplète de biomasse ou d'énergie fossile, des éruptions volcaniques ou de la mise en suspension éolienne de poussières minérales, de sel de mer ou de matière organique (Pöschl, 2005). Leur principal agent de transport est le vent et ils peuvent être transportés sur une longue distance (Greco *et al.*, 2007). Ainsi, les aérosols ne sont nécessairement pas émis à proximité du lieu d'observation. Particulièrement, les aérosols de taille fine peuvent être transportés sur des centaines de kilomètres, voire des milliers. Le transport à des longues distances est couramment observé et il a de grands impacts environnementaux, tels les poussières du Sahara qui se déposent en Amérique ou les aérosols issus de la combustion d'énergies fossiles en Europe de l'Est qui se répandent en Europe occidentale et dans l'Afrique du Nord (Kallos *et al.*, 2007).

Localement, les feux de forêt sont d'importants émetteurs saisonniers et la dispersion des particules se fait sur de grandes étendues avec des impacts importants sur la santé des populations (par ex., DeBell *et al.*, 2004). Il existe aussi une famille de molécules qui ne constitue pas des aérosols, mais qui vont favoriser leurs formations : les composés organiques volatils (COV). Ce sont des molécules gazeuses qui, à la suite de transformations chimiques, deviennent des aérosols. Elles sont essentiellement composées des molécules suivantes : NO_x , SO_2 et NH_3 (Konijnendijk *et al.*, 2005; Pöschl, 2005). Nous parlons alors des aérosols secondaires pour les distinguer des aérosols primaires qui sont injectés dans l'air directement par leur source (par ex. les cendres volcaniques, la suie, etc.).

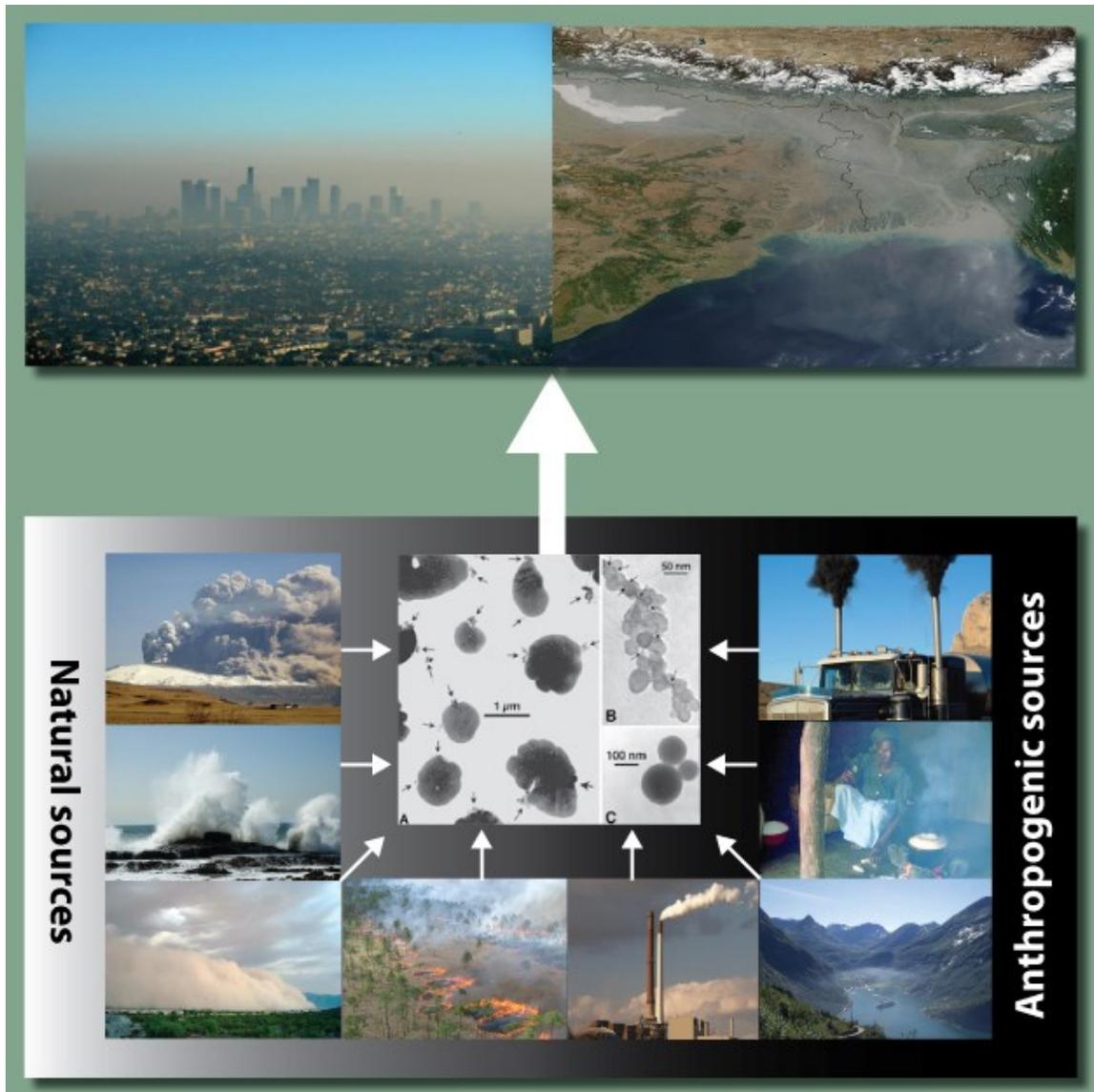


Figure 2.1 - Sources et apparence des particules d'aérosols; haut : pollution de l'air locale et à large échelle; bas : sources (sens antihoraire)- éruptions volcaniques produisant des cendres volcaniques et des sulfates, embruns marins (sel marin et sulfate); tempêtes du désert (poussières minérales), feu de biomasse de savane (carbone noir , carbone organique), centrale thermique au charbon (carbone noir de fuel fossile, carbone organique, sulfate, nitrate), bateaux (carbone noir , carbone organique, sulfate, nitrate), cuisinage (carbone noir domestique et Carbone organique), transport routier (sulfate, carbone noir, composantes volatiles organiques donnant du carbone organique); centre : images de microscope électronique de (a) sulfates, (b) suie, (c) cendres volantes, un produit de la combustion du carbone (Myhre, et al. 2013).

Cette diversité de sources conduit à des concentrations de particules très différentes d'un milieu urbain à l'autre à travers le monde (Figure 2.2). Les villes chinoises et celles du nord de l'Inde présentent les concentrations les plus élevées. Les villes du Moyen-Orient,

du Sahel et de l’Afrique du Nord suivent avec des concentrations élevées. Pour le reste du monde, les concentrations varient de moyennement élevées à faibles.

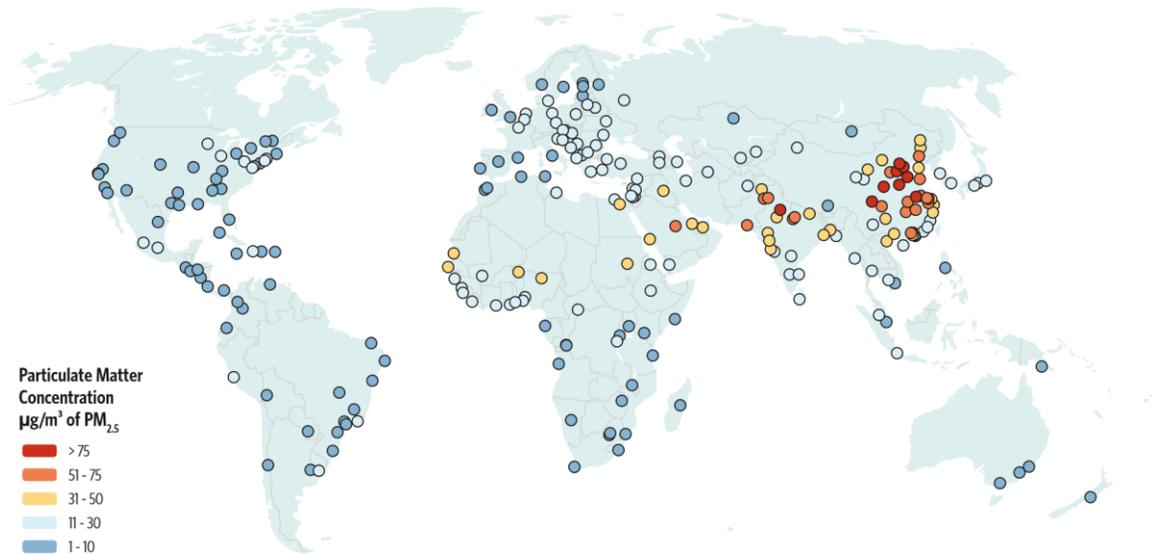


Figure 2.2 - Concentrations moyennes de $\text{PM}_{2.5}$ (2010-2014) dans différentes villes à travers le monde (MacDonald et al. 2016).

Les aérosols des milieux urbains diffèrent à maints égards des aérosols des milieux continentaux éloignés autant par leur composition que par leurs distributions en nombre, surface et volume par unité de volume d’air. Selon Seinfeld et Pandis (2006) dans le cas des aérosols des milieux continentaux, les particules fines sont produites par l’oxydation de l’ammonium et des sulfates tandis que les particules grossières sont composées des poussières et du pollen. Dans les milieux urbains, les particules fines sont émises directement par des sources de combustion ou sont formées par des gaz précurseurs tandis que les particules grossières comprennent, à part les poussières et éventuellement les sels de mer, des particules spécifiques aux milieux urbains comme ceux provenant de l’usure des pneus. Selon les mêmes auteurs, les particules dans les milieux urbains sont beaucoup plus nombreuses dans tous les intervalles de diamètre avec une dominance de particules ultrafines autant qu’en nombre et en surface. Quant au volume, il y a une tendance plus nette par rapport aux aérosols continentaux à une distribution à deux modes, le mode fin (accumulation) et le mode grossier.

En milieu urbain, le mode de nucléation (formation des particules) contient peu de particules. Cependant, près de sources locales de combustion un nombre important peut

être observé, mais ces particules condensent rapidement en des particules fines passant ainsi au mode d'accumulation (Figure 2.3). Les transformations rapides des aérosols dans un milieu urbain font que l'aérosol urbain présente des caractéristiques fort variables selon l'éloignement des sources émettrices. Un exemple est donné à la figure 2.4.

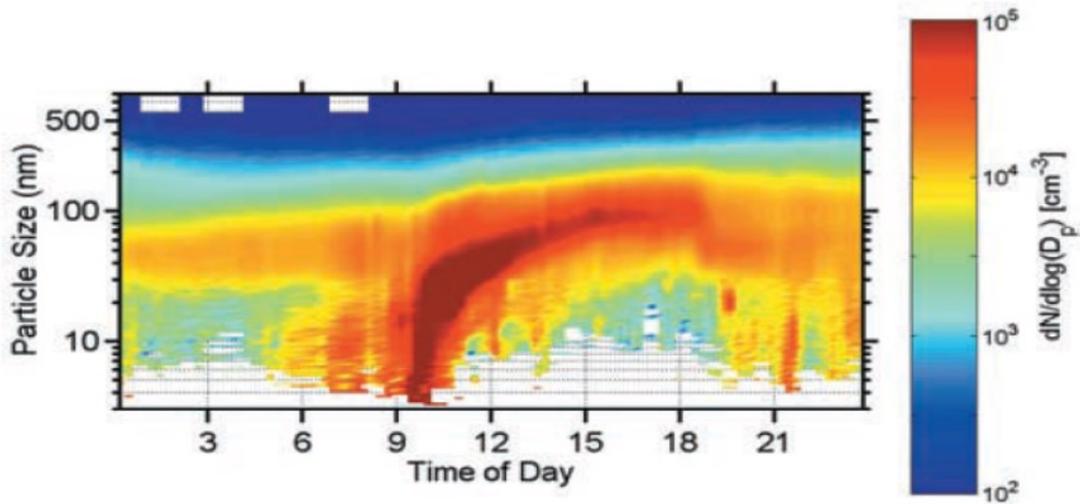


Figure 2.3 - Évolution de la distribution en taille des aérosols, telle qu'observée in situ en milieu urbain une journée avec une formation des nouvelles particules. La concentration en nombre de particules (axe des z) est représentée en fonction du temps de la journée (axe des x) et le diamètre des particules (axe des y). Un signal de trafic est observable entre 7h et 8h le matin, suivi de la formation des nouvelles particules juste après 9h et leur accroissement subséquent pour atteindre une taille d'environ 100 nm (Gaydos et al., 2005).

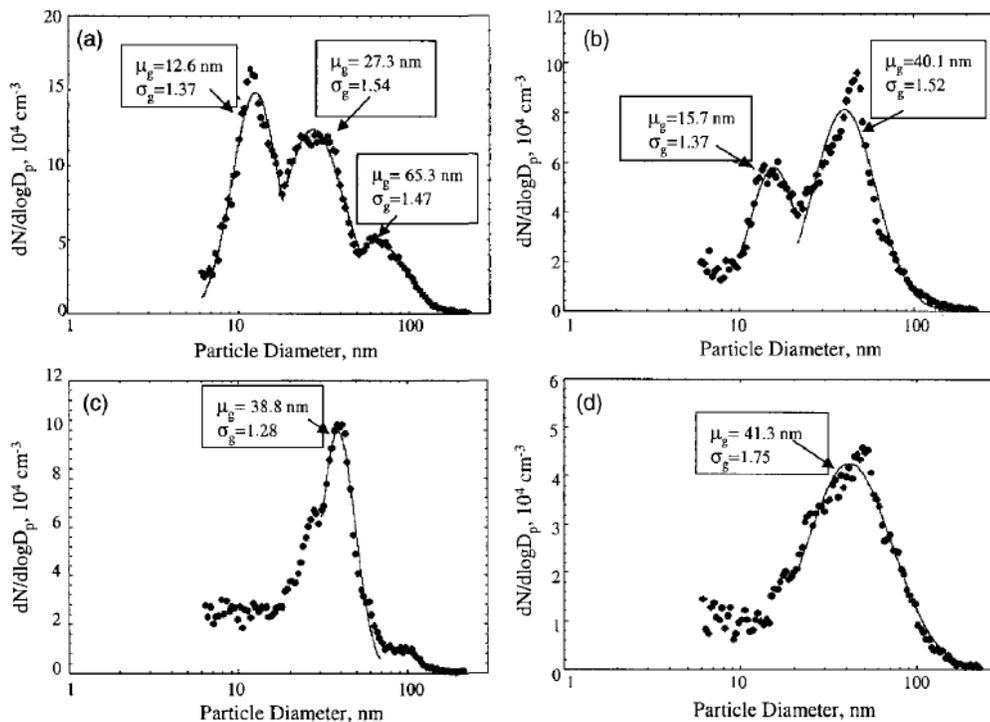


Figure 2.4 - Distribution en nombre des particules mesurées in situ et ajustées à des distances différentes d'une artère routière à Los Angeles (a) 30 m sous le vent, (b) 60 m sous le vent, (c) 90 m sous le vent, et (d) 150 m sous le vent. L'échelle de l'axe des ordonnées n'est pas la même. Les paramètres modaux indiqués sont la moyenne et l'écart type géométriques des diamètres (Seinfeld et Pandis, 2006).

2.2 Cycle des aérosols

Les particules les plus grossières (diamètre supérieur à 8 micromètres) sédimentent par gravité (Beckett *et al.*, 2000), habituellement rapidement en demeurant concentrées autour de leur source. Cependant, la convection peut les soulever dans les vents prévalant et ainsi les transporter loin de leur source. Les aérosols fins en mode d'accumulation ont le temps de résidence le plus long dans l'atmosphère parce qu'ils ne se précipitent pas efficacement et ne coagulent pas entre eux non plus. Plusieurs aérosols sont hygroscopiques et ainsi sont impliqués dans les processus de formation des nuages et dans le cycle hydrologique. Pour la plupart des aérosols fins (mode d'accumulation), le temps de résidence est équivalent à celui de la vapeur d'eau dans l'atmosphère, habituellement entre quatre et quatorze jours environ, bien que des temps de résidence plus longs soient observés. À titre d'exemple, Schroeder *et al.*, (1987) ont observé une durée de suspension des métaux lourds de 40 jours.

Les particules fines, une fois en suspension, sont généralement retirées de l'air par dépôt sec ou humide (Pearlmutter *et al.*, 2017). Le dépôt sec est l'action durant laquelle une

particule se dépose ou est impactée sur une surface et y adhère, alors que le dépôt humide survient lorsqu'une particule est captée par une goutte d'eau ou est la cause de sa formation en tant que nucléide (Pöschl, 2005). Le dépôt humide élimine surtout les particules fines en haute altitude, alors que ce processus est présent au niveau sol qu'en cas de précipitation, rendant ce phénomène dépendant des conditions météorologiques (Beckett *et al.*, 2000). Les particules fines accumulées sur une surface seront transportées vers le sol durant un événement de précipitation, où ils seront immobilisés (Sæbø et Janhäll, 2017).

3. Captation des aérosols par les arbres

Étudier le rôle des arbres dans la diminution des microparticules en suspension dans l'air est crucial et central dans le cadre de cette recherche. Selon Nowak *et al.* (2013), les arbres sont un des principaux facteurs qui contribuent à la réduction de la quantité d'aérosols en ville. En effet, comme mentionné, la sédimentation par gravité est possible uniquement avec les particules de diamètre aérodynamique supérieur à 8 μm (Beckett *et al.*, 2000). Lorsque des polluants sont émis dans l'atmosphère, la seule façon possible pour purifier l'air des fractions les plus fines des aérosols, les plus nocives pour la santé humaine, est de recourir à la phytoremédiation par laquelle les plantes agissent en filtre biologique.

Ce chapitre présente une revue des ouvrages traitant de la capacité des arbres à retenir des particules fines (section 3.1) ainsi que des modèles développés pour quantifier cette capacité de captation (section 3.2).

3.1 Le rôle des arbres : généralités

La figure 3.1 illustre les processus qui ont lieu en présence des arbres (McDonald *et al.*, 2016). Le flux d'air avec une certaine concentration des particules ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) entre en contact avec le feuillage des arbres. Une fraction des particules peut y adhérer. L'air sort ainsi des arbres moins chargé de particules. Pour ce qui est de la fraction des particules retenues, elle dépend de plusieurs facteurs dont le principal est la morphologie et la structure du feuillage (Chen *et al.*, 2017). Une partie du flux d'air peut être déviée et passée au-dessus des arbres maintenant ainsi localement des plus hautes concentrations des particules dans la direction des vents. Après une certaine distance des arbres, les deux masses d'air peuvent se mélanger de nouveau et ainsi la concentration des particules peut approcher la concentration régionale moyenne.

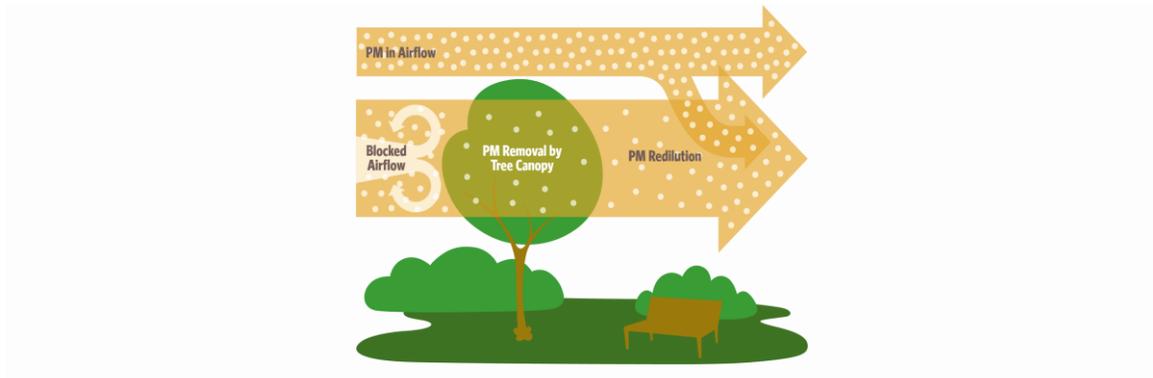


Figure 3.1 - Passage de l'air chargé des particules d'une canopée d'arbres (McDonald et al., 2016).

3.1.1 Rétention des particules :

La partie de l'arbre qui servira à capter l'essentiel des microparticules est, comme mentionné, son feuillage (Pearlmutter *et al.*, 2017). Chaque espèce d'arbre possède un feuillage distinct, donc une efficacité de captation différente. Un arbre avec des feuilles de petite taille, une surface rugueuse, une pilosité, plus de cire aura une plus grande capacité de captation qu'un autre avec des feuilles de plus grande taille, mais peu rugueuses (Beckett *et al.*, 2000; McPherson *et al.*, 1994; Poppek *et al.*, 2018; Sæbø *et al.*, 2012). La figure 3.2 montre un exemple de particules sur la surface d'une feuille.

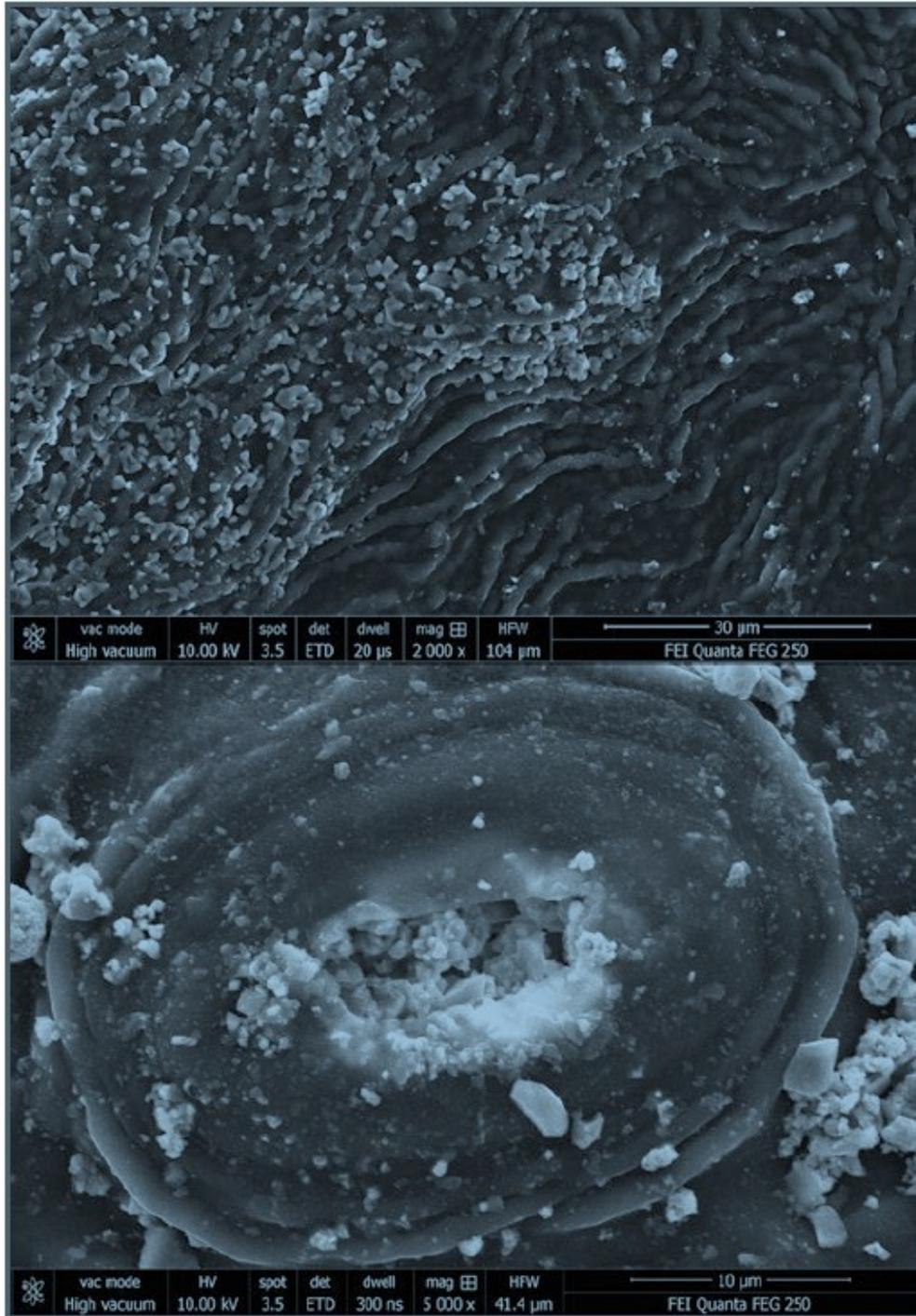


Figure 3.2 - Image au microscope électronique de particules déposées sur la surface d'une feuille. Dans la partie supérieure, on peut voir les particules prises entre les couches de cire, alors que dans l'image inférieure, on peut observer les particules coincées dans un stomate (Pearlmutter et al., 2017).

Chen *et al.* (2017) présentent les résultats d'une étude approfondie sur la capacité de différents types de feuillage de retenir des microparticules. Ils trouvent des différences statistiquement significatives entre les capacités de captation du feuillage des différentes espèces. Le taux moyen d'élimination des PM_{2.5} par des conifères examinés était de l'ordre de 60 % tandis que le taux d'élimination des espèces à feuilles larges était un peu moins de 50%. La figure 3.3 montre les variations de la quantité des PM_{2.5} (en $\mu\text{g cm}^{-2}$) retenues selon la forme et le pattern de la nervation des feuilles. On peut constater que la forme aciculaire de feuillage (aiguilles) se distingue nettement quant à sa capacité de rétention des microparticules. En revanche, il n'y a pas des tendances claires quant à l'importance de la nervation des feuilles dans la capacité de captation des différentes espèces. Sur la base de ces résultats, ils proposent des espèces d'arbres qui présentent une grande efficacité de rétention des particules. Quelques espèces mentionnées sont adaptées aux conditions climatiques de Montréal, notre site à l'étude (Partie II), comme le *Ginkgo Biloba*. Nowak et Heisler (2010) fournissent un tableau des meilleures espèces pour purifier l'air des PM₁₀ dans les villes des États-Unis (Tableau 3.3).

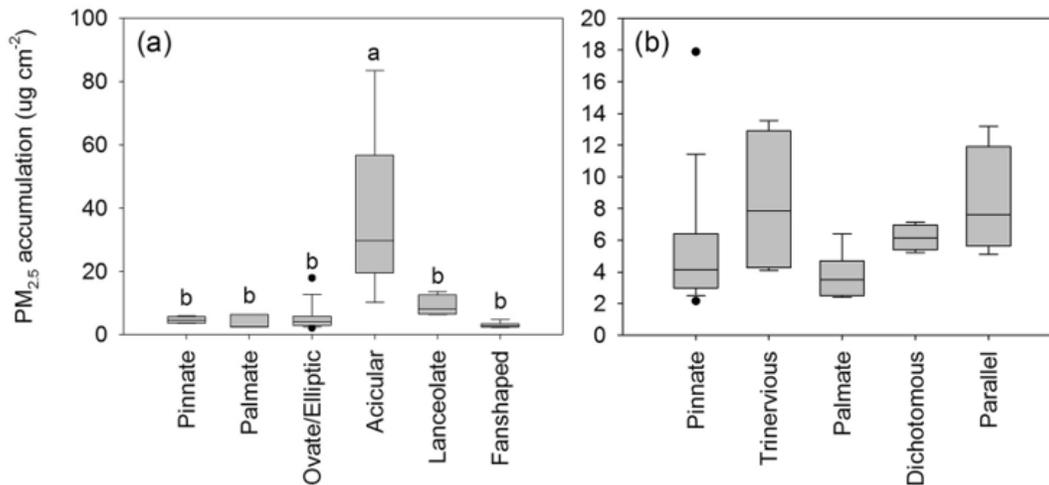


Figure 3.3 - Différences dans l'accumulation foliaire des PM_{2.5} selon la forme des feuilles (a) et les patterns de nervation (b). Les barres sont des \pm ET. Différentes lettres au-dessus des barres d'erreur indiquent des différences statistiquement significatives entre les formes des feuilles (Chen *et al.*, 2017).

Tableau 3.1 - Arbres avec la meilleure capacité de captation des PM₁₀ (Nowak et Heisler, 2010)

Genre et espèce	Nom vernaculaire	Genre et espèce	Nom vernaculaire
<i>Abies concolor</i>	Sapin du Colorado	<i>Pinus ponderosa</i>	Pin ponderosa
<i>Calocedrus decurrens</i>	Calocèdre	<i>Pinus Strobus</i>	Pin blanc
<i>Cedrus deodara</i>	Cèdre de l'Himalaya	<i>Pinus Taeda</i>	Pin taeda
<i>Chamaecyparis thyoides</i>	Cèdre blanc de l'Atlantique	<i>Sequoia sempervirens</i>	Sequoia à feuilles d'if
<i>Cryptomeria japonica</i>	Cèdre du Japon	<i>Taxus cuspidata</i>	If du Japon
<i>Cupressus macrocarpa</i>	Cyprès de Lambert	<i>Thuja plicata</i>	Cèdre de l'Ouest
<i>Magnolia grandiflora</i>	Magnolia à grandes fleurs	<i>Tilia americana</i>	Tilleul d'Amérique
<i>Picea abies</i>	Épicéa commun	<i>Tsuga canadensis</i>	Pruche du Canada
<i>Picea pungens</i>	Épicéa bleu	<i>Ulmus americana</i>	Orme d'Amérique
<i>Picea rubens</i>	Épinette rouge	<i>Zelkova serrata</i>	Zelkova du Japon

La capacité de captation des plantes varie selon le temps. En effet, l'efficacité optimale pour la captation de polluants par la végétation se manifeste durant les heures d'ensoleillement, principalement pour les PM₁₀ et l'ozone (McPherson *et al.*, 1994). De plus, les arbres sempervirents sont logiquement favorisés puisqu'ils conservent leur feuillage toute l'année, contrairement aux décidus (Konijnendijk *et al.*, 2005).

Les arbres captent les aérosols pas seulement grâce à leur grande surface de contact, mais aussi grâce à leur capacité de réduire la vitesse du vent. En effet, puisque les particules sont en suspension dans l'air, c'est la force du vent qui leur permet de se maintenir dans cet état. Lorsque cette force diminue au contact des arbres, la probabilité de retombée ou de captation est plus importante. Les vents horizontaux traversant les limites externes de la canopée sont ralentis par la traînée de friction superposant le feuillage. Immédiatement au-

dessus du couvert végétal, il existe une couche limite d'air turbulente. Dans la couche limite, la vitesse moyenne du vent horizontal est diminuée de façon logarithmique en fonction de la distance au-dessus de la canopée (Bennett et Hill, 1973). De ce fait, une végétation massive ralentira plus le vent et sera plus efficace pour capter les particules fines, ce qui favorise l'idée qu'il faut planter plus d'arbres sur un site pour amplifier le potentiel de purification de l'air (Beckett *et al.*, 2000; Nowak et Heisler, 2010). En effet, une zone urbaine recouverte à 100% d'arbre est théoriquement en mesure de retirer de l'atmosphère jusqu'à 13% des aérosols (Nowak, 2018). De plus, la capacité de purification des arbres est proportionnelle à leur taille (figure 3.4).

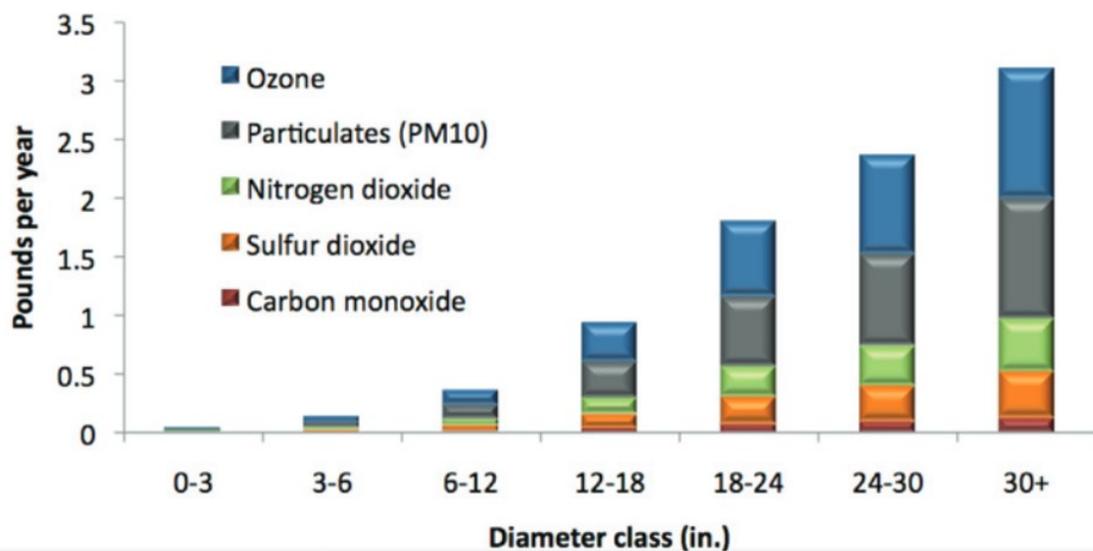


Figure 3.4 - Estimation de la pollution retirée pour un arbre selon son diamètre à Chicago (il ne faut pas oublier que chaque espèce possède ses propres capacités de captation, celles-ci ne sont que des valeurs généralisées) (Nowak et Heisler, 2010).

3.1.2 Durée de rétention

La rétention des particules par les arbres n'est que temporaire. En effet, lors d'un événement de pluie les particules seront lavées et transférées dans le sol (Amato *et al.*, 2009). Il se peut aussi qu'une fraction des particules captées par les arbres sous un coup de vent puisse être remise en suspension. (Nowak *et al.*, 2018).

La différence entre espèces n'agit pas seulement sur la capacité de rétention, mais aussi sur la remise en suspension. En effet, la remise en suspension de particules après un temps de rétention d'une heure varie de 91% pour les feuilles des chênes et à 10% pour les aiguilles

des pins (McPherson *et al.*, 1994). Le graphique de la figure 3.5 montre le taux de remise en suspension en fonction de la vitesse du vent. Nous pouvons constater que le taux augmente lentement d'une façon linéaire jusqu'à une vitesse d'environ 10 m s^{-1} où le taux de remise en suspension augmente rapidement avec la vitesse du vent.

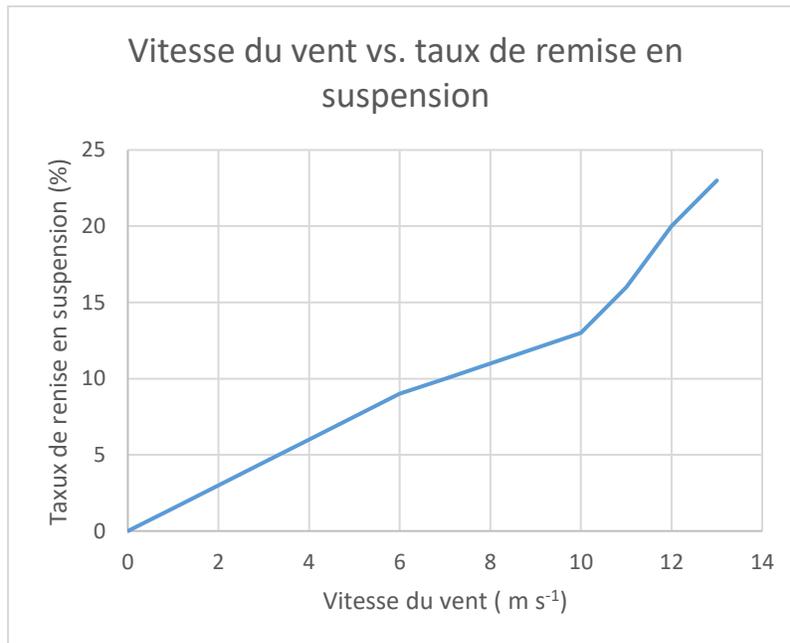


Figure 3.5 - Taux de remise en suspension des particules en fonction de la vitesse du vent (Adapté de la table 3 de Nowak *et al.*, 2013).

Les résultats de simulation montrés dans la figure 3.6 montrent que la masse des $\text{PM}_{2.5}$ éliminée par la pluie n'a pas une relation claire avec la masse des particules déjà retenues par les feuilles des arbres.

Comme nous le verrons dans la section 3.2, l'impact de la pluie n'est pas pris en compte dans la modélisation du bilan des particules retenues contrairement à l'impact de la remise en suspension.

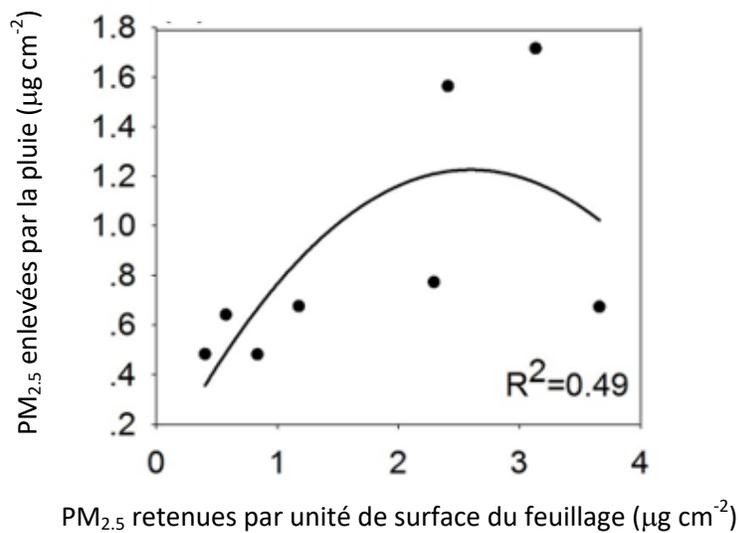


Figure 3.6 - PM_{2.5} retenues par les feuilles et enlevées par la pluie (simulation d'une pluie de 7.5 mm pendant 15 minutes) (Adapté de la figure 5a de Cheng et al., 2017).

3.2 Modélisation

L'estimation de la quantité des aérosols déposés sur le feuillage d'un arbre individuel ou d'une canopée d'arbres se fait par modélisation tenant compte des caractéristiques du couvert d'arbres, des paramètres météorologiques, principalement le vent, ainsi que des concentrations dans l'air des microparticules pour une période donnée. Le modèle le plus utilisé actuellement est le UFORE-D¹ proposé par Nowak et ses collaborateurs (McPherson, 1994; Nowak et Crane, 2000). Leur modèle fait partie intégrante du logiciel i-Tree² expressément désigné pour les études en foresterie urbaine. Ce modèle est décrit dans la section 3.2.1.

Le modèle UFORE ne tient cependant pas compte de l'architecture d'une canopée d'arbres ainsi que la disposition de ces derniers dans le calcul de l'efficacité de la filtration de l'air. Le modèle ne prend pas en compte un possible effet de plafonnement sur l'épaisseur d'une bande de végétation à ce qui a trait à la capacité d'un ensemble forestier urbain à purifier l'air. Le peu d'informations disponible à ce sujet est qu'un groupe d'arbres aura un effet positif plus important qu'un sujet isolé, que la filtration sera plus efficace lorsque la

¹ <https://www.itreetools.org/documents/53/UFORE%20Methods.pdf>

² <https://www.itreetools.org/>

végétation se trouve à proximité de la source et qu'une barrière végétale capte plus de particules fines qu'un mur continu artificiel (Konijnendijk *et al.*, 2005; Sæbø *et al.*, 2017). Ceci provient de la logique simple, ce qui démontre la méconnaissance des scientifiques sur ce sujet. Un modèle qui tient compte d'une certaine manière de l'architecture de la canopée est utilisé à quelques occasions par certains chercheurs. Quelques détails sur ce modèle alternatif sont donnés dans la section 3.2.

3.2.1 Le modèle de Nowak et collaborateurs

Selon le modèle UFORE-D, la masse des polluants éliminés par les arbres par unité de temps et par unité de surface est appelée le flux de polluants et est donné par la relation :

$$F \left[\frac{\mu g}{m^2 s} \right] = V_d \left[\frac{m}{s} \right] \times C \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] \quad (3.1)$$

où V_d est la vitesse de déposition et C est la concentration des particules dans l'air. Dans l'équation 3.1 la masse des polluants est mesurée en microgrammes, la surface de déposition en mètres carrés et le temps en secondes. Si l'on suit Nowak (1994), la vitesse de déposition peut être considérée comme le taux auquel la surface « nettoie » un polluant de l'air. À titre d'exemple, une vitesse de déposition de 1.0 cm/s signifie que la surface enlève à la seconde les polluants d'une couche d'air d'une épaisseur d'un centimètre. Le graphique de la figure 3.7 montre la relation entre la vitesse de vent et la vitesse de déposition moyenne. Nous constatons que cette vitesse augmente avec un taux dépendant de la vitesse de vent jusqu'à une vitesse de 10 m s⁻¹, où elle atteint un plateau.

Nowak (1994) introduit des modèles existants afin de calculer la vitesse de déposition pour les polluants atmosphériques autres que les particules (voir par ex., UFORE Methods). Pour les particules, UFORE-D emploie une vitesse de base de 0.064 cm s⁻¹ pour un indice de surface foliaire (LAI) des arbres de 6 avec un taux de remise en suspension dans l'air de 50%. La vitesse de base est ajustée par la suite selon le LAI saisonnier (voir section 3.1.1). Pour les arbres à feuilles caduques pendant l'hiver, l'index de surface pour le tronc a été fixé à 1.7 (m² du tronc sur m² de surface du sol couverte par la couronne d'un arbre). La vitesse de déposition dépend des caractéristiques des surfaces ainsi que de la vitesse du vent.

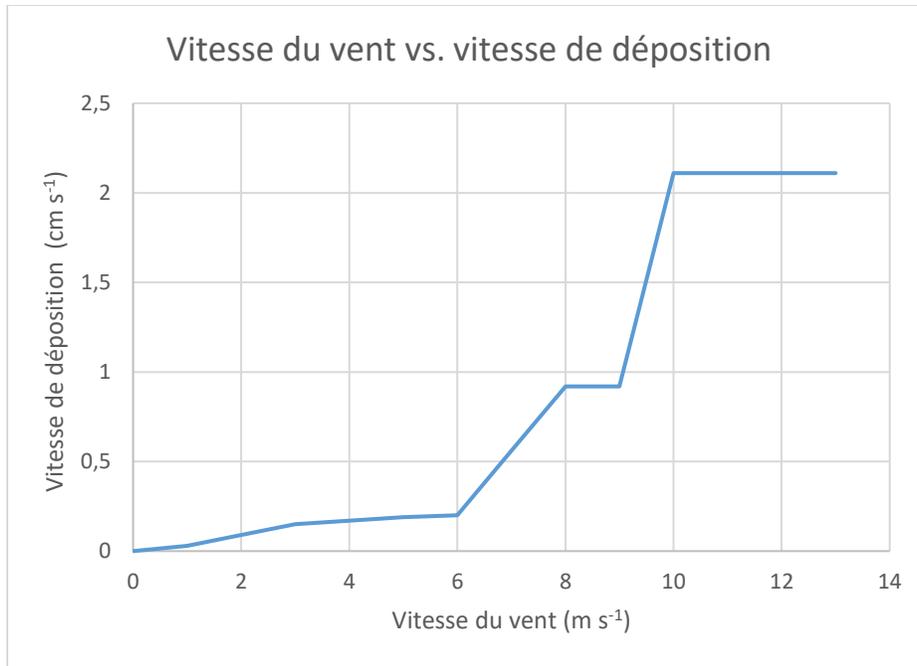


Figure 3.7 - Vitesse de déposition des particules en fonction de la vitesse du vent (Adapté de la table 3 de Nowak et al., 2013).

Cette formulation de base peut être utilisée afin de calculer les polluants éliminés par un arbre individuel (voir UFORE-D) ou d'une canopée d'arbres. En faisant appel au modèle UFORE-D, Manes *et al.* (2014) proposent une formule de calcul de la masse des PM₁₀ retenues par unité de surface pendant une année :

$$Q \left[\frac{\mu g}{m^2} \right] = \sum_{i=1}^{365} \left(3600 \times 24 \times V_d \left[\frac{m}{jour} \right]_i \right) \times C_i \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] \times LAI_i \left[\frac{m^2}{m^2} \right] \times 0.5 \quad (3.2)$$

où Q est la quantité totale annuelle de particules fines capturées, V_d est la moyenne journalière de la vitesse de déposition pour le jour i , C est la *moyenne journalière de concentration des particules* pour le jour i , LAI est l'indice de la surface foliaire des arbres variable selon la saison uniquement pour les arbres à feuilles caduques. Les constantes 3600 et 24 sont pour convertir la vitesse de déposition mesurée en m/s. en m/jour. Le facteur 0.5 tient compte de la remise en suspension d'une portion des particules, comme nous l'avons signalé plutôt. Il faut noter que les quantités retenues sont calculées sur une base horaire puisque les données météorologiques et les données sur les concentrations des

particules sont le plus souvent connues sur cette base temporelle. Après agrégation sur une base journalière le bilan est finalement dressé sur une base annuelle. Selon McDonald *et al.* (2016) ceci permet d'émettre l'hypothèse simplificatrice que les variations des quantités de particules retenues selon la direction des vents sont moyennées sur cette base annuelle. Manes *et al.* (2014) calculent par catégories d'arbres (sempervirente, décidue, conifère) la quantité annuelle retenue de PM₁₀ par unité de surface selon l'équation 3.2 et par la suite ils trouvent la masse totale d'aérosols retenus en se servant de la superficie couverte par chaque catégorie d'arbres.

3.2.1.1 Estimation des paramètres de base du modèle

3.2.1.1.1 Description de la surface foliaire de captation

Le paramètre introduit dans le modèle pour décrire la surface du feuillage disponible pour la captation des aérosols est l'indice de surface foliaire ou pour court LAI (de l'anglais *Leaf Area Index*). Le LAI est une quantité adimensionnelle, car c'est le rapport des deux surfaces : la surface des feuilles d'une canopée et la surface occupée par la canopée. Cette notion est bien illustrée par la figure 3.8. Sa définition formelle est la somme de la superficie du revers des feuilles par mètre carré de superficie au sol (Nowak *et al.*, 2013). Selon Asner *et al.* (2003) qui présentent une revue des publications sur le sujet depuis les années 1940, signalent que la majorité des auteurs utilisent cette définition. D'autres définitions sont aussi proposées afin de contourner les problèmes rencontrés dans la mesure du LAI lorsque nous étudions par exemple des conifères avec leurs aiguilles.

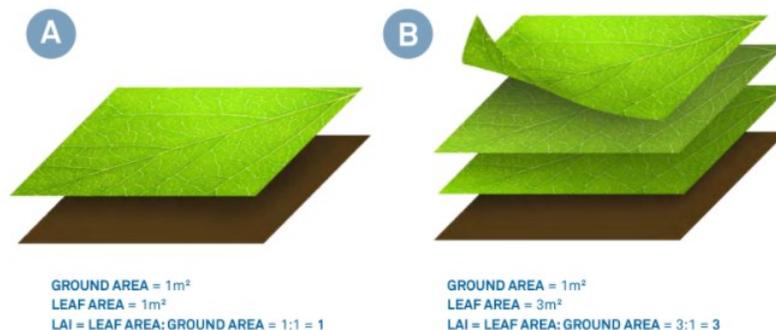


Figure 3.8 - Variation du LAI selon le nombre des feuilles (Cambel G.S., 2021).

Il existe une pléthore des méthodes et techniques pour mesurer le LAI qui peuvent être classées en deux catégories générales : les mesures directes et les mesures indirectes. Les mesures directes nécessitent la collecte des feuilles sur des plants vivants ou avec des trappes de feuilles après chute. Les mesures planimétriques ou gravimétriques (pesée) des feuilles collectées en laboratoire aident à évaluer le LAI (Jonkheere *et al.*, 2004). La méthode est précise, mais elle est fastidieuse et grande consommatrice de temps. De plus pour les canopées avec des arbres hauts elle peut être problématique. Les mesures indirectes sont beaucoup plus rapides et il y a diminution de charge de travail (Jonkheere *et al.*, 2004). Les mesures indirectes les plus populaires sont celles effectuées à l'aide de l'appareil LAI-2000 de la compagnie LICOR. La mesure est basée sur l'estimation de la quantité du rayonnement solaire incident à une canopée et du rayonnement solaire qui parvient jusqu'au sol. Comme nous le verrons dans Partie II, c'est cet appareil qui a été utilisé dans notre étude. Selon les résultats d'études rapportées par Jonckheere *et al.* (2004), le LAI estimé par des appareils comme le LAI-2000 est généralement inférieur de celui estimé par des méthodes directes et il y a saturation lorsque le LAI atteint la valeur 5. Une autre façon indirecte de procéder pour mesurer le LAI est par les données de télédétection. Les données multispectrales ou hyperspectrales et éventuellement des données LiDAR peuvent être utilisées. Cette façon de procéder nécessite cependant l'élaboration des modèles reliant les mesures de télédétection aux mesures du LAI.

3.2.1.1.2 Les paramètres climatiques

Deux paramètres climatiques sont importants, le vent et les précipitations. Comme mentionné, le vent est un paramètre clé pour déterminer la vitesse de déposition ainsi que le taux de la remise en suspension des particules. Les précipitations quant à elles définissent le taux d'élimination des particules déjà déposées sur les feuilles d'arbres vers le sol. Les stations météorologiques présentes dans le site à l'étude permettent de connaître ces paramètres.

Concernant la vitesse de déposition et la remise en suspension des particules, le modèle UFORE emploie une valeur de référence de 0.064 cm s^{-1} pour un indice de surface foliaire (LAI) des arbres de 6 avec un taux de remise en suspension dans l'air de 50%. La vitesse

de base est ajustée par la suite selon le LAI saisonnier. Les variations de la vitesse de vent sur une base journalière sont ainsi ignorées.

Pour ce qui est des précipitations, UFORE calcule un bilan uniquement pour la déposition sèche. Ainsi lors des périodes de pluie la vitesse de déposition est considérée nulle.

3.2.1.1.3 La concentration des aérosols

Les stations de mesure de la qualité de l'air implantées dans les milieux urbains peuvent fournir de données le plus souvent sur une base horaire. Deux questions pertinentes sont posées dans McDonald *et al* (2016). La première est l'évaluation des concentrations des particules localement à partir des mesures à des stations fixes de qualité de l'air et la deuxième concerne l'étalonnage des paramètres de base dans le modèle UFORE à partir des données sur la concentration des PM₁₀ au lieu de PM_{2.5}.

Dans le cas de la première question, la seule réponse, faute d'autres méthodes d'estimations locales des concentrations des particules, est le bon choix d'une méthode d'interpolation spatiale. Par exemple le krigeage. Jerrett *et al.* (2005) présentent une revue des méthodes d'interpolation en liaison avec les études de pollution atmosphérique.

Pour la deuxième question, McDonald et al. (2016) mentionnent plusieurs études concernant les différences dans la vitesse de déposition des PM₁₀ et des PM_{2.5}. La majorité de ces études démontrent que les arbres ont la même efficacité de retenir les PM₁₀ et les PM_{2.5}. Quand nous faisons un bilan, il est logique que nous trouvions une plus grande masse retenue des PM₁₀ puisque leur masse est plus grande que celle des PM_{2.5}.

3.2.2 Le modèle alternatif

Le modèle alternatif introduit l'idée de l'épaisseur d'une canopée pour quantifier la concentration des particules après le passage du flux d'air par cette canopée. Ainsi, la diminution observée de la concentration des particules après son passage par la canopée d'arbres peut être décrite par une fonction exponentielle de l'épaisseur de cette canopée (McDonald *et al.*, 2016) :

$$C_x = C_0 e^{-kx} \quad (3.3)$$

où C_x et C_0 sont les concentrations de particules ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à distance horizontale x (en mètres) du bord de la canopée, et k est le coefficient d'atténuation variable selon l'essence d'arbres. Les études avec ce modèle sont peu nombreuses. McDonald *et al.* (2016) en citent quelques-unes. Selon ces études, les coefficients d'atténuation varient de 0.019 pour les peuplements forestiers urbains mixtes à 0.035 pour les grands chênes denses et des cèdres.

Ce modèle n'a pas été utilisé dans notre recherche surtout à cause de la logistique et du temps exigés pour les mesures in situ pour son étalonnage dans le cas de nos sites à l'étude à Montréal (Partie II).

PARTIE II : MÉTHODES, DONNÉES ET TRAITEMENTS

Cette partie du mémoire est dédiée à la présentation de notre démarche méthodologique, des données de base utilisées pour notre recherche ainsi que leurs traitements. La partie comprend deux chapitres. Le chapitre 4 décrit la démarche méthodologique de notre recherche tandis que le chapitre 5 présente les traitements nécessaires pour préparer les intrants au modèle de captation et de lessivage des particules fines.

4. Approche méthodologique

La figure 4.1 montre sous forme d'organigramme les étapes de notre approche méthodologique. Une fois les sites à l'étude choisis, les grands parcs de la Ville de Montréal, nous avons procédé à l'estimation des intrants du modèle de captation des particules fines ainsi que de leur lessivage par les précipitations. Les résultats de l'application du modèle sont finalement validés. Ces différentes étapes sont présentées brièvement dans les paragraphes qui suivent.

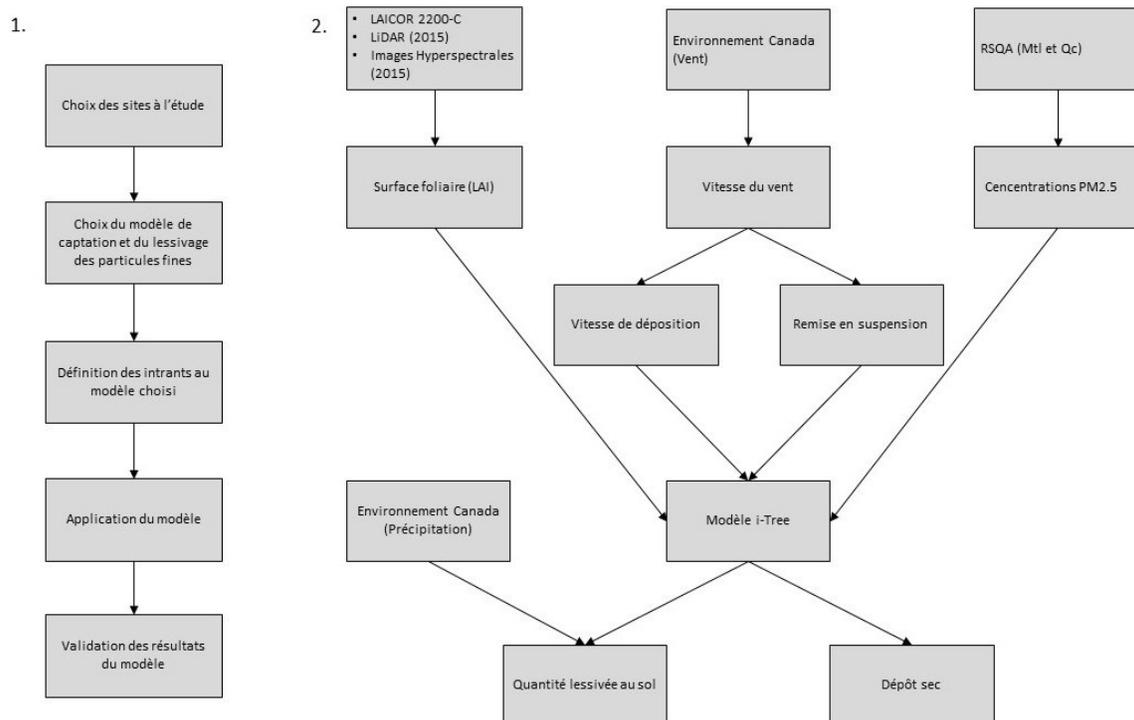


Figure 4.1 - Approche méthodologique (1) et modèle détaillé (2). Les intrants au modèle sont caractérisés à une échelle quotidienne à partir des données gouvernementales (Environnement Canada, RSQA et la Ville de Montréal) et par des mesures de terrain (LAICOR 2200-C). Nous pouvons ainsi évaluer les quantités d'aérosol qui se déposent sur la canopée et qui sont lessivées au sol lors des événements de précipitation à partir du modèle calibré à l'échelle locale.

4.1 Sites à l'étude

Les sites à l'étude sont les quatorze grands parcs sur l'île de Montréal durant l'année 2017 (l'Île Bonfoin a changé de statut par la suite et le parc du Troisième-Sommet a changé de nom pour Tiohtià:ke Otsira'kéhne). Ils ne se définissent comme grands parcs pas à cause de leur taille, mais en fonction de leur gestion qui est directement sous la juridiction de la ville de Montréal. Ils se concentrent essentiellement dans le centre et l'est de l'île de Montréal et ils possèdent de multiples profils. En effet, ils ont une utilisation qui peut varier, une proportion de végétation arborée variable et des environnements immédiats hétéroclites. La figure 4.2 montre leurs emplacements ainsi que leur classe en fonction du pourcentage de leur surface occupée par la canopée d'arbres. Le tableau 4.1 présente en détail leurs caractéristiques. Leur taille moyenne est de 0.65 km². Les parcs Jean-Drapeau, du Mont-Royal et du complexe environnemental de St-Michel sont les seuls ayant une superficie supérieure à 1 km². Pour ce qui est de la portion de leur surface occupée par les canopées d'arbres, elle est fort variable. Elle est en moyenne de 38.0% avec un écart type de 21.5%.

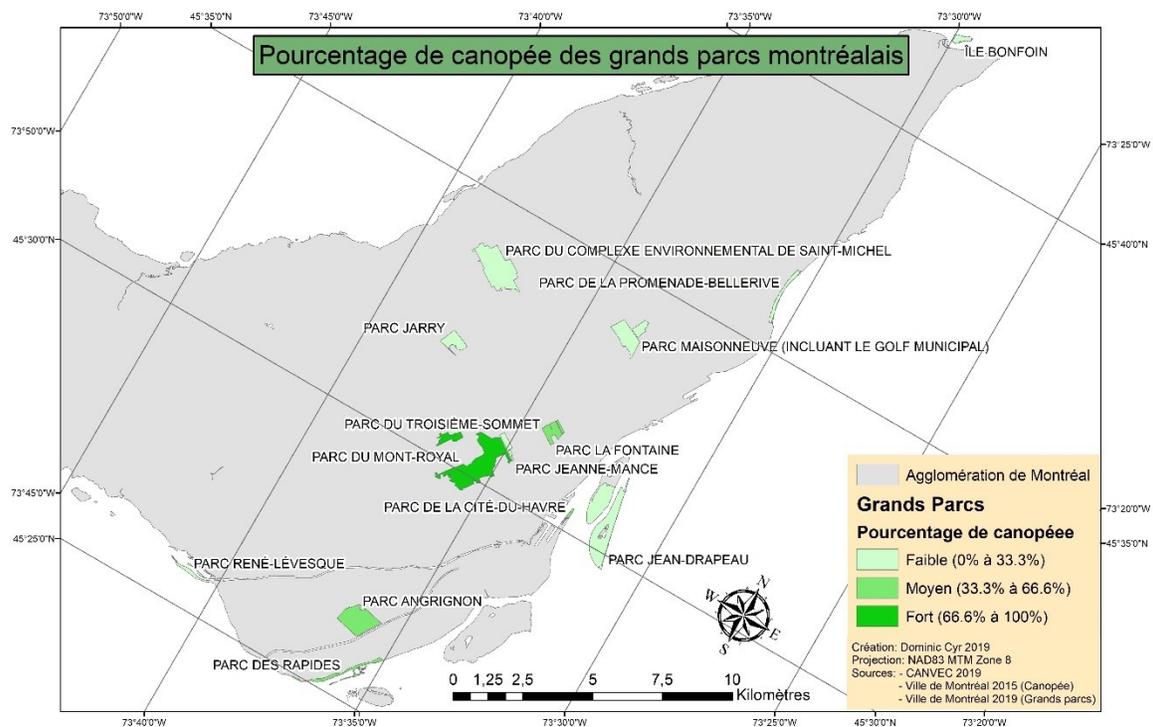


Figure 4.2 - Emplacement et pourcentage de canopée des grands parcs montréalais.

Tableau 4.1 - Caractéristiques des grands parcs montréalais (Ville de Montréal, 2017).

Nom du grand parc	Superficie (m ²)	Proportion de canopée (%)
Parc des rapides	301843.8786	35.5
Parc René-Lévesque	132552.0171	23
Parc Jarry	351293.96	16.1
Parc du complexe environnemental de Saint-Michel	1529168.999	7.3
Parc Angrignon	964961.5471	66.6
Parc La Fontaine	342913.8085	64.9
Parc Maisonneuve (incluant le golf municipal)	802533.8753	28.5
Parc Jean-Drapeau	1963022.194	29.9
Parc de la Promenade-Bellerive	231555.4333	20.5
Parc Jeanne-Mance	143446.1591	26
Île Bonfoin	126675.795	5
Parc du Mont-Royal	1900297.668	80.2
Parc du Troisième-Sommet (Tiohtià:ke Otsira'kéhne)	227119.796	90.9
Parc de la Cité-du-Havre	42467.27133	36.9

Un inventaire important des arbres dans les espaces publics sur le territoire montréalais a été effectué en 2015. Les résultats de cet inventaire montrent que la végétation des grands parcs n'est pas aussi diversifiée que celle de l'agglomération de Montréal. En effet, 195 espèces différentes d'arbres ont été identifiées sur un total de 16 814 arbres répertoriés. Il faut noter que les zones boisées denses comme le Parc du Mont-Royal ou le parc Angrignon n'ont pas été inventoriées. En revanche, dans les espaces publics de l'île de Montréal, 598 espèces différentes d'arbres ont été identifiées sur un total de 16 814 arbres répertoriés. Le tableau 4.2 montre les cinq espèces dominantes dans les deux divisions, leur nombre absolu et leur proportion sur le total d'arbres inventoriés. Comme nous pouvons le constater, des espèces feuillues dominent dans les espaces publics en général tandis que dans les grands parcs les conifères sont aussi dominants. Deux des espèces feuillues se trouvent dans les deux divisions : l'érable argenté et l'érable de Norvège. Malgré ces différences, nous pouvons nous attendre à ce que les résultats de nos analyses puissent se généraliser à l'ensemble de la canopée urbaine de Montréal.

Tableau 4.2 - Populations identifiées des cinq espèces d'arbres dominantes sur l'île de Montréal et dans les grands parcs en 2015. Bien que trois des essences principales soient les mêmes, leurs proportions dans la forêt urbaine varient d'un environnement à l'autre (Ville de Montréal, 2019).

Espèces (Montréal)	Population (Montréal)	Espèces (Grands parcs)	Population (Grands parcs)
Érable de Norvège	35 096 (11%)	Érable argenté	2 020 (12%)
Érable argenté	33 634 (11%)	Épinette du Colorado	1 459 (9%)
Frêne de Pennsylvanie	27 813 (9%)	Frêne de Pennsylvanie	1 453 (9%)
Tilleul à petites feuilles	16 381 (5%)	Peuplier deltoïde	1 073 (6%)
Févier Skyline	8 862 (3%)	Érable de Norvège	654 (4%)

4.2 Choix du modèle de captation et de lessivage des particules fines

Comme mentionné au chapitre 3, les modèles proposés afin d'évaluer la quantité des particules fines déposées sur le feuillage des arbres ne sont pas nombreux. Celui de Nowak et de ses collaborateurs inclus dans le logiciel i-Tree est le plus couramment employé et celui qui est utilisé dans notre recherche (appelé désormais modèle i-Tree). Pour rappel, l'équation de base de ce modèle (Équ. 3.2) est la suivante :

$$Q \left[\frac{\mu g}{m^2} \right] = \sum_{i=1}^{365} \left(3600 \times 24 \times V_d \left[\frac{m}{jour} \right] \right)_i \times C_i \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] \times LAI_i \left[\frac{m^2}{m^2} \right] \times 0.5 \quad (4.1)$$

où Q est la quantité totale annuelle de particules fines capturées, V_d est la moyenne journalière de la vitesse de déposition pour le jour i , C est la moyenne journalière de concentration des particules pour le jour i , LAI est l'indice de la surface foliaire des arbres, variable selon la saison uniquement pour les arbres à feuilles caduques. Le facteur 0.5 tient compte de la remise en suspension d'une portion des particules.

La quantité des particules fines éliminées par l'ensemble de la canopée d'arbres d'un grand parc peut donc s'écrire en première approximation (Manes et al., 2014) :

$$Total PM_{2.5} = Q \times A \quad (4.2)$$

où A est la superficie de la canopée.

Le modèle a été développé initialement pour les PM_{10} . Entre PM_{10} et $PM_{2.5}$ la différence essentielle serait la vitesse de déposition. Selon McDonald et al. (2016), les quelques études sur cette question n'ont pas abouti à des résultats concluants. Dans notre cas, nous supposons que la formulation du modèle i-Tree peut s'appliquer pour les $PM_{2.5}$.

Concernant le lessivage des particules déposées, nous considérons que toutes les particules cumulées sur les feuillages jusqu'au jour de pluie sont lessivées, le compteur se met à zéro et repart aussitôt que la pluie cesse.

4.3 Acquisition des données sur les intrants dans le modèle de captation

Quatre types d'intrants sont nécessaires pour l'application des équations 4.1 et 4.2 par grand parc : a) le LAI et la superficie occupée par la canopée d'arbres ; b) les vents pour le calcul de la vitesse de déposition; c) les hauteurs des précipitations pour le lessivage et d) les concentrations dans l'air ambiant des particules fines. L'acquisition de ces données est expliquée brièvement par la suite. Plus de détails sur les traitements pour préparer tous ces intrants sont donnés au chapitre 5.

4.3.1 Données sur le LAI et la surface de la canopée

Les informations de base sur le LAI ont été obtenues par des mesures in situ avec l'instrument LAI-2200C *Plant Canopy Analyzer* de la compagnie LI-COR. Deux autres approches ont été testées en se servant comme variable de substitution (proxy) du LAI les réflectances des arbres estimées à partir d'images hyperspectrales ou les hauteurs des arbres évaluées par des données LiDAR. Images hyperspectrales et données LiDAR sont accessibles via le portail de la Ville de Montréal. Concernant la superficie occupée par les arbres, nous nous sommes servis de la couche vectorielle décrivant le périmètre des canopées en 2016 disponible également par le portail de la Ville de Montréal. Finalement, des images multispectrales du satellite SENTINEL-2 (accès libre par le site « Earth Explorer » du USGS) ont servi pour isoler les conifères des feuillues à des fins d'ajustement du LAI selon la saison.

4.3.2 Données sur les paramètres météorologiques

Les archives des quatre stations météorologiques d'Environnement Canada sur l'île de Montréal (tableau 4.3) nous ont fourni pour l'année 2017 : a) les données horaires sur une base quotidienne sur la vitesse du vent ainsi que b) la hauteur de précipitation liquide et équivalent sur une base quotidienne. Plus des détails sur la détermination des jours de pluie ainsi que la méthode d'estimation de la vitesse du vent par grand parc sont présentés au prochain chapitre.

Tableau 4.3 - Localisation des stations météorologiques d'Environnement Canada dans la région métropolitaine de Montréal (Environnement Canada, 2020).

Station	Latitude (deg.)	Longitude (deg.)
Ste-Anne de Bellevue	45.427222	-73.929167
Montréal/Pierre Elliott Trudeau	45.467778	-73.741667
McTavish	45.504722	-73.579167
Montréal/St-Hubert	45.5175	-73.416944

4.3.3 Données sur les concentrations des microparticules

Pour connaître les concentrations des particules fines, nous nous sommes basés sur les mesures de quatorze stations fixes du Réseau de Surveillance de la Qualité de l'Air (RSQA). Onze de ces stations se trouvent sur l'île de Montréal et trois stations en banlieue rapprochée (tableau 4.4 et figure 4.3). Ces données sont accessibles à travers le RSQA au niveau municipal et provincial. Les mesures sont prises à l'aide de deux appareils : le SHARP 5030 pour les stations sur l'île de Montréal et TEOM-FDMS pour celles en banlieue. Le SHARP 5030 utilise une technologie optique permettant les mesures toutes les minutes, qui seront ensuite agrégées en heure, tandis que le TEOM-FDMS utilise la technologie d'atténuation bêta qui ne peut générer que des données à l'heure, limitant ainsi la précision des données dans le temps (MDDELCC, 2018).

Pour déterminer les concentrations de particules fines à l'emplacement des grands parcs, nous avons procédé par interpolation spatiale entre les valeurs de concentration mesurées aux différentes stations du RSQA pour la même période temporelle. Comme il est mentionné au tableau 4.4 et la figure 4.3, les données des 9 stations ont servi pour les interpolations spatiales et les données des 5 stations ont servi à la validation des résultats des interpolateurs. Les traitements avec les interpolateurs spatiaux sont présentés dans le prochain chapitre.

Nous avons aussi testé l'application d'un modèle empirique d'estimation des concentrations mettant en relation la distance d'un parc des autoroutes, dont la circulation automobile est une importante source d'émission d'aérosols à Montréal.

Tableau 4.4 - Stations environnementales du RSQA utilisé dans cette recherche.

Station	Latitude	Longitude	Utilisation
Caserne 17	45.593325 N	73.637328 O	Modélisation
Rivière-des-Prairies	45.651722 N	73.573896 O	Modélisation
Aéroport de Montréal	45.468297 N	73.741185 O	Modélisation
Saint-Joseph	45.542767 N	73.572039 O	Modélisation
Ste-Anne-de-Bellevue	45.426509 N	73.928944 O	Modélisation
St-Dominique	45.512194 N	73.566709 O	Modélisation
Longueuil	45.521502 N	73.487262 O	Modélisation
Brossard	45.448678 N	73.480744 O	Modélisation
Laval	45.547487 N	73.748305 O	Modélisation
St-Jean-Baptiste	45.641026 N	73.49682 O	Validation
Chénier	45.60176 N	73.541992 O	Validation
Échangeur Decarie	45.502648 N	73.663913 O	Validation
Hochelaga-Maisonneuve	45.539928 N	73.540388 O	Validation
York/Roberval	45.464498 N	73.582665 O	Validation

Stations du RSQA selon le rôle

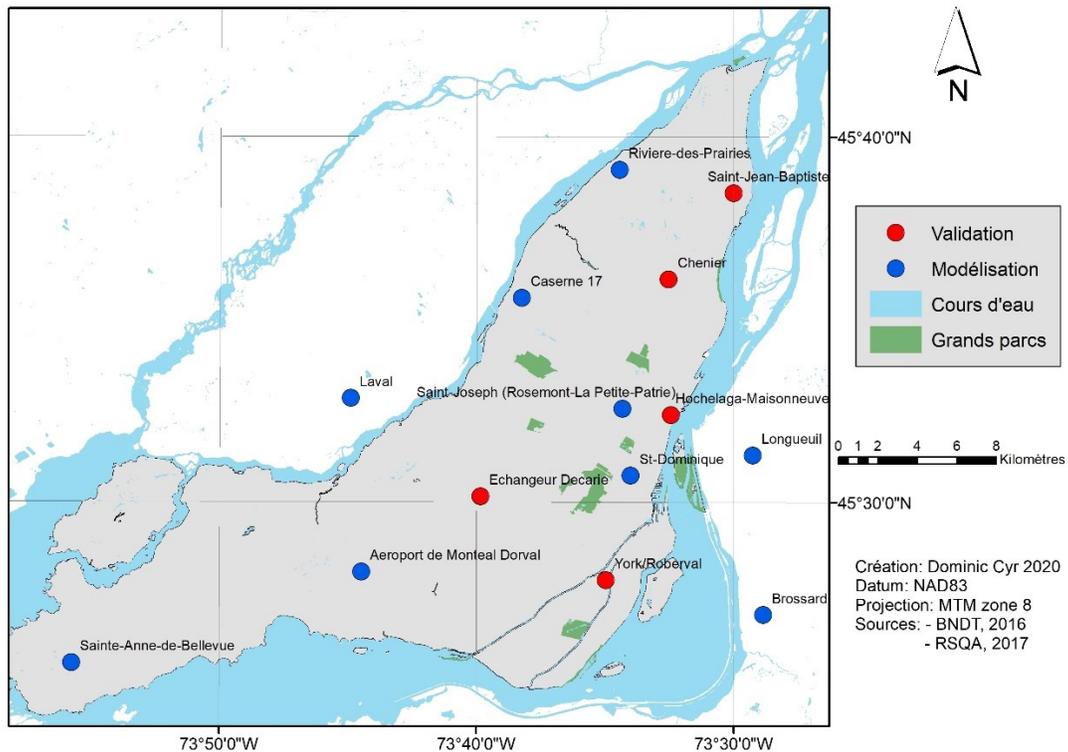


Figure 4.3 - Positionnement des stations de mesure du Réseau de Surveillance de la Qualité de l'air dans la région métropolitaine de Montréal.

4.4 Application du modèle de captation et validation

Une fois les intrants fixés, le modèle de captation et de lessivage des particules a été appliqué parc par parc. Pour faciliter les analyses, toutes les données vectorielles sur les arbres ont été converties en données matricielles selon un pixel de 5 m x 5 m. Par exemple, dans le cas des analyses de régression pour établir un lien entre les réflectances des arbres extraites des images hyperspectrales et la mesure in situ du LAI d'un arbre (section 4.3.1) : a) la position du tronc d'un arbre dont le LAI est évalué in situ connue par des mesures GPS ne correspond pas tout à fait à la position du tronc du même arbre sur l'image hyperspectrale, car lors de l'orthorectification de l'image, les objets élevés (bâtiments, arbres, etc.) ont été ignorés; b) les réflectances calculées par arbre par la moyenne dans une fenêtre de 5 m x 5 m sont selon nous plus représentatives du comportement de la signature spectrale d'un arbre. Par ailleurs, cette résolution est un bon compromis pour représenter les données provenant de l'analyse des images de Sentinel-2 (10 m de résolution d'origine). Comme nous le verrons dans le chapitre suivant, une autre résolution a été choisie pour les cartes matricielles des concentrations des particules estimées par interpolation (100 m x 100 m).

En ce qui a trait à la validation, deux approches ont été suivies : a) comparaison des résultats de notre recherche avec des résultats obtenus par d'autres recherches avec des essences d'arbres similaires aux nôtres; b) mesures in situ des concentrations des particules de chaque côté d'une structure végétale et comparaison avec les résultats du modèle de captation. Les détails sur ces approches de validation sont présentés dans la partie III de notre mémoire.

5. Préparation des intrants au modèle i-Tree

5.1 Différentiation des types d'arbres

Comme mentionné au chapitre 4, la différenciation des arbres par parc en feuillus et conifères est nécessaire afin d'ajuster les valeurs de LAI selon la saison. Comme nous le verrons plus loin, cette différenciation a servi aussi à d'autres analyses.

Les images satellites de Sentinel-2 (résolution de 10 m) acquises le 17 mars 2017 ont été utilisées pour localiser les arbres conifères. Pour couvrir l'ensemble de la zone d'étude, nous avons téléchargé une séquence de deux images. Les images n'ont aucun couvert nuageux et sont orthorectifiées, facilitant ainsi la construction d'une mosaïque unique sur

laquelle travailler. Ces images, prises en hiver, ont pour principal avantage de mettre en évidence la végétation sempervirente. La mosaïque a été créée avec l’outil du même nom du logiciel PCI Geomatica. Des tests avec des classificateurs dirigés et non dirigés n’ont pas abouti à des résultats probants. Les ombres dues à la position du soleil relativement bas à l’horizon, l’hétérogénéité des peuplements en milieu urbain et l’étendue relativement petite par rapport à la résolution spatiale de l’image peuvent expliquer ces résultats. Nous avons ainsi décidé de nous concentrer au seuillage du NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Étant un rapport des bandes de proche infrarouge (0.784-0.900 μm) et de rouge (0.650-0.680 μm), il peut réduire tout au moins l’impact des ombrages.

Pour établir le seuil optimal du NDVI qui permet de localiser les conifères, nous avons utilisé la base de données d’identification des arbres de la ville de Montréal. Nous avons transféré l’image du NDVI dans le logiciel ArcGIS et nous avons utilisé la fonction *Extract value to point* qui nous a permis d’associer une valeur de NDVI à chaque arbre. Par la suite, nous avons pu faire des analyses statistiques exploratoires afin de caractériser les valeurs de NDVI pour les arbres des grands parcs montréalais. Ces caractéristiques sont décrites dans le tableau 5.1 et la figure 5.1.

Tableau 5.1 - Statistiques descriptives des valeurs de NDVI hivernal selon le type de feuillage. Ces dernières nous permettent d’observer qu’il y a une plus grande présence de feuillus que de conifère dans les grands parcs montréalais, ainsi que des valeurs généralement plus élevées pour les conifères.

Type d’arbre	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart-type	Médiane	Nombre d’échantillons
Décidu	-0.11	0.27	0.03	0.03	0.03	13598
Sempervirent	-0.04	0.37	0.10	0.07	0.10	3414

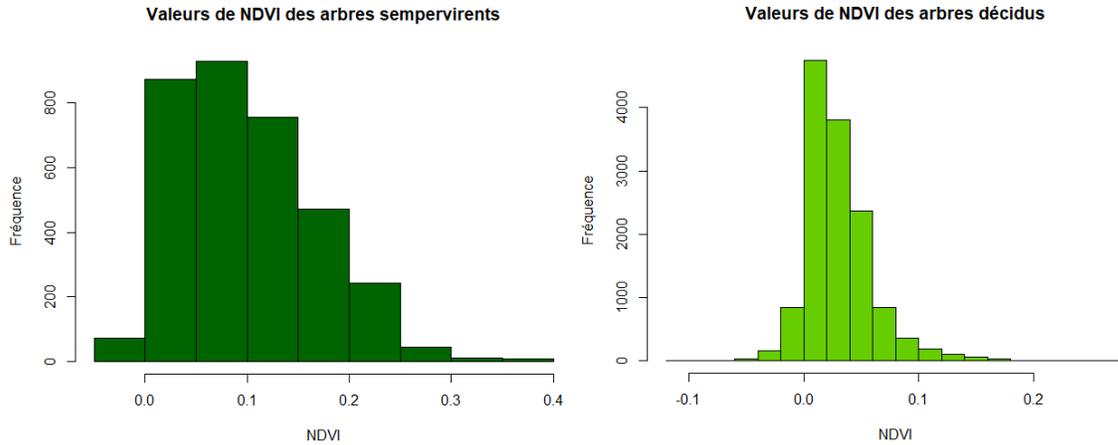


Figure 5.1 - Histogramme des valeurs de NDVI selon le type de canopée hivernale. L'hétérogénéité de la forêt urbaine génère des valeurs de NDVI inférieures à 0.10 pour 50% des conifères identifiés, alors que seuls 3% des arbres décidus ont une valeur supérieure ou égale à 0.10.

Nous pouvons constater qu'il y a chevauchement des valeurs de NDVI entre conifères et feuillus. Ce chevauchement s'explique en grande partie par la résolution d'origine de 10 m de l'image Sentinel-2. Dans ce contexte, il est inévitable qu'une partie des arbres ait un classement erroné, peu importe le seuil choisi. Des exemples des résultats avec de différents seuils de NDVI sont montrés dans la figure 5.2. Les différents seuils créent des résultats aux superficies fort variées des conifères. Ainsi, un faible NDVI tend à surestimer les conifères alors qu'une valeur élevée tend à les sous-estimer.

En comptabilisant les omissions et les commissions (logiciel R) pour les conifères, nous avons établi qu'un seuil empirique de 0.09 est le plus approprié. Comme nous pouvons le constater avec un tel seuil, il y a un faible pourcentage de feuillus (environ 3%) qui est identifié comme des conifères tandis que plus des 60% des conifères sont identifiés comme tels.

Parc Maisonneuve et niveau de NDVI

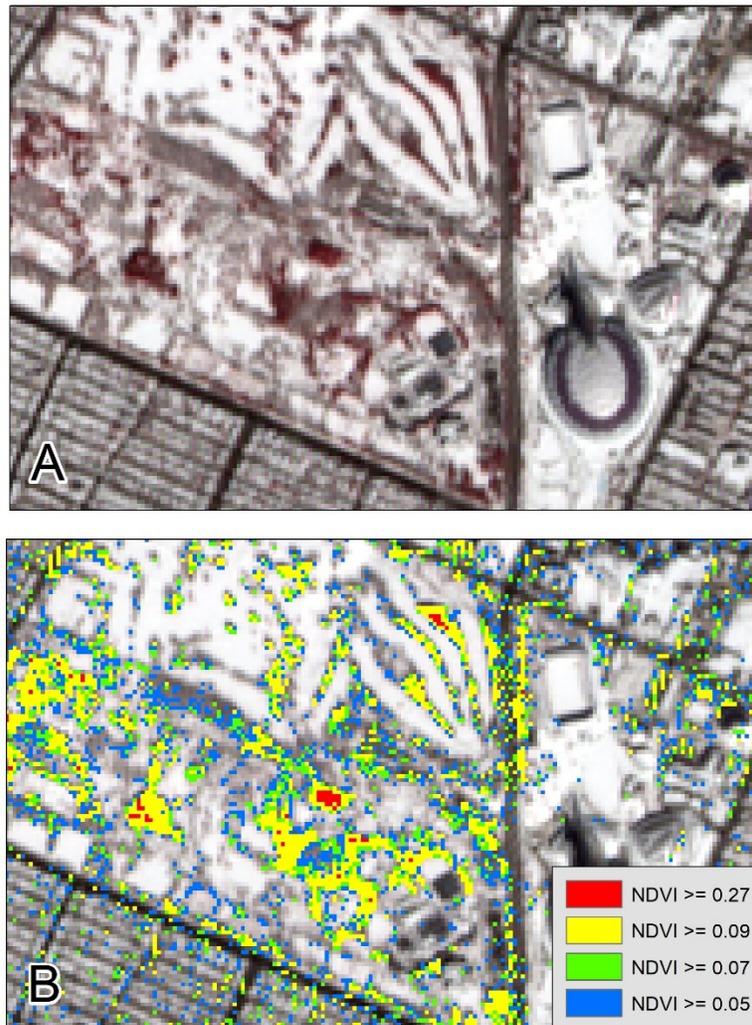


Figure 5.2 - Représentation des seuils possibles de NDVI pour identifier les classes végétales. On peut voir dans l'image A le parc Maisonneuve en fausse couleur standard (PIR, Red et Green) où les conifères sont visibles en rouge foncé par la forte réflectance dans le proche infrarouge et la faible réflectance dans les autres bandes du spectre. Les feuillus apparaissent avec des tonalités de gris. Dans l'image B, nous avons le même site avec 4 filtres différents correspondant aux 4 seuils possibles de NDVI. Un seuil de végétation homogène identifie peu de zones où des conifères se retrouvent, alors qu'un seuil faible de 0.05 surestime les conifères.

5.2 Données in situ sur le LAI

Comme mentionné au chapitre 4, les estimations du LAI des différentes essences d'arbres proviennent des mesures in situ avec l'appareil LAI-2200C *Plant Canopy Analyzer* de la compagnie LI-COR. Cette méthode, bien qu'elle soit moins précise que la mesure manuelle de la surface des feuilles de l'arbre (voir section 3.2.1.1), est rapide tout en offrant des

résultats valables. En effet, White *et al.* (2019) ont évalué l'erreur moyenne quadratique (EMQ) à 16% en comparant les valeurs de LAI-2200C avec la méthode manuelle.

Pour des questions logistiques, notre campagne de mesures s'est limitée au parc Maisonneuve. C'est un parc qui couvre une grande superficie, il est facilement accessible et possède une grande variété d'arbres. L'échantillonnage a eu lieu au mois d'août 2019 lorsque les conditions météorologiques le permettaient (tableau 5.2). En effet, le LAI-2200C compare la lumière au-dessus et en dessous de la canopée et inclut la correction pour la lumière diffuse. Pour que cette méthode fonctionne, il faut que la prise de données soit faite simultanément des deux côtés de la canopée ou que les conditions soient semblables. Les échantillonnages ont été menés lorsqu'il y avait un ciel dégagé pour conserver une luminosité identique entre chaque prise de données. Bien que le LAI-2200C est plus efficace en lumière diffuse totale, la rareté d'un ciel nuageux uniforme a fait en sorte que le ciel dégagé est favorisé. En effet, la différence de LAI estimé lors d'un couvert nuageux uniforme et un ciel dégagé est minime (Pearse *et al.*, 2016). De plus, la fin de l'avant-midi au début d'après-midi a été favorisée afin de réduire la quantité de lumière directe du soleil se rendant au capteur lors des prises de données sous la canopée. L'échantillonnage a été effectué à la fin de l'été, car les mesures peuvent fluctuer pendant la période de floraison des angiospermes.

Tableau 5.2 - Périodes d'échantillonnage de la surface foliaire à l'aide du LAI-2200C de LI-COR dans le parc Maisonneuve durant l'été 2019.

Date d'échantillonnage	Heure du début	Heure de fin	Nombre d'arbres échantillonnés
20/08/2019	12 :28 :13	13:54:27	40
05/09/2019	10 :41 :30	13:47:48	96
10/09/2019	11 :17 :51	12:39:04	41

Pour étalonner l'instrument, quatre échantillons furent pris au-dessus de la canopée dans l'ordre suivant : capteur au soleil sans diffuseur, capteur au soleil avec diffuseur, capteur à l'ombre avec diffuseur et capteur à l'ombre sans diffuseur. Cette méthode a servi par la suite à mesurer le niveau de lumière diffusée par l'atmosphère. Ensuite, nous nous sommes placés en dessous de l'arbre avec le capteur optique. Ce dernier possédait une ouverture de 25% (90°) que nous disposions à l'opposé de l'écorce pour capter la lumière issue de la canopée et non pas de l'écorce. Pour chaque arbre, quatre valeurs étaient ainsi enregistrées

dans l'ordre nord, sud, est et ouest afin de caractériser le feuillage sur 360°. Une fois l'échantillonnage complété, des corrections ont été apportées pour la lumière diffuse à l'aide du programme FV2200 fourni par LI-COR. Ce programme permet d'exporter les données en format KML (*Google Earth*). Les données ont été finalement exportées en format *Shapefile* (ArcGIS) et reprojctées en NAD83 (MTM8).

Les mesures de LAI ont été regroupées selon le type d'arbre échantillonné en décidus et conifères. Une batterie de tests statistiques a été alors appliquée pour conclure sur la possibilité d'utiliser une moyenne des mesures de l'ensemble d'arbres échantillonnés. Dans un premier temps un test de Shapiro-Wilk sur les deux ensembles a montré que la distribution des valeurs de LAI pour les deux groupes d'arbres suit la distribution normale (figure 5.3 et Tableau 5.3). Un prétest f a montré que statistiquement les variances des deux groupes s'équivalent (p-value de 0.411). Sous ces deux conditions, normalité et équivalence des variances, un test t de Student à deux échantillons indépendants a été effectué pour vérifier l'équivalence des moyennes des deux groupes. Ce test a effectivement indiqué l'équivalence statistique des deux moyennes (p-value de 0.2441). Fort de ce résultat nous avons décidé d'utiliser la valeur moyenne de l'ensemble des mesures du LAI (figure 5.3) pour caractériser la surface foliaire de l'ensemble d'arbres des grands parcs pendant l'été. La moyenne était de 3.77. Pour la saison hivernale seulement les conifères prennent cette valeur tandis que pour les décidus le LAI est considéré zéro.

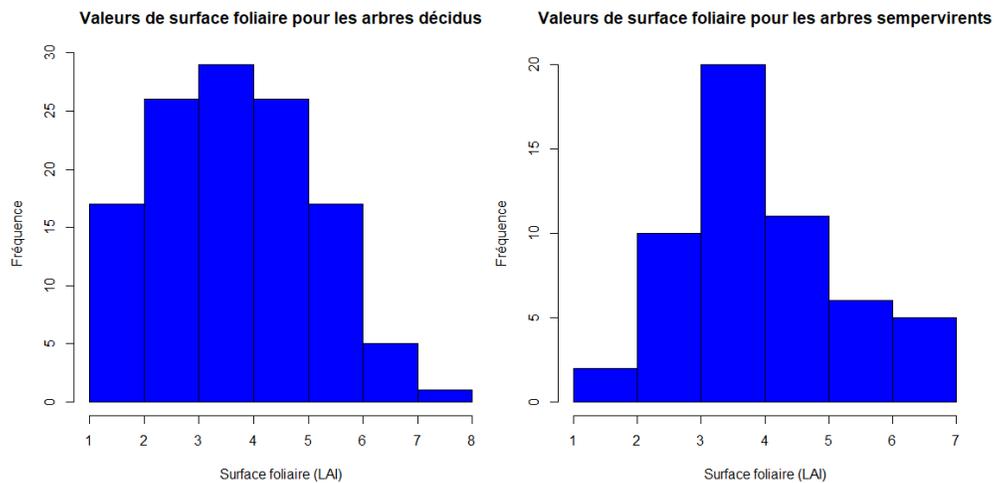


Figure 5.3 - Distribution des valeurs du LAI mesuré in situ pour les arbres décidus et conifères.

Tableau 5.3 - Résultats du test de Shapiro-Wilk sur la normalité des distributions des valeurs du LAI.

Type d'arbres	p-value (0.05)
Décidu	0.06393
Sempervirent (conifère)	0.09914

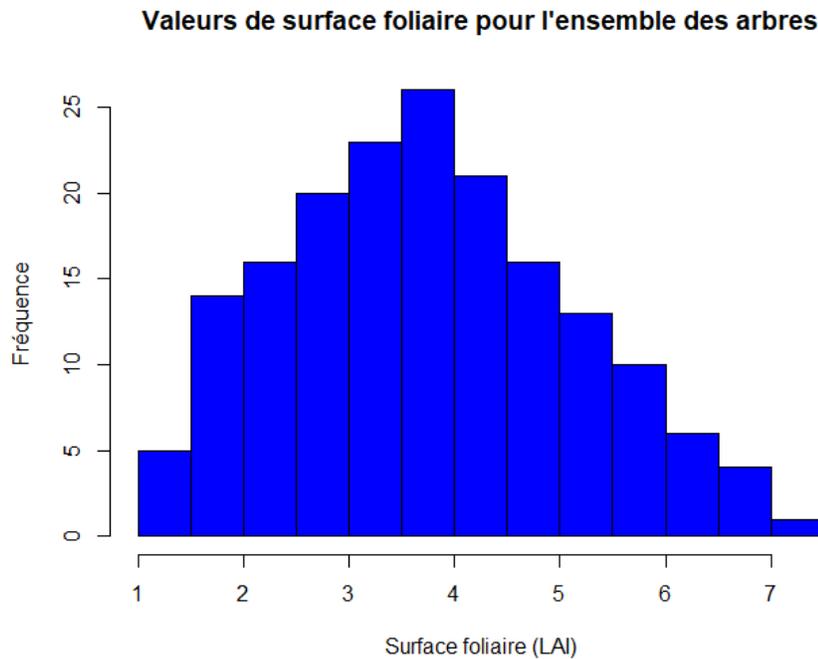


Figure 5.4 - Distribution de l'ensemble des mesures in situ du LAI.

Il faut noter ici que les mesures du LAI ont servi comme référence pour évaluer la possibilité d'inférer le LAI par les réflectances spectrales extraites des images hyperspectrales aéroportées de haute résolution spatiale ainsi que des mesures des hauteurs d'arbres calculées d'après de relevés LiDAR aéroportés. Les résultats de ces expériences sont décrits dans la section qui suit.

5.3 Essais d'estimation du LAI par d'autres méthodes

5.3.1 Réflectances spectrales

Une autre méthode indirecte pour estimer le LAI est basée sur l'imagerie de télédétection (réflectances spectrales, indices de végétation). Dans notre cas, nous nous sommes servis d'images hyperspectrales aéroportées disponibles à la ville de Montréal. Ces images ont été acquises avec le capteur CASI-1500 en 2016 par la compagnie ITRES. Les images ont été orthorectifiées par ITRES, découpées en tuiles de 2500 x 2500 pixels avec des valeurs

numériques en unités de luminance et une résolution spatiale de 1 m. Les images incluent 96 bandes spectrales qui couvrent l'intervalle spectral de 368 nm à 1044 nm (largeur effective des bandes spectrales environ 3.6 nm). Le tableau 5.4 montre la longueur d'onde centrale par bande spectrale. Les images ont été par la suite corrigées pour les effets atmosphériques et converties en réflectances au sol à l'aide d'un programme informatique développé expressément pour ce type d'imagerie au laboratoire de télédétection du département de géographie (François Cavayas, communication personnelle). Les paramètres atmosphériques (transmittances, rayonnement diffusé par les molécules des gaz et des aérosols) sont estimés à l'aide du code atmosphérique 6S (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) de Vermote et al. (1997). Pour ces simulations, le programme fait appel aussi à des données provenant des stations météorologiques. Les paramètres atmosphériques calculés par le code 6S sont d'une précision considérée adéquate pour les images satellitaires et aéroportées (Vermote et al., 1997).

Tableau 5.4 - Longueur d'onde centrale des 96 bandes spectrales du capteur CASI-1500.

Numéro de bande spectrale	Longueur d'onde	Numéro de bande spectrale	Longueur d'onde	Numéro de bande spectrale	Longueur d'onde
1	367.776nm	33	595.903nm	65	823.659nm
2	374.914nm	34	603.025nm	66	830.775nm
3	382.051nm	35	610.145nm	67	837.890nm
4	389.188nm	36	617.266nm	68	845.005nm
5	396.324nm	37	624.386nm	69	852.120nm
6	403.460nm	38	631.506nm	70	859.236nm
7	410.594nm	39	638.625nm	71	866.351nm
8	417.728nm	40	645.745nm	72	873.466nm
9	424.862nm	41	652.863nm	73	880.582nm
10	431.995nm	42	659.982nm	74	887.697nm
11	439.127nm	43	667.100nm	75	894.813nm
12	446.259nm	44	674.219nm	76	901.929nm
13	453.390nm	45	681.336nm	77	909.044nm
14	460.520nm	46	688.454nm	78	916.160nm
15	467.650nm	47	695.572nm	79	923.276nm
16	474.779nm	48	702.689nm	80	930.393nm
17	481.908nm	49	709.806nm	81	937.509nm
18	489.036nm	50	716.923nm	82	944.625nm
19	496.164nm	51	724.039nm	83	951.742nm
20	503.291nm	52	731.156nm	84	958.859nm
21	510.418nm	53	738.272nm	85	965.976nm
22	517.544nm	54	745.388nm	86	973.093nm
23	524.670nm	55	752.504nm	87	980.210nm
24	531.795nm	56	759.620nm	88	987.328nm
25	538.920nm	57	766.736nm	89	994.446nm
26	546.045nm	58	773.852nm	90	1001.564nm
27	553.169nm	59	780.967nm	91	1008.682nm
28	560.292nm	60	788.083nm	92	1015.801nm
29	567.415nm	61	795.198nm	93	1022.920nm
30	574.538nm	62	802.314nm	94	1030.039nm
31	581.660nm	63	809.429nm	95	1037.158nm
32	588.782nm	64	816.544nm	96	1044.278nm

Pour développer le modèle d'estimation du LAI, nous nous sommes limitées au parc Maisonneuve où nous avons pris nos mesures du LAI. Pour créer une image de l'ensemble du parc Maisonneuve, nous avons utilisé les tuiles : CASI_2016_08_24_092825.h15v3, CASI_2016_08_24_092825.h15v4, CASI_2016_08_24_092825.h16v3 et CASI_2016_08_24_092825.h16v4.

Ces tuiles ont été mosaïquées à l'aide du logiciel PCI Geomatica. La mosaïque a été rééchantillonnée de 1 m à 5 m qui est, comme mentionné, la dimension du pixel des images que nous utilisons dans cette recherche. La méthode de rééchantillonnage utilisé est le plus proche voisin, car nous voulons réduire les effets d'ombrage et de réflexion spéculaire qui pourraient venir fausser les données tout en limitant l'importance de la pelouse dans les zones limitrophes de la canopée. Pour nos analyses, nous nous sommes limités aux bandes 12 à 78 (de 446 nm à 916 nm) et 87 à 96 (de 980 à 1044). En effet, nous avons constaté que (a) les bandes de 1 à 11 (de 364 à 439 nm) n'étaient possiblement pas très bien étalonnées par ITRES, car les réflectances de la végétation étaient presque zéro et même négatives et b) les bandes 79 à 86 (de 923 à 973 nm) où il y a une bande d'absorption importante par la vapeur d'eau, le code surestime les transmittances gazeuses et ainsi les réflectances au sol de la végétation dépassent l'unité.

Par arbre échantillonné sur le terrain son LAI ainsi que les réflectances correspondantes dans les bandes spectrales retenues de la mosaïque des images hyperspectrales ont été soumis à une analyse de régression (logiciel R). Le but de cette opération était, comme mentionné, d'établir une relation entre le LAI mesuré in situ et les réflectances des arbres. Une telle relation permettrait de calculer le LAI dans les autres grands parcs sans avoir recours à des mesures avec l'instrument LAI-2200.

Pour ce faire, nous avons dans un premier temps appliqué un test de normalité pour établir si les valeurs de réflectance et de LAI suivaient une distribution normale. Parmi les 77 bandes spectrales utilisées, 42 ne respectent pas la loi normale et 35 la suivent. En effet, les bandes 12 à 53 ont des distributions multimodales ou en forme de χ^2 alors que les bandes à plus grande longueur d'onde ont des distributions en cloche inversée.

Puisque les bandes 12 à 42 ne suivent pas la loi normale, un test de corrélation de Spearman est utilisé, alors que les autres ont subi un test de corrélation de Pearson. Parmi les 77

bandes analysées, 48 sont significativement corrélées aux valeurs de surface foliaire avec une marge d'erreur de 5%. Nous avons alors vérifié s'il existe une tendance significativement différente de 0 avec un test de régression linéaire avec les bandes 12 à 28, 30 à 32, 64, 37 et 52 à 77.

Les tests de régression linéaire multivariée (logiciel R) avec l'ensemble des bandes spectrales retenues ont montré que seulement deux bandes ont une relation linéaire statistiquement significative avec un alpha de 0.05 : les bandes 57 et 75. Cependant, comme le montre la figure 5.4 il y a une grande variabilité des données de réflectances empêchant de définir une relation claire entre réflectances et LAI.

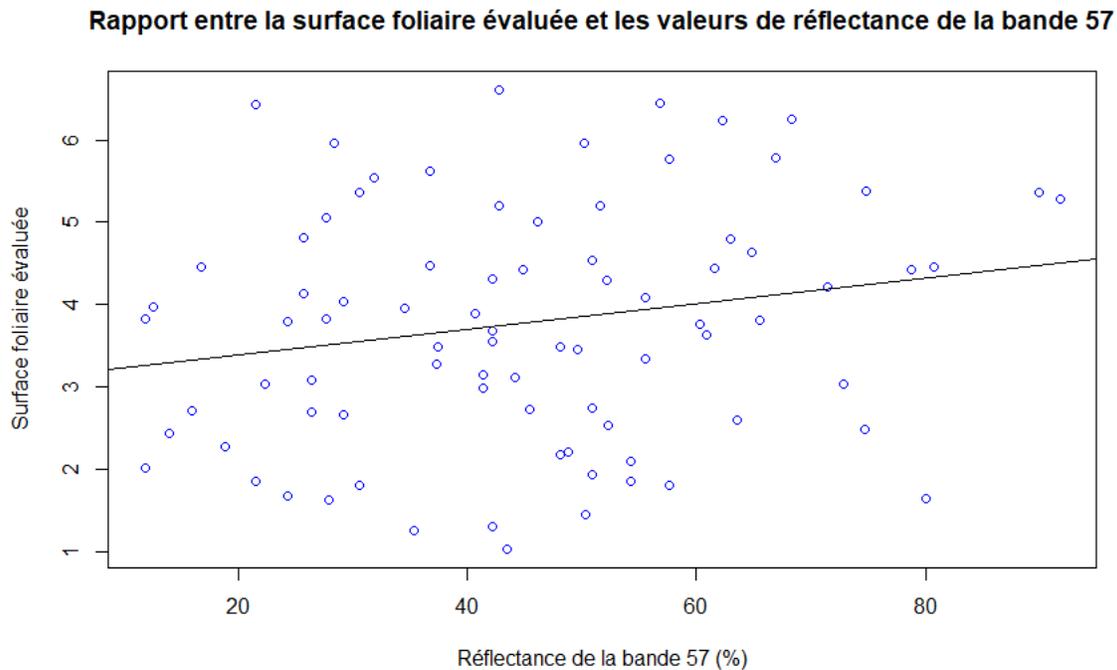


Figure 5.5 - Relation entre le LAI et la réflectance dans la bande 57 (766.736nm). Comme illustré, le nuage de points est disparate et aucune relation n'est facilement identifiable; la ligne de régression linéaire est tracée à titre indicatif.

5.3.2 Hauteurs des arbres

Les données LiDAR utilisées dans cette étude ont été acquises en 2015. Elles sont à une résolution de 1 m avec une précision planimétrique et altimétrique de 20 cm. Les données sont référencées au datum NAD83 (SCRS) et sont projetées en MTM zone 8 (Ville de Montréal, 2016). Les couches couvrant le parc Maisonneuve (299-5046, 299-5047, 300-

5046 et 300-5047) ont été transférées dans ArcGIS pour les fusionner en un seul nuage de point. Par la suite, à l'aide de l'outil « LAS Dataset to Raster », nous avons créé un modèle numérique de terrain (MNT) et un modèle numérique de surface (MNS) à une résolution de 5 m, par respectivement les derniers retours et les premiers retours LiDAR. La soustraction des deux modèles permet de connaître la hauteur des objets, dont les arbres. Cette méthode fonctionne pour la végétation, car une partie importante de sa structure est constituée d'un feuillage qui reflète partiellement les rayons laser et dont une autre partie peut le traverser et atteindre le sol. Dans notre contexte, cette méthode est la plus efficace pour évaluer la hauteur des arbres à grande échelle (Andersen *et al.*, 2006). La figure 5.5 permet de visualiser la hauteur des arbres du parc Maisonneuve ainsi que la localisation des arbres utilisés pour les analyses statistiques subséquentes.

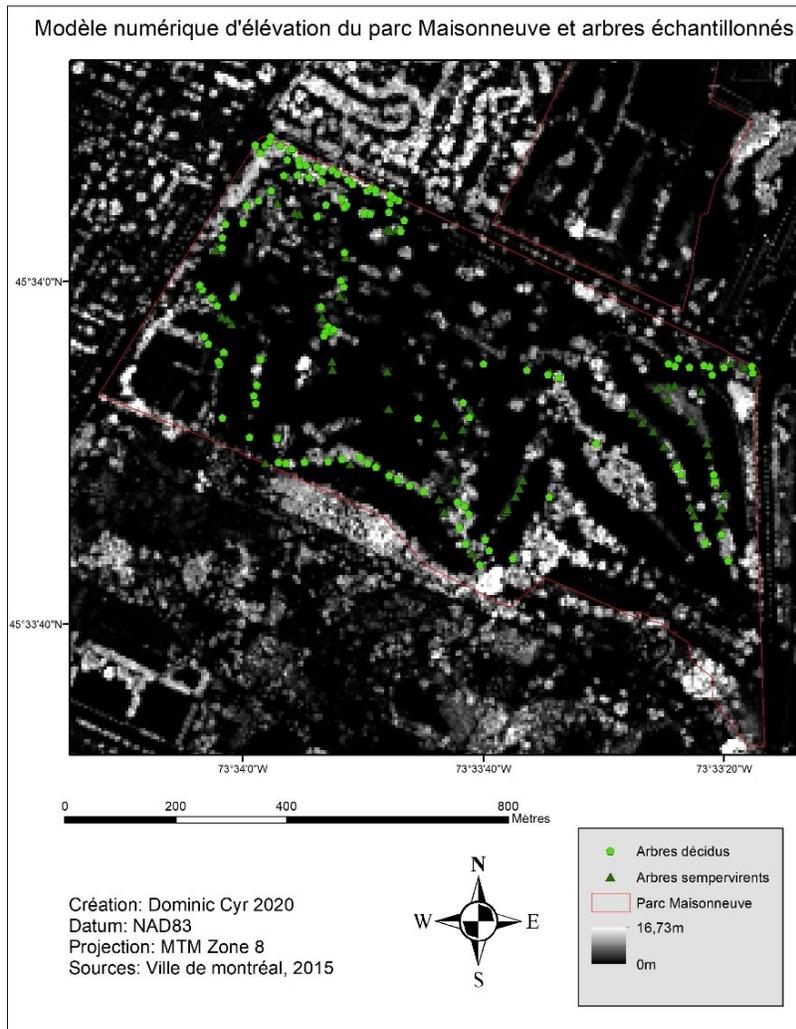


Figure 5.6 - Hauteur des objets élevés, dont les arbres, dans le parc Maisonneuve et les environs.

Dans certaines recherches, l'altitude des arbres fut utilisée comme facteur pour évaluer la surface foliaire dans le contexte d'une espèce végétale. Dans le cadre de cette recherche, nous avons voulu vérifier s'il y avait un lien entre l'altitude de ces derniers selon les trois divisions végétales suivantes : l'ensemble des arbres, les arbres décidus et les arbres sempervirents.

Tout d'abord, nous avons vérifié si les variables suivaient des distributions normales. Le test avec l'ensemble des arbres a montré que les valeurs d'altitude et de LAI respectent la distribution normale. Lorsque nous avons vérifié les distributions de valeur de LAI et d'altitude avec les deux sous-ensembles d'arbre, la loi normale était respectée dans l'ensemble de ces données. Selon les résultats de ces tests, nous avons procédé à des tests de corrélation de Pearson pour l'ensemble des arbres, pour les arbres décidus et sempervirents. Dans l'ensemble des tests, aucune corrélation statistiquement significative n'a pu être établie avec un alpha de 5% (Tableau 5.5). La figure 5.6 montre qu'effectivement les valeurs de hauteur des arbres présentent une forte variabilité qui empêche de définir une relation claire avec le LAI.

Tableau 5.5 - Résultats des tests de corrélation entre hauteur d'arbres et LAI.

Végétation	p.value	Résultat
Totalité	0.06584	Aucune corrélation
Sempervirent	0.1841	Aucune corrélation
Décidue	0.3378	Aucune corrélation

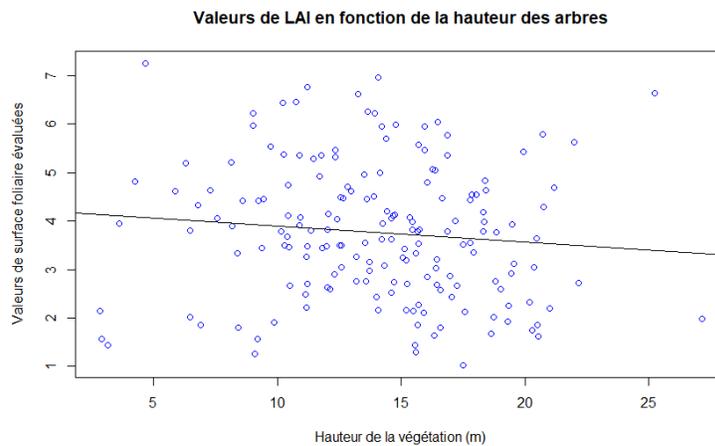


Figure 5.7 - Relation entre le LAI et la hauteur des arbres. Comme illustré, le nuage de points est disparate et aucune relation n'est facilement identifiable; la ligne de régression linéaire est tracée à titre indicatif.

5.4 Conditions météorologiques

5.4.1 Force du vent

Lors de cette recherche, nous avons déterminé que la vitesse du vent par parc sera estimée en fonction des 4 stations d'Environnement Canada selon la méthode des polygones de Voronoï. Avant de procéder à l'application de cette méthode, nous avons procédé aux traitements de données par station météorologique.

5.4.1.1 Traitements des données sur la vitesse du vent

Puisque nous travaillons à une échelle temporelle quotidienne, nous avons utilisé la moyenne journalière des données par station. Les données contiennent des valeurs manquantes sporadiques et de courtes durées (quelques heures). La fonction d'interpolation *Spline* afin de remplacer les valeurs manquantes dans la série horaire et obtenir ainsi des moyennes quotidiennes plus proche de la réalité.

5.4.1.2 Vitesses du vent par grand parc et vitesse de déposition

La figure 5.7 montre les limites des zones dont les points se trouvent à une distance euclidienne minimale par rapport à une station météorologique quelconque (polygones de Voronoï). Alors, selon leur localisation à une zone quelconque, les grands parcs se verront alors attribuer les vitesses de vent calculées à la station qui définit cette zone. Ce choix méthodologique s'explique par le fait qu'il n'y a pas de modèle précis caractérisant la force du vent selon les reliefs dans la métropole (anthropogéniques ou naturels). Il y aura nécessairement une perte en précision, mais cette méthode reste la plus simple pour chiffrer le phénomène.

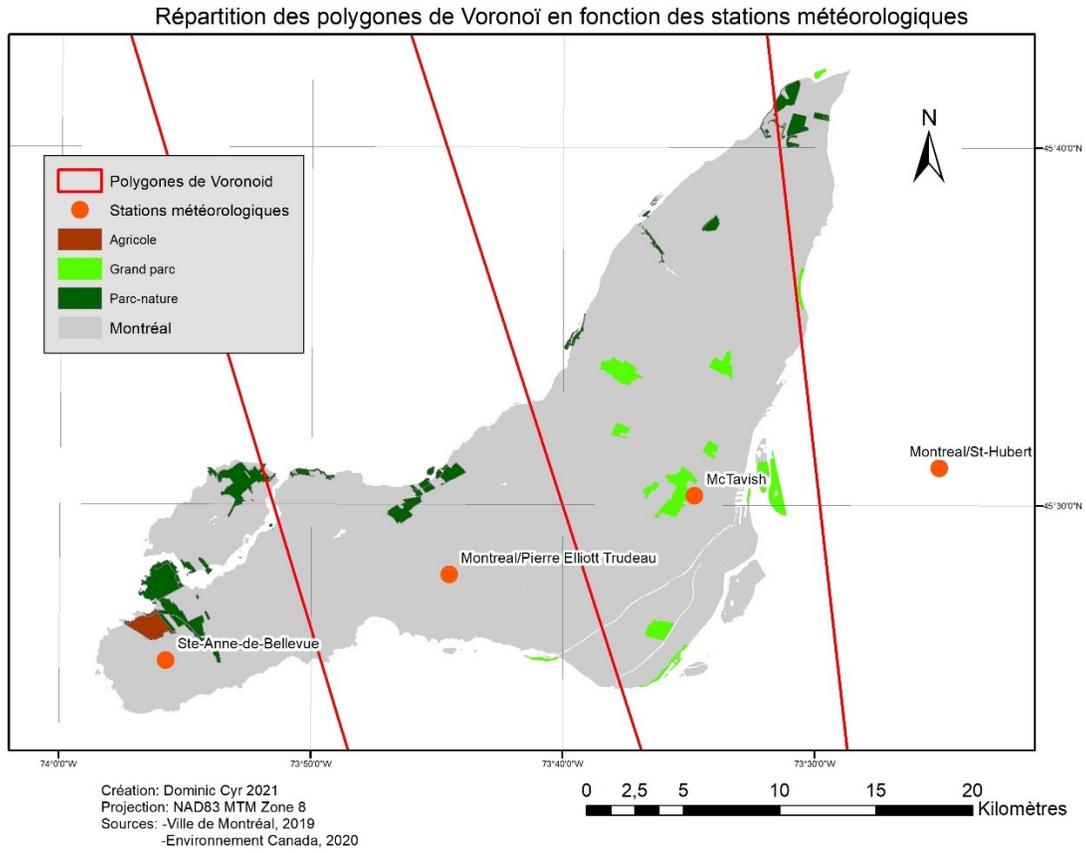


Figure 5.8 - Polygones de Voronoï calculé par ArcGIS.

À l'aide des limites des polygones de Voronoï, les données par station ainsi que la fonction *polygone to raster* d'ArcGIS, nous avons créé 365 images avec les valeurs moyennes de la vitesse des vents calculées par station. Une fois les données matricielles de vitesse du vent générées, les valeurs de vent ont été converties en valeur de vitesse de déposition (V_d) et en pourcentage de remise selon le tableau 5.6.

Tableau 5.6 - Vitesse de déposition et la remise en suspension selon la vitesse du vent. Ces éléments sont indispensables pour déterminer la quantité captée de particules fines par la végétation arborée des grands parcs montréalais (Hirabayashi et al., 2012).

Vitesse du vent (m/s)	Vitesse de déposition moyenne (V_d) (cm/s)	Remise en suspension (%)
0	0	0.0
1	0.03	1.5
2	0.09	3.0
3	0.15	4.5
4	0.17	6.0
5	0.19	7.5
6	0.20	9.0
7	0.56	10.0
8	0.92	11.0
9	0.92	12.0
10	2.11	13.0
11	2.11	16.0
12	2.11	20.0
13	2.11	23.0

5.4.1 Précipitations

Comme mentionné, un autre facteur météorologique doit être pris en compte: les précipitations. En effet, puisque les particules fines sont transportées au sol par l'écoulement de l'eau sur les surfaces, il faut connaître les jours ayant subi des précipitations pour remettre à zéro la masse de particules qui adhèrent au feuillage et pour connaître la quantité lessivée au sol. Pour ce faire, nous avons utilisé les données des mêmes stations que pour la force du vent. La condition posée est qu'il doit y avoir un minimum 1 mm de précipitation journalière pour l'ensemble du territoire, excluant les données manquantes et la station de St-Hubert. Nous avons procédé ainsi afin d'éviter qu'une pluie isolée vienne fausser les données. Pour qu'une précipitation soit prise en considération, elle doit se produire sur l'ensemble de l'île et que ce soit présent dans les registres d'Environnement Canada. Les jours répondant aux critères imposés quant aux précipitations sont indiqués au tableau 5.7. Pour être utilisés à une échelle temporelle, ces jours seront convertis en valeur numérique selon leur ordre dans l'année (de 1 à 365).

Tableau 5.7 - Jours de l'année avec des précipitations sur l'île de Montréal au courant de l'année 2017. Il y a eu au moins 7 jours de précipitation par mois à l'exception des mois d'été (Environnement Canada, 2020).

Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
1	37	60	91	121	153	182	216	246	277	305	339
3	38	66	94	125	156	188	217	247	280	306	344
4	39	67	95	126	157	189	224	250	281	307	346
10	41	73	96	127	166	191	227	270	282	309	350
11	42	74	97	134	171	195	230		288	310	352
12	47	83	101	142	173	205	234		297	313	353
18	56	84	105	145	174	206			299	320	357
24		86	106	149	180				302	323	359
25		87	107	150	181					326	
26		90	109	151						329	
27			110							330	
			115							334	
			120								

5.5 Concentrations des particules fines

Comme mentionné, pour déterminer les concentrations de particules fines à l'emplacement des grands parcs nous avons procédé par interpolation spatiale entre les valeurs de concentration mesurées aux différentes stations du RSQA pour la même période de temps. Nous avons aussi testé l'application d'un modèle empirique d'estimation des concentrations mettant en relation la distance d'un parc des autoroutes dont la circulation automobile est une importante source d'émission d'aérosols à Montréal. Avant d'appliquer ces méthodes, les données par station ont été agrégées sur une base journalière.

5.5.1 Traitement de données par station

Les moyennes journalières par station pour l'année 2017 furent calculées si les mesures n'étaient pas manquantes de 7h à 10h ainsi que de 16h à 19h. Ce choix est justifié puisque la principale source de particules fines à Montréal est l'automobile, donc il faut prendre en compte les heures de pointe qui auront un effet plus marqué sur la moyenne journalière. Cette méthode prend en compte la formation tardive de certaines particules qui vont s'agglutiner dans le temps pour former des particules plus grosses. Les données agrégées ont été utilisées pour créer des fichiers (*Shapefiles*) par station utilisables dans ArcGIS.

5.5.2 Méthodes d'interpolation spatiale

Comme montré à la figure 4.3 et le tableau 4.4, 9 stations de mesure de la qualité de l'air ont servi pour les interpolations et 5 pour vérifier l'erreur moyenne quadratique (EMQ) de

chaque interpolateur. Plusieurs interpolateurs disponibles avec le progiciel ArcGIS ont été appliqués afin de choisir celui qui donne une erreur moyenne quadratique (EMQ) minimale selon les tests de validation avec les cinq stations. Les interpolateurs incluaient la distance inverse pondérée ainsi que le Krigeage ordinaire avec cinq modèles différents d'ajustement au semi-variogramme : circulaire, exponentiel, linéaire, sphérique et gaussien. Les images créées par interpolation avaient une résolution de 100 m X 100 m. Cette résolution est un bon compromis entre le faible nombre de stations RSQA disponibles et le volume d'images générées pour toute l'année 2017.

Un exemple représentatif des cartes créées pour le même jour avec tous ces interpolateurs est montré par la figure 5.8. Nous pouvons constater que les cartes obtenues montrent une spatialité des concentrations fort variable. En effet, dans cinq cas sur six, les valeurs minimales et maximales sont semblables, sauf dans le cas du krigeage ordinaire exponentiel qui se reflète par une valeur unique attribuée à l'ensemble du territoire. Au niveau de la répartition des valeurs dans l'espace, la distance inverse pondérée (IDW) et les krigeages ordinaires, sphériques, linéaires et circulaires évaluent mieux les fluctuations locales. En effet, le chauffage au bois est l'une des principales sources de matière particulaire en hiver et ce phénomène est représenté par des concentrations supérieures à Laval ou dans l'arrondissement de Rivière-des-Prairies dans le nord de l'île de Montréal.

Interpolations des concentrations d'aérosol le 1er janvier 2017

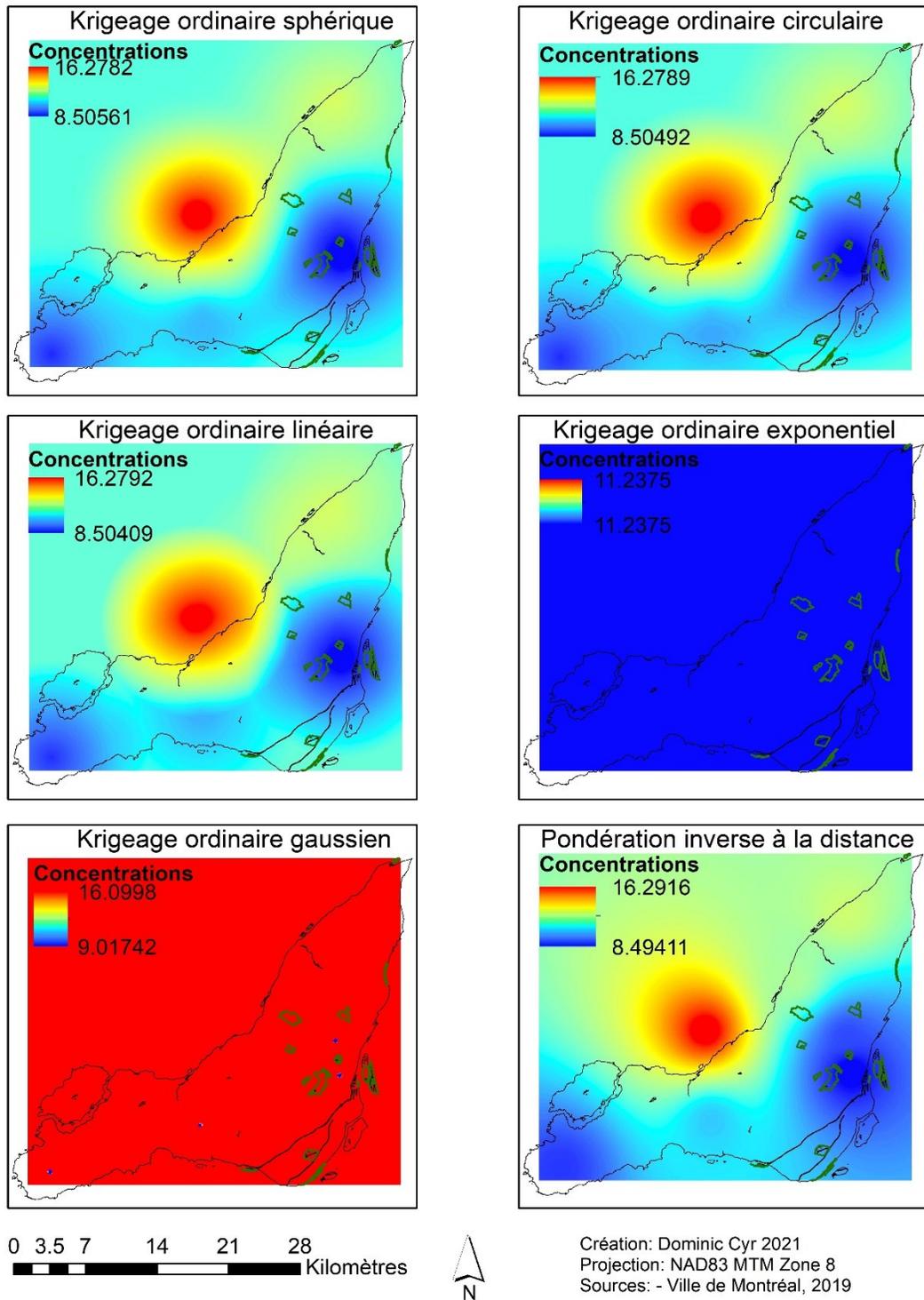


Figure 5.9 - Cartes des concentrations de particules fines établies par différents interpolateurs spatiaux pour 1^{er} janvier 2017. Les grands parcs sont représentés en vert.

Le tableau 5.8 montre les EMQ par interpolateur sur la base de 40 jours de mesures par les stations. Nous constatons que les résultats des différents interpolateurs sont similaires et que le krigeage simple avec un semi-variogramme gaussien présente l'EMQ le plus faible. Ce dernier est constitué d'une valeur unique élevée sur l'ensemble du territoire à l'exception des valeurs faibles qui sont observables à forte proximité des stations d'observation. Cette quasi-uniformité dans les valeurs de concentration tant à confirmer l'affirmation de Smargiassi et al. (2005) selon laquelle il y a une faible variabilité dans les concentrations de particules fines sur le territoire montréalais. Les interpolations avec cette méthode ont été retenues comme intrants aux modèles de captation.

Tableau 5.8 - EMQ des différents interpolateurs (voir texte).

Méthode d'interpolation	Erreur moyenne quadratique (EMQ)
Inverse Weighted Distance	1,65674805
Krigeage simple (Circulaire)	1,66265103
Krigeage simple (exponentiel)	1,65364583
Krigeage simple (gaussien)	1,62471798
Krigeage simple (linéaire)	1,68290025
Krigeage simple (sphérique)	1,6690445

5.5.3 Estimation selon la distance aux autoroutes

Le principal agent de transport des particules fines est le vent et l'émetteur le plus important sur l'île de Montréal est l'automobile. Nous avons voulu vérifier s'il était possible d'établir un modèle d'estimation des concentrations de particules selon la distance de leur principale source d'émission, les autoroutes.

Pour développer notre modèle, nous avons procédé dans un premier temps à une analyse des distances (euclidiennes) entre chaque station de RSQA et les autoroutes dont les vecteurs ont été introduits dans ArcGIS. La distance minimale a été retenue comme intrant pour le développement du modèle. La figure 5.9 montre l'histogramme des distances calculées pour l'ensemble des 14 stations. Comme nous pouvons le constater, presque 50% des stations (6 sur 14) se trouvent à une distance moins d'un 1 km de l'autoroute. Compte tenu du petit nombre des stations et de la forme de l'histogramme des distances, nous avons

décidé d'utiliser un test de corrélation non paramétrique. Nous avons opté pour le test de corrélation de Spearman, car les données possèdent des ex aequo.

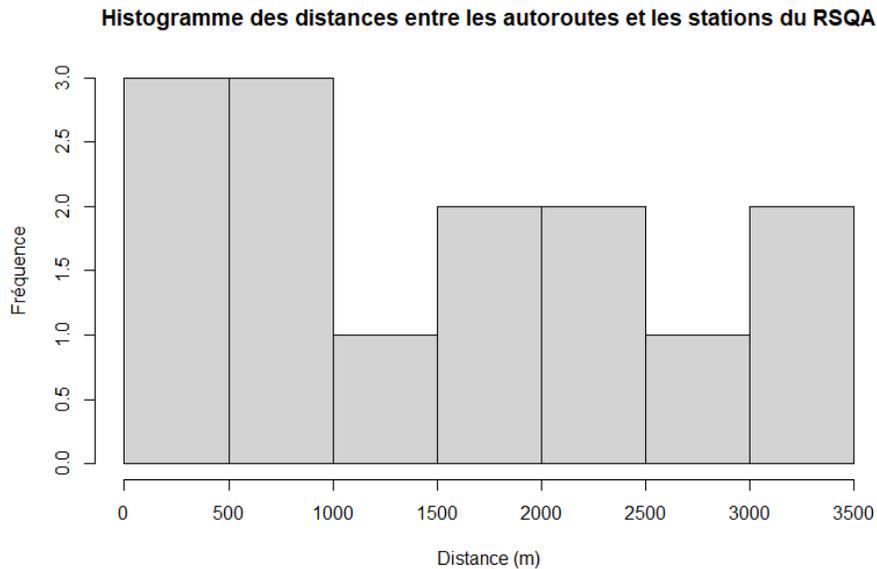


Figure 5.10 - Histogramme des distances entre les autoroutes et les stations du RSQA.

Les tests de corrélation de Spearman n'ont pas montré une tendance claire. Sur un total de 365 observations, il n'y avait que 22 journées dans l'année 2017 où les valeurs de concentration ont un lien significatif (alpha de 0.05) à leur distance aux autoroutes. En l'absence générale de corrélation, il n'a pas été possible d'établir un modèle empirique mettant en relation la distance d'un emplacement quelconque aux autoroutes et les concentrations journalières des $PM_{2.5}$ à cet emplacement.

PARTIE III : Résultats et discussion

Cette partie du mémoire présente les résultats sur la captation des particules fines par les arbres des grands parcs (chapitre 6) ainsi qu'une discussion sur notre approche méthodologique (chapitre 7).

6. Résultats

Ce chapitre présente les résultats de l'application du modèle d'i-Tree pour l'année 2017 (section 6.1) ainsi que la validation des résultats (section 6.2).

6.1 Rôle des arbres dans la purification de l'air

Le tableau 6.1 montre la quantité totale des particules fines retenues par les arbres des parcs examinés pour l'année 2017. La quantité totale des particules fines captées par les arbres des grands parcs est évaluée à 3578 kg par le modèle appliqué dans ce mémoire (i-Tree). Tel qu'entendu, les parcs qui captent le plus de particules fines sont ceux à fort couvert végétal. Ainsi le parc du Mont-Royal capte quelque 38% du total des particules, suivi du parc Angrignon et du parc Jean-Drapeau avec environ 16% du total pour chacun. Il faut noter que ces chiffres ne reflètent pas tout à fait la quantité réelle des particules retenues, car ne prennent pas en considération la quantité remise en circulation par l'action du vent. De plus, puisque le modèle utilise des variables ponctuelles telles que la vitesse du vent, la surface foliaire ou les concentrations d'aérosols, ce résultat pourrait varier de façon importante d'une année à l'autre. Ce résultat sert donc essentiellement à estimer une somme approximative des particules fines pouvant être captées par la forêt urbaine montréalaise.

Tableau 6.1 - Quantité totale de particules fines captée par les arbres des grands parcs (année 2017).

Grands Parcs	Quantité transitée (kg)	Pourcentage du total (%)
Parc des rapides	90	2.52
Parc René-Lévesque	68	1.90
Parc Jarry	53	1.48
Parc du complexe environnemental de Saint- Michel	96	2.68
Parc Angrignon	562	15.71
Parc la Fontaine	174	4.86
Parc Maisonneuve (incluant le golf municipal)	242	6.76
Parc Jean-Drapeau	585	16.35
Parc de la Promenade- Bellerive	113	3.16
Parc Jeanne-Mance	29	0.81
Île Bonfoin	17	0.48
Parc du Mont-Royal	1359	37.98
Parc du Troisième-Sommet	171	4.78
Parc de la Cité-du-Havre	19	0.53
Total	3578	100

Lorsque les aérosols percutent une surface, une fraction de cette dernière y adhère alors qu'une autre est remise en suspension par l'action du vent. Cette accumulation des particules fines, lorsqu'elle n'est pas remise en circulation dans l'air, est lessivée vers le sol lors des événements de précipitation. Il est donc important de connaître quelle quantité d'aérosol est transférée du feuillage vers le sol. Tenant compte de la pluviométrie pour l'année 2017 (chapitre 5) nous avons pu estimer qu'une masse de 3132 kg d'aérosol a été lessivée. Le tableau 6.2 montre les masses d'aérosols lessivés analytiquement par grand parc examiné.

Tableau 6.2 - Quantité totale de particules fines lessivées des arbres des grands parcs (année 2017).

Parcs	Aérosols transportés au sol (kg)	Pourcentage du Total
Parc des rapides	79	2.52
Parc René-Lévesque	54	1.72
Parc Jarry	47	1.50
Parc du complexe environnemental de Saint- Michel	84	2.68
Parc Angrignon	493	15.74
Parc la Fontaine	153	4.89
Parc Maisonneuve (incluant le golf municipal)	215	6.86
Parc Jean-Drapeau	518	16.54
Parc de la Promenade- Bellerive	86	2.75
Parc Jeanne-Mance	25	0.80
Île Bonfoin	13	0.42
Parc du Mont-Royal	1198	38.25
Parc du Troisième-Sommet	150	4.79
Parc de la Cité-du-Havre	17	0.54
Total	3132	100 %

Lorsque l'on compare la quantité de particules fines ayant transité par la canopée des grands parcs et celles étant lessivées au sol, nous avons des proportions semblables, les variations sont dues par une vitesse moyenne du vent plus élevée peuvent s'expliquer par une remise en suspension des particules accumulées proportionnellement à la vitesse du vent observée localement. En contrepartie, il est estimé que durant l'année 2017, seulement 87.5% des particules ont été transportées par la pluie, indiquant un taux global de remise en suspension de 12.5%. Le parc du Mont-Royal reste le principal acteur de purification dans l'ensemble des grands parcs montréalais avec une proportion de 38.25% du total du

lessivage. Dans la figure 6.1, il est possible de visualiser la quantification de la captation et du lessivage à une échelle mensuelle. L'accumulation transportée vers le sol lors d'un événement de précipitation sera toujours moindre que la sommation de la captation à cause de la remise en suspension.

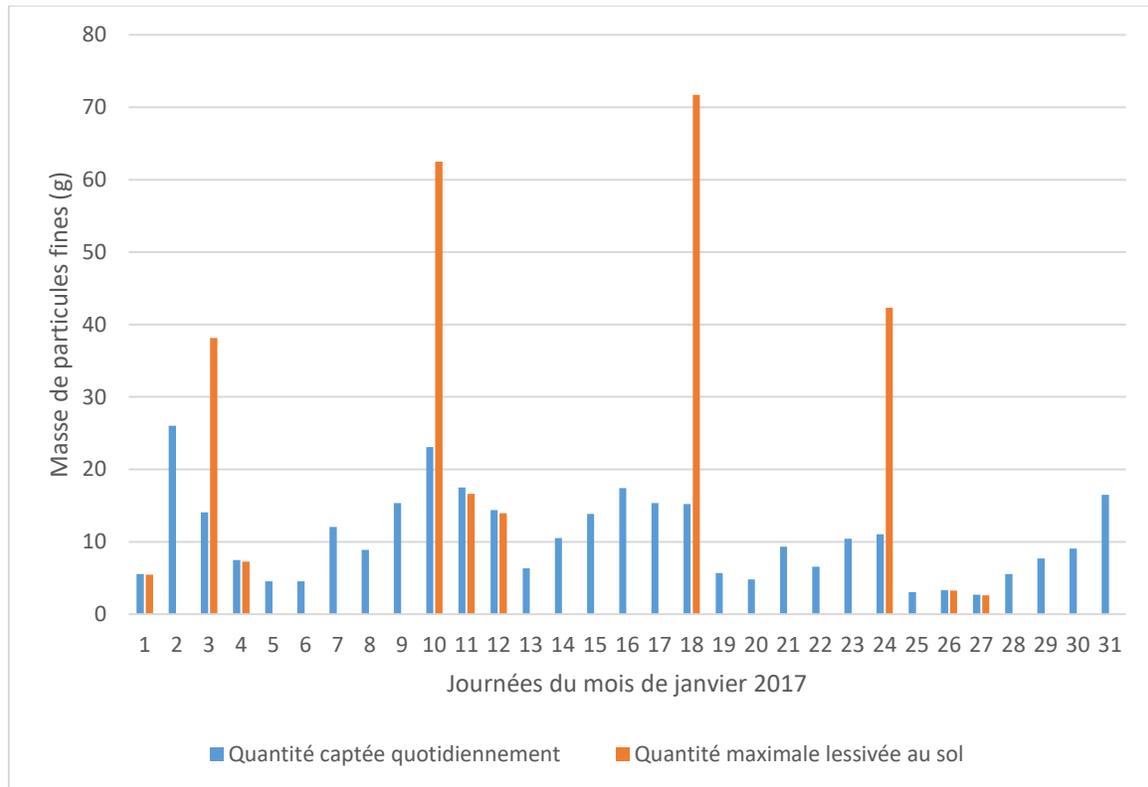


Figure 6.1 - Quantité de particules fines captées quotidiennement par le feuillage et transportées vers le sol lors des événements de précipitation pour le mois de janvier au parc Maisonneuve.

6.2 Validation

Pour valider les résultats de cette recherche, nous avons voulu vérifier le taux de rétention des particules par des arbres en utilisant des instruments de mesure des particules (section 6.2.1). Nous avons également comparé nos résultats à ceux obtenus par d'autres études (section 6.2.2).

6.2.1 Expérience in situ

Cette recherche est basée sur l'hypothèse que la végétation est un important capteur de particules fines atmosphérique. Pour valider nos résultats sur la capacité des arbres de réduire les concentrations en aérosol dans l'air, nous avons réalisé l'expérience suivante. Deux stations de mesure de particules fines ont été installées de part et d'autre d'une rangée

d'arbres. Les instruments disponibles utilisent deux techniques différentes pour mesurer les concentrations des particules fines : filtrage de l'air et pesée et un comptage par une technique optique. Pour ce qui est de l'évaluation avec le filtre, il est possible de constater dans le tableau 6.3 qu'entre les deux pesées, l'échantillon de contrôle (ayant subi les mêmes traitements que les filtres utilisés dans le parc Maisonneuve et à l'intersection de Pie-IX et St-Joseph) a eu un gain de 1.9 mg, alors que l'échantillon au parc Maisonneuve a obtenu une perte de 2.4 mg et celui de Pie-IX, une perte de 0.2 mg.

Tableau 6.3 - Résultats des mesures des particules in situ.

	Parc (g)	Pie-IX (g)	Contrôle (g)
Pesée avant échantillonnage	13.4490	13.4823	0.1446
Pesée après échantillonnage	13.4466	13.4821	0.1465
Différence	-0.0024	-0.0002	0.0019
Différence ajustée	-0.0043	-0.0021	0

L'échantillon test qui doit servir à ajuster les variations de masse entre les pesées à des moments différents (une variation pouvant exister selon divers facteurs externes) est en contradiction avec les pertes en masse des échantillons qui devraient peser plus lourd après avoir filtré de l'air de ses PM2.5 pendant une durée de 7 heures. Il serait possible que l'effet de succion que le pompage d'air crée ait extrait de la matière du filtre, réduisant ainsi sa masse. Néanmoins, la différence de masse est moindre avec les échantillons de Pie-IX que ceux du parc Maisonneuve, pouvant possiblement confirmer que les concentrations en particules fines sont moindres dans un environnement végétalisé.

Les instruments utilisés dans le cadre de cette recherche contiennent un capteur optique permettant d'évaluer les concentrations de particules fines. Il a été observé sur le site du boulevard Pie-IX des concentrations moyennes $6.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alors que le site du parc Maisonneuve a une moyenne de $29.3969 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 7h35 et 14h35. Les relevés sont pris au 5 minutes et il n'y a qu'à 3 occasions où les concentrations sur le boulevard Pie-IX sont plus élevé que celles du parc Maisonneuve : 11h15, 11h20 et 11h25.

Dans ce contexte, nous avons deux instruments par appareil et les résultats des deux analyses sont contradictoires. Dans un premier lieu, le filtrage de l'air a donné des résultats

négatifs dans les différences de masse, ce qui rend les conclusions incertaines malgré une valeur plus élevée pour le site à proximité de la source d'émission. En second lieu, les capteurs optiques sont de qualité moindre et peuvent donner des résultats faussés qu'il faut ajuster en fonction de la masse de particules emprisonnées dans le filtre. Ce faisant, la validation sur le terrain n'est pas concluante sur les quantités d'aérosols qui sont réellement captées localement par la végétation.

6.2.2 Comparaison avec des études similaires

Dans la littérature scientifique, plusieurs chercheurs ont basé leur évaluation de la captation des particules fines à partir du modèle d'i-Tree. Ainsi Nowak et ses collaborateurs (2013) recensent la captation dans 10 grandes villes américaines. Le tableau 6.4 présente les résultats de leur étude. Nous pouvons observer qu'il y a une grande variation dans les résultats et qu'une canopée étendue ne signifie nécessairement pas une meilleure capacité de captation des particules. En effet la captation au mètre carré varie de 0.13 g/m² à 0.36 g/m² annuellement pour des couvertures de canopée arborée de 16% à 52%.

Dans un contexte européen, une étude sur les villes de Berlin, Munich et Rome évalue la captation selon les types végétaux suivants : conifère, décadu et sempervirent (Pace et Grote, 2020). Comme illustré dans le tableau 6.5, la valeur de captation des arbres au mètre carré est similaire en ce qui concerne les arbres décadus.

Tableau 6.4 - Surface couverte par la forêt urbaine et son efficacité à capter les PM2.5 dans dix grandes villes aux États-Unis (Nowak et al. 2013).

Ville	Superficie de la canopée (%)	Captation (g/m ² /an)
Atlanta	52.1	0.36
Baltimore	28.5	0.24
Boston	27.9	0.32
Chicago	18.0	0.26
Los Angeles	20.6	0.13
Minneapolis	34.1	0.23
New York	19.7	0.24
Philadelphie	20.8	0.17
San Francisco	16.0	0.29
Syracuse	26.9	0.27

Tableau 6.5 - Captation de particule fine annuellement dans les villes de Berlin, Munich et Rome (Pace et Grote, 2020).

Year	Berlin			Munich			Rome		
	Conifer	Evergreen	Deciduous	Conifer	Evergreen	Deciduous	Conifer	Evergreen	Deciduous
2013	2.4	0.7	0.3	1.7	0.7	0.3	1.4	0.6	0.2
2014	2.8	0.8	0.4	1.5	0.6	0.4	1.1	0.6	0.2
2015	2.9	0.7	0.4	1.4	0.5	0.3	0.9	0.5	0.2
Average	2.7	0.8	0.4	1.5	0.6	0.3	1.2	0.6	0.2

Dans un milieu à forte pollution comme les villes chinoises, la captation peut atteindre des proportions supérieures par rapport aux études précédentes. À titre d'exemple Wu et al. (2019) évaluent des captations allant jusqu'à 3.89 gm^{-2} annuellement dans la ville de Shenzhen.

Comme mentionné, les grands parcs montréalais se caractérisent par une étendue de couverture de la canopée arborée de 38% en moyenne. La captation moyenne pour l'année 2017 a été évaluée à 0.36 gm^{-2} , ce qui est comparable aux résultats de l'étude de Nowak et al. (2013) ainsi que les résultats de l'étude de Pace et Grote (2020) en ce qui a trait à leur catégorie « décidu ». Sur ce dernier point, nous pouvons signaler que dans les grands parcs montréalais on a obtenu aussi des résultats élevés, mais la majorité de la population arborée de Montréal est décidue, ce qui vient pousser la moyenne globale à la baisse. De plus, dans notre application du modèle d'i-Tree, la valeur de la surface foliaire a été considérée fixe à 3.72 et ce peu importe le type d'arbres. Ce faisant, la principale distinction expliquant les changements de captation est l'effet de saisonnalité. Les facteurs locaux, telles la vitesse du vent et les concentrations de matière particulaire, peuvent aussi influencer les résultats.

7. Discussion

Dans cette recherche, nous avons dû développer et tester une série de techniques afin d'évaluer un ensemble de variables nécessaires à l'application du modèle de captation des particules fines. Ces variables sont : la surface foliaire et le type d'arbres, les vents et la pluviométrie ainsi que les concentrations des particules fines au niveau des grands parcs montréalais. Dans les paragraphes qui suivent, nous discuterons comment la méthode mise en œuvre pour estimer ces variables influence nos résultats, ainsi que de leurs limites.

7.1 Les variables des canopées

La surface foliaire de la canopée (LAI) est l'une des variables principales à évaluer puisqu'elle représente la taille de la surface sur laquelle les particules en suspension vont impacter, leur captation étant proportionnelle à cette surface.

Les mesures qui ont servi comme base pour notre modèle étaient celles effectuées in situ avec l'instrument LAI-2200C *Plant Canopy Analyzer*. Bien que cette technique permette une mesure précise (section 5.2) et non destructive du LAI, elle présente certaines limitations. Une des limitations est que dans le cas des arbres leurs branchages et la structure de leur couronne peuvent bloquer le rayonnement solaire incident et ainsi causer une surestimation du LAI. Une autre limitation de cette technique est qu'elle dépend des conditions météorologiques. En effet, il est préférable de faire l'échantillonnage les journées de couverture nuageuse uniforme ou lors d'un ciel dégagé pour optimiser les résultats. Une autre limitation est le nombre relativement faible d'arbres que l'on puisse échantillonner pour des questions de logistique. De plus, chaque arbre a un feuillage qui se développe de façon indépendante d'une espèce à l'autre. Il y a des limitations quant au suivi possible du développement de la canopée dans le temps, surtout avec les 195 espèces d'arbres présentes sur le territoire des grands parcs.

Les méthodes alternatives indirectes testées (image de télédétection et données LiDAR) qui ont un potentiel pour estimer le LAI sur la base de l'arbre individuel et d'une façon exhaustive n'ont pas donné les résultats escomptés. L'hétérogénéité de la végétation des grands parcs, les limitations inhérentes des images de télédétection analysées ainsi que la différence des dates d'acquisition des séries de données utilisées peuvent expliquer le manque de corrélation entre les signatures spectrales ou les indices de végétation et les LAI

mesurés sur le terrain. Il en va de même pour les hauteurs des arbres estimés par les données LiDAR et les LAI mesurés sur le terrain.

Un autre volet de la caractérisation de la canopée des grands parcs est son type végétal : sempervirent ou décidu. L'approche suivie pour différencier ces deux types d'arbres peut avoir introduit des biais dans le calcul des particules captées, les espèces décidues étant considérées inactives durant la saison hivernale. Les images Sentinel-2 de fin d'hiver 2017 utilisées à cette fin ont une résolution de 10 m. À cette résolution il est difficile de différencier les types d'arbres lorsque les canopées sont de composition hétérogène ou lorsque les arbres sont épars.

7.2 Les variables météorologiques

Pour déterminer les quantités de particules fines captées par la canopée des grands parcs, il faut être en mesure d'évaluer deux éléments climatiques : la vitesse du vent et les précipitations.

Concernant la vitesse du vent, les mesures à une des stations météorologiques ont été considérées représentatives des vitesses du vent au(x) parc(s) les plus proche(s) à cette station (polygones de Voronoï). C'est une méthode approximative, car entre les stations météorologiques et les parcs il y a des structures variables qui modifient localement les champs des vents (Figure 7.1) et les grands parcs montréalais peuvent être exposés à ces phénomènes. Par exemple, le grand parc captant le plus de matière particulaire trône au sommet de la ville sur le Mont-Royal. Bien que cette colline ne dépasse pas les 234 m d'altitude, l'intensité et la direction du vent y seront variées (Ramos et al., 2016). Par ailleurs, les stations météorologiques mesurent des vitesses du vent qui sont représentatives de leur environnement. À titre d'exemple, les stations de St-Hubert et de Pierre Elliott Trudeau utilisées dans cette étude se trouvent dans des milieux dépourvus de relief tandis que la station McTavish est au pied du Mont-Royal. L'évaluation plus précise du champ des vents nécessite une modélisation tenant compte des structures 3D de la ville qui n'était pas disponible pour notre étude.

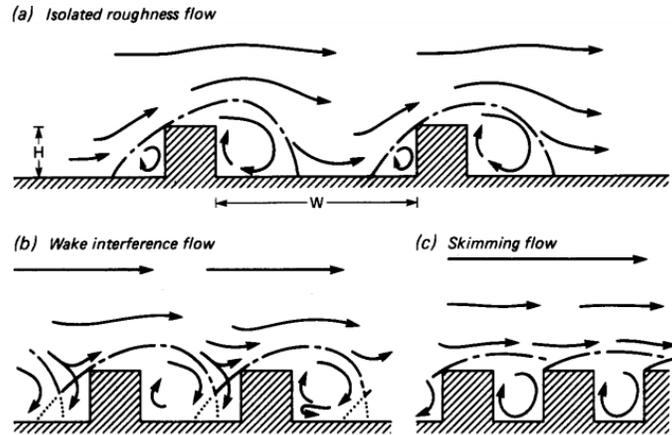


Figure 7.1 - Mouvement de l'air en fonction du paysage urbain. Il existe différents types d'écoulement selon la densité de bâtiment en milieu urbain. a) Écoulement à structure isolée. b) Écoulement à sillages perturbés. c) Écoulement Rasant (Oke, 1988).

Une autre source potentielle d'erreur dans nos calculs est l'échelle temporelle choisie. En effet, pour faciliter le traitement et limiter la taille des données, nous avons transformé les données horaires en moyenne quotidienne. Ce faisant, certaines variables du modèle i-Tree, comme la vitesse de déposition (Figure 7.2), ne varie pas d'une façon linéaire avec la vitesse du vent.

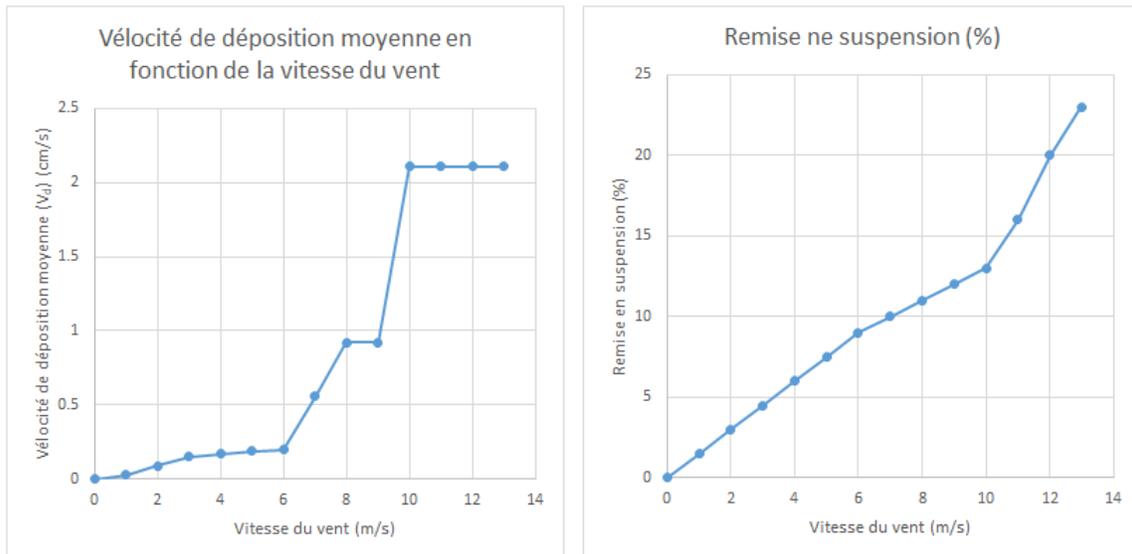


Figure 7.2 - Variation de la vitesse de déposition moyenne (V_d) et de la remise en suspension de la matière particulaire de la vitesse du vent. Contrairement à la remise en suspension qui suit une relation quasi-linéaire, la vitesse de déposition varie énormément avec la vitesse du vent (Hirabayashi et al., 2012).

Pour ce qui est des précipitations, il fut considéré que l'ensemble des stations météorologiques devaient avoir des précipitations minimales liquides de 1 mm pour que ce soit considéré comme une journée de lessivage des particules fines vers le sol. Cette méthodologie nous garantissait que les précipitations ont eu lieu sur l'ensemble du territoire, mais la quantité minimale de pluie fut déterminée de façon subjective. En effet, il n'y a aucune documentation, du moins à notre connaissance, sur les précipitations minimales nécessaires pour nettoyer la surface du feuillage. De ce fait, si la quantité de pluie doit être plus élevée pour permettre le lessivage des aérosols, notre résultat aura sous-évalué la remise en suspension et surévalué la quantité se rendant au sol.

7.3 Estimation des concentrations des PM_{2.5}

Pour estimer les concentrations des particules fines dans l'air nous avons utilisé des interpolateurs spatiaux (IDW et krigeage) faisant appel aux concentrations mesurées dans les différentes stations du RSQA. L'inconvénient majeur est dans la relation entre les stations et les sources d'émission. En effet, à Montréal, la principale source d'émission est l'automobile, mais les industries contribuent de façon significative, ainsi que le chauffage au bois en hiver. Il y a donc un effet horaire et saisonnier à prendre en considération. De plus, certains événements avec de grandes concentrations observées aux stations du RSQA peuvent être provoqués par des événements locaux, tel qu'un incendie. Les données pouvant être considérées aberrantes sont donc utilisées dans l'automatisation des opérations. Lors de l'examen des données météorologiques, il a été déterminé que les concentrations de particules fines aux stations de mesure sont corrélées au sens du vent. Ce facteur n'a toutefois pas été pris en compte dans notre modèle.

Pour améliorer les interpolations sur les concentrations des particules fines sur le territoire de Montréal, il est impératif d'y inclure un plus grand nombre de variables que les concentrations mesurées à des stations de qualité de l'air. En effet, comme discuté précédemment, la principale source d'émission de PM_{2.5} à Montréal est l'automobile, mais il faudrait ainsi y inclure d'autres émetteurs comme les industries. De plus, puisque le vent est le principal vecteur dans le transport des aérosols, il faut construire un modèle prenant en considération son orientation. Dans une étude publiée en 2016, Ramos et ses collaborateurs ont évalué les concentrations en particules fines sur le territoire montréalais

en y incluant les variables météorologiques, le zonage (résidentiel, industriel et commercial), ainsi que la densité de population. Cet article rapporte une plus grande incertitude dans les zones où il y a moins de stations : le sud-ouest de l'île.

8. Conclusions et perspectives de recherche

Ce travail avait pour but principal d'évaluer la captation des particules fines par la végétation arborée des grands parcs montréalais en émettant l'hypothèse que leur effet de purification de l'air soit quantifiable. Notre recherche a montré que cette hypothèse est valable, car en appliquant le modèle empirique d'i-Tree nous avons pu quantifier la masse totale de particules fines qui a transité par la canopée en 2017 (3578 kg) et celle qui a été lessivée au sol lors des événements de précipitation (3132 kg). Cependant les valeurs absolues de ces masses n'ont pas pu être vérifiées par nos tests sur le terrain. La comparaison avec les résultats d'autres études avec des arbres en milieu urbain montre que ces valeurs sont plausibles.

Les sources d'incertitude des résultats se situent principalement dans les différentes méthodes et techniques utilisées dans cette recherche pour calculer les intrants dans le modèle d'i-Tree. Il y a matière à des recherches futures pour minimiser ces incertitudes. Une recherche concernant la restitution des champs de vent tenant compte de la structure du milieu urbain est un problème important à résoudre. Un autre point important est de créer une base de données sur les LAI des différentes espèces que nous retrouvons dans les parcs montréalais. Dans notre cas, nous avons pris un nombre relativement élevé d'échantillons (147) avec l'instrument optique de LiCOR, ce qui nous a permis d'établir une valeur moyenne de la surface foliaire de 3.77. Avec l'arrivée des drones, il est possible maintenant de faire des analyses plus approfondies sur les relations entre les mesures de télédétection (imagerie et données LiDAR) et les mesures in situ du LAI. Ceci nous permettra d'enrichir notre base de données sur les LAI des différentes espèces en fonction des paramètres des arbres (âge, hauteur, diamètre de couronne, etc.). Un dernier problème à résoudre est le calcul de la concentration des particules. Nous pouvons rechercher une méthode d'interpolation spatiale optimale à partir des mesures à des stations du RSQA. Dans notre cas nous avons établi qu'une telle méthode était le krigeage ordinaire à semi-variogramme gaussien. Il n'en demeure pas moins que le nombre de stations est très limité et dans certaines zones de la ville inadéquat. Ici aussi la recherche d'une méthode d'estimation indirecte avec des images de télédétection est de mise.

Malgré les incertitudes quant à la valeur absolue de la masse des particules captées par les arbres, cette recherche a démontré que les arbres des grands parcs ont un rôle important à jouer, tout au moins localement, pour la purification de l'air. En connaissant la quantité de particules fines captées par les arbres et lessivées au sol, il devient possible d'appliquer des objectifs clairs pour le verdissement de la ville. Actuellement, avec la présence de l'agrile du frêne et le nombre important d'abatages à mener au courant des prochaines années, une nouvelle opportunité de planification des forêts urbaines s'ouvre à Montréal et il faut mettre en application ces nouvelles connaissances.

Dans le cadre de cette recherche, la mesure de la captation des particules fines par la végétation arborée des grands parcs montréalais permet d'évaluer le service écosystémique rendu par les aménagements urbains. En effet, la plupart de ces parcs ont des superficies dédiées à la forêt urbaine relativement faibles, à l'exception des parcs du Mont-Royal, Angrignon et Jean-Drapeau. En effet, il y a un fort potentiel d'agrandissement de la forêt urbaine qui pourrait résulter en une plus grande purification de l'air. Si l'on compare les grands parcs avec les parcs-nature, de grandes différences en termes de particules fines lessivées au sol en fonction de sa superficie peut être observées. En effet, les grands parcs vont permettre le lessivage annuel moyen de 0.33 g/m^2 , alors qu'il est de 0.97 g/m^2 dans le cas des parcs-nature. Si on remplace la capacité de captation des grands parcs par celui des parcs-nature, les grands parcs pourraient transporter vers le sol annuellement 8788 kg de $\text{PM}_{2.5}$ au lieu des 3132 kg.

Cette recherche nous a amené à une meilleure compréhension du rôle purificateur des arbres et les façons d'aménager et de gérer les forêts urbaines. Une des façons pour améliorer la captation des particules fines sur le territoire montréalais concerne l'emplacement de la végétation selon le fait qu'il soit un conifère ou un feuillu. Comme Popek et al. (2018) l'ont signalé, certains arbres ont une plus grande sensibilité à la pollution que d'autre et l'aménagement des forêts urbaines doit se faire tenant compte de cette sensibilité. À titre d'exemple, nous pouvons planter des feuillus à proximité des sources d'émission des particules voisines des grands parcs pour leur résistance à la pollution et de mettre des conifères dans le centre des aménagements. En effet, les arbres décidus ont une surface foliaire moindre (3.69 contre 3.95) et une perte de feuillage

saisonnaire qui limitent la captation de la matière particulaire, mais serviront de meilleure zone tampon entre les rues adjacentes émettrices et le centre du parc avec des conifères et une meilleure capacité de filtration de l'air.

Nous pouvons aussi prendre en compte dans les aménagements les capacités de captation par espèce pas seulement par type d'arbre. L'étude de Nowak et Heisler (2010) a permis d'établir une liste des meilleures espèces pour la captation de la matière particulaire et six de ces espèces sont déjà présentes sur le territoire de l'île de Montréal : *Abies concolor*, *Pinus Strobus*, *Tilia americana*, *Tsuga canadensis*, *Ulmus americana* et *Zelkova serrata*. De plus, l'implantation de *Pinus ponderosa* serait possible dans notre contexte climatique. Dans une étude publiée en 2015, Yang et ses collaborateurs ont recensé et évalué la capacité de 3602 espèces d'arbres de 328 villes dans 60 pays différents. Parmi les 10 meilleures espèces pour la captation, 7 sont présentes sur le territoire montréalais : *Juniperus virginiana*, *Thuja occidentalis*, *Pinus strobus*, *Tsuga canadensis*, *Populus alba*, *Fraxinus excelsior* et *Acer rubrum*. En revanche, les deux dernières espèces ne devraient pas être plantées dans les grands parcs, car le premier est un frêne, ce qui est problématique avec la présence de l'agrile du frêne et le second est déjà présent en grand nombre. Il faudrait donc augmenter la population de ces arbres dans la forêt urbaine montréalaise. Favoriser certaines espèces est nécessaire dans un contexte de purification de l'air, mais il ne faut pas négliger les effets néfastes de l'homogénéité végétale. En effet, il y a une perte de résilience des forêts lorsqu'elles sont constituées en une grande proportion de la même espèce (Peterson et al., 1998). Présentement, sur l'île de Montréal, il y a une infestation d'agrile du frêne qui oblige l'abatage massif de ces derniers. La diversification sera donc un gain de longévité pour les forêts urbaines. Il faut aussi prendre en compte lors de la sélection des essences d'arbre à planter de leur potentiel allergène. En effet, certaines espèces émettent de façon saisonnière du pollen et les polluants atmosphériques peuvent potentiellement augmenter la réaction provoquée par ces derniers (Grote et al., 2016). L'objectif premier de vouloir réduire les concentrations atmosphériques en aérosol est d'améliorer la qualité de vie et la santé de la population.

Bibliographie

- Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., & Moreno, T. (2009). Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmospheric Environment*, 43(9), 1650-1659.
- American Lung Association. (2018) Particle Pollution. Repéré à <https://www.lung.org/our-initiatives/healthy-air/outdoor/air-pollution/particle-pollution.html>
- Andersen, H. E., Reutebuch, S. E., & McGaughey, R. J. (2006). A rigorous assessment of tree height measurements obtained using airborne lidar and conventional field methods. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 32(5), 355-366.
- Asner G.P., Scurlock S. J.M.O., Hicke J.A. (2003). "Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies." *Global Ecology and Biogeography* 12: 191-205.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global change biology*, 6(8), 995-1003.
- Bennett, J. H., & Hill, A. C. (1973). Absorption of gaseous air pollutants by a standardized plant canopy. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 23(3), 203-206.
- Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope III, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., ... & Peters, A. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*, 121(21), 2331-2378.
- Cambel G. S.. (2021) The researcher's complete guide to Leaf Area Index (LAI). Repéré à <https://www.metergroup.com/environment/articles/lp80-pain-free-leaf-area-index-lai/>
- Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., & Zhang, Z. (2017). Variation in tree species ability to capture and retain airborne fine particulate matter (PM 2.5). *Scientific Reports*, 7(1), 1-11.
- Crouse, D. L., Peters, P. A., van Donkelaar, A., Goldberg, M. S., Villeneuve, P. J., Brion, O., ... & Brauer, M. (2012). Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environmental health perspectives*, 120(5), 708.

- DeBell, L. J., Talbot, R. W., Dibb, J. E., Munger, J. W., Fischer, E. V., & Frohking, S. E. (2004). A major regional air pollution event in the northeastern United States caused by extensive forest fires in Quebec, Canada. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D19).
- Direction des grands parcs et du verdissement. (2012). Plan d'action canopée 2012-2021. Repéré à : https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS_PARCS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PAC_JUIN_2012_FINAL.PDF
- Dominici, F., Peng, R. D., Bell, M. L., Pham, L., McDermott, A., Zeger, S. L., & Samet, J. M. (2006). Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *Jama*, 295(10), 1127-1134.
- Gaydos, T.M., Stanier, C.O., et Pandis, S.N. (2005) Modeling of in situ ultrafine atmospheric particle formation in the eastern United States, *Journal of Geophysical Research*, Vol. 110, D07S12.
- Greco, S. L., Wilson, A. M., Hanna, S. R., & Levy, J. I. (2007). Factors influencing mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships in the Boston urban area. *Environmental science & technology*, 41(22), 7675-7682.
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., ... & Calfapietra, C. (2016). Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(10), 543-550.
- Hirabayashi, S., Kroll, C. N., & Nowak, D. J. (2012). i-Tree eco dry deposition model descriptions. *Citeseer*.
- Jerrett M. *et al.* (2005). A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15, 185–204.
- Jonckheere, I., Fleck S., Nackaerts, K., Muys B., Coppin P., Weiss, M., Baret F. (2004). "Review of methods for in situ leaf area index determination. Part I. Theories, sensors and hemispherical photography." *Agricultural and Forest Meteorology*, 121 (1): 19-35.
- Kallos, G., Astitha, M., Katsafados, P., & Spyrou, C. (2007). Long-range transport of anthropogenically and naturally produced particulate matter in the Mediterranean and North Atlantic: Current state of knowledge. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 46(8), 1230-1251.

- Konijnendijk, C. C., Nilsson, K., Randrup, T. B., & Schipperijn, J. (Eds.). (2005). *Urban forests and trees: a reference book*. Springer Science & Business Media.
- Manes, F., Silli, V., Salvatori, E., Incerti, G., Galante, G., Fusaro, L., & Perrino, C. (2014). Urban Ecosystem Services: tree diversity and stability of PM10 removal in the Metropolitan Area of Rome. *Annali di Botanica*, 4, 19-26.
- Mazzei, F., D'alessandro, A., Lucarelli, F., Nava, S., Prati, P., Valli, G., & Vecchi, R. (2008). Characterization of particulate matter sources in an urban environment. *Science of the Total Environment*, 401(1-3), 81-89.
- McDonald R., Kroeger T., Boucher T., Longzhu W., Salem R. (2016). *Plant Healthy Air*, Final Report, The Nature Conservancy,
- McPherson, G. E., Nowak, D. J., & Rowntree, R. A. (1994). Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. *Gen. Tech. Rep. NE-186*. Radnor, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 201 p., 186.
- MDDELCC. (2018). Repéré à: <http://www.environnement.gouv.qc.ca/air/reseau-surveillance/contaminants-fiche-tech.pdf>
- Mukherjee, A., & Agrawal, M. (2017). World air particulate matter: sources, distribution and health effects. *Environmental Chemistry Letters*, 15(2), 283-309.
- Myhre, G., Myhre, C.E.L., Samset, B. H. & Storelvmo, T. (2013) Aerosols and their Relation to Global Climate and Climate Sensitivity. *Nature Education Knowledge* 4(5):7.
- Nowak, D. J. (2018). *The effects of urban trees on air quality*. Repéré à : https://www.researchgate.net/profile/David_Nowak/publication/255599775_THE_EFFECTS_OF_URBAN_TREES_ON_AIR_QUALITY/links/5bbc8c094585159e8d8f44d6/THE-EFFECTS-OF-URBAN-TREES-ON-AIR-QUALITY.pdf
- Nowak D.J, Crane D.E. (2000) *The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying urban forest structure and functions*, In: Hanseb, M. & Burk. T. (Eds), Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century: proceedings of the IUFO conference. Gen. Tech. Rep. NC-212, St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station: 714-720.

- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), 115-123.
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Hoehn, R. (2013). Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten US cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 178, 395-402.
- Nowak, D., & Heisler, G. (2010). Air quality effects of urban trees and parks. *Research Series Monograph. Ashburn, VA: National Recreation and Parks Association Research Series Monograph. 44 p.*, 1-44.
- Oke, T. R. (1988). Street design and urban canopy layer climate. *Energy and buildings*, 11(1-3), 103-113.
- Pace, R., & Grote, R. (2020). Deposition and resuspension mechanisms into and from tree canopies: a study modeling particle removal of conifers and broadleaves in different cities. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, 26.
- Pearlmutter, D., Calfapietra, C., Samson, R., O'Brien, L., Ostoić, S. K., Sanesi, G., & del Amo, R. A. (Eds.). (2017). *The urban forest: cultivating green infrastructure for people and the environment* (Vol. 7). Springer.
- Pearse, G. D., Watt, M. S., & Morgenroth, J. (2016). Comparison of optical LAI measurements under diffuse and clear skies after correcting for scattered radiation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 221, 61-70.
- Peterson, G., Allen, C. R., & Holling, C. S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1(1), 6-18.
- Popek, R., Przybysz, A., Gawrońska, H., Klamkowski, K., & Gawroński, S. W. (2018). Impact of particulate matter accumulation on the photosynthetic apparatus of roadside woody plants growing in the urban conditions. *Ecotoxicology and environmental safety*, 163, 56-62.
- Pöschl, U. (2005). Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*, 44(46), 7520-7540.
- Ramos, Y., St-Onge, B., Blanchet, J. P., & Smargiassi, A. (2016). Spatio-temporal models to estimate daily concentrations of fine particulate matter in Montreal: Kriging with external drift and inverse distance-weighted approaches. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 26(4), 405-414.

- Sæbø, A., Janhäll, S., Gawronski, S. W., & Hanslin, H. M. (2017). Urban forestry and pollution mitigation: 8. In *Routledge handbook of urban forestry* (pp. 112-122). Routledge.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., & Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427, 347-354.
- Schroeder, W. H., Dobson, M., Kane, D. M., & Johnson, N. D. (1987). Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: a review. *Japca*, 37(11), 1267-1285.
- Seinfeld, J.H. and Pandis, S.N., 2006. *Atmospheric Chemistry and Physics*, John Wiley & Sons, 2nd Edition, Hoboken, New Jersey, 1225 pages.
- Smargiassi, A., Baldwin, M., Pilger, C., Dugandzic, R., & Brauer, M. (2005). Small-scale spatial variability of particle concentrations and traffic levels in Montreal: a pilot study. *Science of the Total Environment*, 338(3), 243-251.
- Vermote, E. F., Tanré, D., Deuze, J. L., Herman, M., & Morcette, J. J. (1997). Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: An overview. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing*, 35(3), 675-686.
- Ville de Montréal. (2016). Repéré à : <http://donnees.ville.montreal.qc.ca/dataset/9ae61fa2-c852-464b-af7f-82b169b970d7/resource/f788b385-994b-40cf-9a3e-df22c98ed6f6/download/information-sur-le-produit-lidar-aerien.pdf>
- Ville de Montréal. (2019). Limite des grands parcs de l'agglomération de Montréal. <https://data.montreal.ca/dataset/2e9e4d2f-173a-4c3d-a5e3-565d79baa27d/resource/c57baaf4-0fa8-4aa4-9358-61eb7457b650/download/shapefile.zip>
- von Klot, S., Peters, A., Aalto, P., Bellander, T., Berglind, N., D'Ippoliti, D., ... & Forastiere, F. (2005). Ambient air pollution is associated with increased risk of hospital cardiac readmissions of myocardial infarction survivors in five European cities. *Circulation*, 112(20), 3073-3079.
- White, W. A., Alsina, M. M., Nieto, H., McKee, L. G., Gao, F., & Kustas, W. P. (2019). Determining a robust indirect measurement of leaf area index in California vineyards for validating remote sensing-based retrievals. *Irrigation Science*, 37(3), 269-280.

Wu, J., Wang, Y., Qiu, S., & Peng, J. (2019). Using the modified i-Tree Eco model to quantify air pollution removal by urban vegetation. *Science of the total environment*, 688, 673-683.

Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2007). Particulate air pollution, progression, and survival after myocardial infarction. *Environmental health perspectives*, 115(5), 769-775.