

**IMPACT DES ARBRES EN MILIEU URBAIN SUR LA
QUALITE DE L'AIR, LA SEQUESTRATION DU CARBONE
ET LA CAPTATION DES EAUX DE PLUIE**

Présenté à :

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

Frédéric Morneau-Vaillancourt, M. Env.

Véronique Parent-Lacharité

Camille Robitaille-Bérubé, M. Sc. Géo.

Par :



Vincent Gauthray-Guyénet, Ph. D.

Samuel Royer-Tardif, Ph. D.,

Emmanuelle Boulfroy, M. Sc.,

Étienne Yusufu Kachaka, Ph. D., stagiaire Mitacs

David Grenier-Héon, candidat Ph. D., stagiaire Mitacs

Mots-clés : captation des polluants atmosphériques, séquestration du carbone, captation des eaux de pluie, qualité de l'air, santé humaine, arbres urbains, traits fonctionnels, canopée urbaine, croissance, changements climatiques

Référence à citer :

Gauthray-Guyénet V., S. Royer-Tardif, E. Yusufu Kachaka, D. Grenier-Héon et E. Boulfroy. 2022. Impacts des arbres en milieu urbain sur la qualité de l'air, la séquestration du carbone et la captation des eaux de pluie. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO) Rapport 2022-33. 175 pages + 6 annexes.

BÉNÉFICIAIRE DU PROJET

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

Frédéric Morneau-Vaillancourt, M. Env.

Véronique Parent-Lacharité

Camille Robitaille-Bérubé, M. Sc. Géo.

PARTENAIRES DU PROJET

- **Institut national de santé publique du Québec**

Mélanie Beaudoin, LL. B., M. Env.

Marie Lapointe, Ph. D.

- **Nature Québec**

Cyril Frazao, MGE

Hubert Fortin, M. Arch.

Mathieu Béland, M. Sc.

- **Stagiaires Mitacs**

David Grenier-Héon, étudiant au doctorat à l'UQAM sous la supervision de Alain Paquette

Étienne Yusufu Kachaka, stagiaire postdoctoral à l'Université Laval sous la supervision de Alison Munson

Table des matières

LISTE DES FIGURES	V
LISTE DES TABLEAUX	VII
REMERCIEMENTS	VIII
RÉSUMÉ	IX
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 : VERDISSEMENT ET QUALITÉ DE L’AIR	3
1.1. Introduction.....	3
Portrait des problèmes de pollution atmosphérique en milieu urbain	3
Sources des polluants atmosphériques.	5
1.2. Principaux polluants atmosphériques captés par la végétation urbaine	5
Particules fines (PM _{2,5} et PM ₁₀)	5
Ozone (O ₃)	10
Oxydes d’azote : NO _x (NO et NO ₂)	14
Dioxyde de soufre : SO ₂	16
Monoxyde de carbone : CO.....	18
1.3. Captation des polluants atmosphériques par les forêts urbaines.....	21
1.4. Références	24
1.5. Annexes	31
Fiches synthèses.....	31
CHAPITRE 2 : MÉCANISMES DE CAPTATION DES POLLUANTS PAR LES ARBRES URBAINS	42
2.1. Introduction.....	42
2.2. Mécanisme de dépollution atmosphérique par les arbres	42
Dépôts des polluants atmosphériques.....	42
Interception et adsorption des particules par les arbres.....	44
Absorption des polluants par les arbres	45
Remise en suspension des particules retenues par les arbres	53
2.3. Facteurs influençant la capture des particules par les arbres.....	56

Microstructures de la surface des feuilles	56
La cire.....	62
Taille et forme des feuilles	63
Densité et indice de surface foliaire, arbres et arbustes	64
Persistance des feuilles, conifères et feuillus.....	64
Taille des particules	66
Conditions météorologiques	67
Variations quotidiennes et saisonnières	69
2.4. Références	71
2.5. Annexes	75
Espèces et leurs traits foliaires pour la capture des particules.....	75
Fiches synthèses	82
CHAPITRE 3 : DESSERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES ARBRES EN MILIEU URBAIN	86
3.1. Introduction.....	86
3.2. Les pollens	86
Émission de pollen et santé publique	86
Défis pour comparer l'allergénicité des espèces	87
Pollen et diversité spécifique de la forêt urbaine	89
Quantification et prévisions de l'émission de pollen	89
3.3. Les composés organiques volatils	91
Réactions chimiques et santé publique	91
Gestion urbaine des COVB	92
3.4. Références	95
3.5. Annexe	99
Fiches synthèses	99
CHAPITRE 4 : VERDISSEMENT ET CAPTATION DES EAUX DE PLUIE.....	106
4.1. Enjeux reliés aux eaux pluviales en milieu urbain.....	106
Facteurs physiques affectant le ruissellement.....	106
Impact biochimique du ruissellement.....	106
4.2. Forêt urbaine et cycle de l'eau.....	107
Processus affectant le cycle de l'eau en milieu urbain	108
Interception des précipitations	110
Écoulement de l'eau après l'interception	111
Infiltration et stockage de l'eau de pluie	111
Absorption de l'eau par les racines	112
Filtration des eaux de ruissellement	113

4.3.	Le choix des espèces.....	113
4.4.	Outils de modélisation disponibles	114
	Modèles fréquemment utilisés	114
	Études empiriques sur la quantité d'interception	114
4.5.	Références	116
4.6.	Annexe	120
	Fiches synthèses	120
CHAPITRE 5 : VERDISSEMENT ET SÉQUESTRATION DU CARBONE.....		127
5.1.	Introduction.....	127
5.2.	Y a-t-il un consensus sur ce que l'on devrait inclure ou non dans le bilan de carbone des forêts urbaines?	129
5.3.	Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre : un outil de décision pour choisir les approches méthodologiques.....	132
	Les approches « différence des stocks » et « gain-perte »	132
	La catégorisation des méthodologies en tiers	134
5.4.	Méthodes d'estimations des stocks de carbone contenus dans la biomasse aérienne des forêts urbaines	137
	Méthode directe par échantillonnage destructif.....	140
	Estimation directe par télédétection (lidar).....	141
	Mesures indirectes utilisant des équations allométriques	143
	Mesures indirectes utilisant des modèles compréhensifs et des simulations.....	146
5.5.	Potentiel de séquestration du carbone par les forêts urbaines du Québec	148
5.6.	Conclusion	150
5.7.	Remerciements	151
5.8.	Référence	152
5.9.	Annexe	162
	Fiches synthèses	162
CONCLUSION.....		169
RÉFÉRENCES GÉNÉRALES		174

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Mécanismes d'élimination des particules d'un flux d'air par impact sur une surface	44
Figure 2. Ouverture et fermeture des stomates (d'après Agarwal <i>et al.</i> , 2019).....	46
Figure 3. Coupe transversale d'une feuille (Richard <i>et al.</i> , 2007)	47
Figure 4. Dommages causés par l'O ₃ sur les feuilles de <i>Solanum tuberosum</i> L. (à gauche) et sur les feuilles de <i>Citrullus lanatus</i> (thunb.) (Matsum. & Nakai) (à droite)	49
Figure 5. Dommages causés par le SO ₂ sur les feuilles de <i>Rubus</i> spp. L.	49
Figure 6. Le cycle des particules en suspension dans l'air (Xu <i>et al.</i> , 2020).	55
Figure 7. Images au microscope électronique à balayage (450x) de la micromorphologie foliaire de la surface adaxiale (Weerakkody <i>et al.</i> , 2018)	57
Figure 8. Dépôt des particules selon la pubescence des feuilles (Chávez-García et González-Méndez, 2021)	58
Figure 9. Quantité de matière particulaire (PM : moyenne + S.E.) collectée sur des feuilles avec ou sans poils foliaires (en mg cm ⁻²) (Leonard <i>et al.</i> , 2016).....	59
Figure 10. Quantité de PM (moyenne + S.E.) collectée sur des feuilles de formes différentes et exprimée en mg cm ⁻² de feuille (Leonard <i>et al.</i> , 2016).....	63
Figure 11. Schéma d'un écoulement laminaire (A) où les couches de fluide se déplacent parallèlement et d'un écoulement turbulent (B) où le mélange vertical est important (Chaput-Desrochers, 2013)	65
Figure 12. Mécanismes de dépôt à travers la région turbulente dans la canopée et la sous-couche quasi laminaire sur une seule aiguille de pin. La ligne pointillée représente la frontière schématique entre les deux couches (Launiainen, 2011).	66
Figure 13 : Cartes des niveaux d'allergénicité potentielle de la ville de Montréal, construites à partir des mêmes données d'inventaire et pour 9 échelles différentes d'allergénicité des espèces (Figure tirée de Sousa-Silva <i>et al.</i> , 2021).	88
Figure 14 : Schéma simplifié représentant les liens entre BVOC, NO _x , Particules fines (PM) et ozone.....	92
Figure 15 : Potentiels d'émissions standard (µg. g Masse sèche ⁻¹ . h ⁻¹ ; à une température de feuille de 30 °C et 1 000 µmol m ⁻² s ⁻¹ PPFD) d'isoprène (ISO), de monoterpène (MT), de sesquiterpènes (SQT) et COV oxygénés (OVOC) des espèces d'arbres fréquentes dans les zones urbaines du nord/centre (N/C) et du sud (S) de l'Europe (Figure tirée de Fitzky <i>et al.</i> , 2019).	93

Figure 16 : Comparaison du cycle de l'eau en forêt et en milieu urbain (Figure adaptée de Vilhar, 2017)
.....108

Figure 17 : Schéma simplifié des mouvements de l'eau à l'échelle de l'arbre (Figure adaptée de McKeand
et Vaughn, 2013).....109

Figure 18. Schéma du cycle du carbone entre les six réservoirs du secteur Agriculture, Foresterie et Autres
Utilisations des Terres comme décrit par le GIEC. Figure adaptée de IPCC (2006).....131

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Exemples d'études par modélisation (Mod) et empiriques (Exp) ayant quantifié la captation des polluants atmosphériques par la forêt urbaine en milieu urbain.....	23
Tableau 2. Espèces d'arbres sensibles et tolérantes à l'ozone	50
Tableau 3. Espèces d'arbres sensibles et tolérantes au dioxyde de soufre	52
Tableau 4. Classification des espèces d'arbres japonais selon leur sensibilité à l'ozone.....	53
Tableau 5. Traits foliaires impliqués dans la rétention des PM (Corada <i>et al.</i> , 2021).....	61
Tableau 6 : Exemples de valeurs d'interceptions	115
Tableau 7. Tableau récapitulatif des méthodes des trois tiers.....	135
Tableau 8. Tableau récapitulatif des différentes approches d'estimation des stocks et de taux de séquestration de carbone dans la biomasse aérienne décrites dans la revue de littérature	139

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier sincèrement tous les membres du comité de suivi du projet pour leur support, leurs commentaires et leurs suggestions tout au long de la réalisation de cette revue de littérature. Ces membres sont Frédéric Morneau-Vaillancourt, Véronique Parent-Lacharité et Camille Robitaille-Bérubé du MELCCFP, Marie Lapointe et Mélanie Beaudoin de l'INSPQ ainsi que Cyril Frazao, Hubert Fortin et Mathieu Béland de Nature Québec. Nous remercions également Nancy Turcotte et Sandra Garneau du MELCC ainsi que Guy Lessard du CERFO pour avoir été impliqués dans l'initiation de ce projet.

Ce projet a été financé par la direction adjointe des politiques de la qualité de l'atmosphère du MELCC. Des bourses Mitacs incluant une contribution du CERFO ont également permis de financer le travail des étudiants Étienne Yusufu-Kachaka de l'Université Laval (Chapitre 2) et David Grenier-Héon de l'Université du Québec à Montréal (Chapitre 4). Le travail de ces étudiants a grandement bénéficié du support des professeurs Alison Munson et Steeve Pepin de l'Université Laval (E. Yusufu-Kachaka) et Alain Paquette de l'UQAM (D. Grenier-Héon).

Des remerciements vont également à Patrick Poulin de l'INSPQ pour avoir révisé une version préliminaire du Chapitre 1. Audrey Maheu, professeure à l'Université du Québec en Outaouais et chercheure à l'Institut des Sciences de la Forêt Tempérée, a également été consultée pour la rédaction du chapitre 4 sur la captation des eaux de pluie. David Grenier-Héon souhaite remercier Anne-Marie Dubois et Mathieu Varin du CERFO pour avoir révisé une version préliminaire du Chapitre 4. Enfin, la révision linguistique de ce rapport a été effectuée par Josée Dubeau (CERFO).

RÉSUMÉ

Les arbres urbains fournissent plusieurs services écosystémiques aux populations humaines vivant à proximité. C'est dans le but de mieux connaître et comprendre ces bénéfices pour les populations urbaines que le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs a souhaité la présente revue de littérature. L'objectif principal de ce document est de colliger l'état des connaissances en lien avec trois services écosystémiques importants fournis par les arbres urbains : 1) la captation des polluants atmosphériques, 2) la séquestration du carbone et 3) la captation des eaux de pluie. Ces sujets sont traités en cinq chapitres distincts impliquant des équipes de rédaction spécialisées pour chacun des sujets.

Les principaux polluants atmosphériques captés par les arbres urbains sont les particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}), l'ozone (O₃), les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂) et le monoxyde de carbone (CO). Ces polluants, issus en majorité des activités anthropiques sont connus pour avoir des impacts négatifs sur la santé humaine ; allant des atteintes aux systèmes respiratoire et cardiovasculaire aux cancers et aux maladies cérébrovasculaires. Annuellement, les arbres urbains peuvent capter plusieurs centaines de tonnes de ces polluants par deux mécanismes principaux : la déposition des polluants à leur surface et l'absorption des polluants par le feuillage. L'efficacité de ces mécanismes est variable entre les différentes essences. Il est attendu que les essences possédant un feuillage abondant et dense, avec des feuilles rugueuses et pubescentes ou possédants une cuticule cireuse épaisse, soient efficaces à capter les polluants atmosphériques. En contrepartie, les arbres peuvent également être à l'origine de deux enjeux ou « desservices écosystémiques » non négligeables : ils émettent du pollen qui peut causer des rhinites allergiques importantes et une aggravation des symptômes de l'asthme et ils émettent des composés organiques volatils (d'origine biologique ou COVB) qui peuvent interagir avec d'autres polluants atmosphériques pour former de nouvelles molécules chimiques et ils peuvent également agir comme des précurseurs d'épisodes de smog. Les émissions de pollen et de COVB sont toutefois variables d'une espèce à l'autre, de sorte que le choix des essences et la promotion d'une bonne diversité spécifique sont des solutions possibles pouvant limiter ces desservices écosystémiques.

La forêt urbaine contribue également à stabiliser les flux hydriques en milieu urbain (hors événements extrêmes) puisque sa canopée intercepte une partie des eaux pluviales, en ralentit l'écoulement, favorise leur infiltration dans le sol et permet d'en retourner une partie vers l'atmosphère par évapotranspiration. Ces processus permettent de limiter en partie le pouvoir érosif de l'eau et contribuent également à une meilleure qualité des eaux de surface. Grâce à leur canopée sempervirente, les conifères tels que les épinettes pourraient avoir un plus grand potentiel d'interception, mesuré sur une année entière, que les feuillus. Enfin, les forêts urbaines ont le potentiel de séquestrer le carbone atmosphérique et de le stocker dans la biomasse végétale et les sols. Toutefois, le manque de données précises sur les forêts urbaines québécoises induit d'importantes incertitudes dans l'estimation des valeurs des stocks et de la séquestration de carbone fournis par ces milieux.

Ces éléments mettent en évidence l'importance d'une planification adéquate de l'aménagement des forêts urbaines. D'une part, le choix des essences plantées est primordial afin d'assurer la santé à long

terme des arbres et de favoriser les services écosystémiques souhaités tout en minimisant les desservices. D'autre part, accroître la proportion de conifères sempervirents pourrait favoriser la qualité de l'air et la captation des eaux de pluie toute l'année, tout en contribuant à augmenter la diversité spécifique et fonctionnelle des forêts urbaines. Cette action pourrait permettre d'accroître la résilience des forêts face à l'action des changements globaux, à condition que les essences choisies soient adaptées au climat futur. Enfin, ce travail a également permis de mettre en lumière le besoin crucial de connaissances de nos forêts urbaines, notamment en acquérant des données locales précises et représentatives des villes québécoises.

INTRODUCTION

Importance des arbres en milieu urbain

Les arbres urbains assurent des services de grande importance pour les communautés urbaines tels que la régulation du climat, la séquestration du carbone, le maintien de la biodiversité, la régulation des eaux de pluie et la purification de l'air. Ces services dits « écosystémiques » correspondent à des contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être des populations urbaines (Brouwer *et al.*, 2013) en améliorant la qualité de vie et la santé humaine. Par exemple, en absorbant ou en accumulant les principaux polluants atmosphériques (particules fines, ozone, oxydes nitreux et de soufre, monoxyde de carbone), les arbres peuvent contribuer à réduire les risques de maladies chroniques et de mortalité reliés à la qualité de l'air. Dans la ville de Québec, les bénéfices associés à la captation de ces polluants atmosphériques s'élèvent à près de 10 millions de dollars annuellement en contribuant par exemple à réduire l'incidence de symptômes respiratoires aigus, d'aggravation de l'asthme, d'entrées aux urgences et d'admissions à l'hôpital (Nowak *et al.*, 2018a).

Les arbres urbains peuvent également contribuer à la lutte aux changements climatiques en stockant du carbone dans leur biomasse aérienne et souterraine. Chaque hectare de forêt urbaine contient près de 80 tonnes de carbone et l'ensemble des forêts urbaines du Québec séquestrerait plus de 150 000 t de carbone annuellement (McGovern et Pasher, 2016).

La canopée urbaine contribue également à réguler les flux hydriques en milieu urbain. Contrairement aux milieux bâtis qui favorisent l'écoulement rapide de l'eau, les feuilles des arbres, de même que leurs branches et leur tronc ralentissent l'écoulement de l'eau et réduisent ainsi en partie son pouvoir d'érosion du sol. Les arbres contribuent également à évaporer une partie de l'eau stockée temporairement à leur surface et à transpirer une partie de l'eau puisée dans le sol. Enfin, le sol des milieux boisés forme des espaces perméables dans la matrice bâtie imperméable (bâtiments, trottoirs, rues et stationnements asphaltés...) permettant ainsi à l'eau de s'infiltrer dans le sol, ce qui réduit à la fois l'écoulement de surface, l'érosion et le volume des débits de pointe. Tous ces facteurs influençant le régime hydrique d'une ville pourraient s'avérer cruciaux dans un contexte où l'action des changements climatiques risque de modifier le régime hydrique des villes en augmentant la fréquence et l'intensité des périodes de fortes précipitations (Pataki *et al.*, 2021).

Pour l'ensemble de ces raisons, la majorité des municipalités québécoises, de même que le gouvernement provincial, souhaitent accroître la proportion des forêts urbaines sur leur territoire. Toutefois, les arbres urbains peuvent également occasionner des enjeux de santé publique, notamment en ce qui concerne les émissions de pollen qui causent des allergies saisonnières pour une proportion importante de la population (Sousa-Silva *et al.*, 2021), ainsi qu'une aggravation des symptômes de l'asthme. Par ailleurs, les bénéfices offerts par les arbres urbains sont conditionnels au maintien de leur santé et de leur croissance dans le temps. Il importe donc de considérer l'impact potentiel des changements globaux sur l'état futur des forêts urbaines. Par exemple, de nouveaux ravageurs comme l'agrile du frêne ont d'importantes répercussions sur la composition et les services fournis par les forêts urbaines du Québec.

Objectif de la revue de littérature

C'est dans ce contexte que le Ministère de l'Environnement, de la Lutte aux changements climatiques, de la Faune et des Parcs a lancé en 2020, un appel à projets visant à étudier l'efficacité du verdissement face à la captation de polluants atmosphériques dans le contexte des changements climatiques. La présente revue de littérature s'insère dans cet appel à projets et vise, en plus des polluants atmosphériques, à couvrir deux autres services écosystémiques : la séquestration du carbone et la captation des eaux de pluie.

Les résultats sont présentés sous la forme de cinq chapitres. Les trois premiers couvrent la captation des polluants atmosphériques. Le premier chapitre brosse le portrait des principaux polluants atmosphériques, leurs sources, leurs concentrations, leurs impacts sur la santé et les quantités pouvant être captées par les arbres urbains. Le second chapitre présente plus spécifiquement les mécanismes par lesquels les arbres peuvent capter ces polluants ainsi que les traits fonctionnels des espèces d'arbres qui peuvent influencer ce potentiel de captation. Le troisième chapitre traite de deux polluants pouvant être émis par les arbres urbains : les pollens et les composés organiques volatils biogéniques (COVB). Les deux derniers chapitres traitent respectivement de la captation des eaux de pluie et de la séquestration du carbone par les arbres urbains incluant les moyens disponibles pour quantifier ces services.

Il est important de noter que la production de ces chapitres est le fruit de la collaboration étroite de plusieurs équipes de travail. Les auteurs sont donc accrédités pour chacun des chapitres dans lesquels ils sont impliqués. Ce travail a bénéficié entre autres, de la contribution de deux stagiaires financés par le programme Mitacs. Étienne Yusufu Kachaka, stagiaire postdoctoral sous la supervision de Alison Munson à l'Université Laval a rédigé le chapitre 2 portant sur les mécanismes de captation des polluants par les arbres urbains. David Grenier-Héon, étudiant au doctorat sous la supervision de Alain Paquette à l'Université du Québec à Montréal, est quant à lui, l'auteur du chapitre 5 portant sur la séquestration du carbone par les arbres urbains. Chaque chapitre présente une mise en contexte du sujet. De plus, les références propres à chaque chapitre sont présentées dans une section spécifique à la fin de ceux-ci. Enfin, pour les publications marquantes de chaque sujet traité, des fiches synthèses ont été produites et sont présentées en Annexe de chaque chapitre.

CHAPITRE 1 : VERDISSEMENT ET QUALITÉ DE L’AIR

Auteur : Vincent Gauthray-Guyénet, révision interne : Emmanuelle Boulfroy, Samuel Royer-Tardif

1.1. Introduction

Portrait des problèmes de pollution atmosphérique en milieu urbain

Le 9 février 2021, un article de Radio-Canada se faisait écho des derniers chiffres sur les conséquences de la pollution atmosphérique sur la santé au niveau mondial (ICI.Radio-Canada.ca, 2021). Cette étude indique que la pollution atmosphérique associée aux seules énergies fossiles est responsable de 10,2 millions de décès annuellement à travers le monde (Vohra *et al.*, 2021). La large majorité de cette surmortalité se produirait en Asie. Des concentrations d’un autre polluant posant des enjeux de santé en milieu urbain, l’ozone, dépassant de 100 à 200 % les recommandations de l’Organisation mondiale de la Santé (OMS) ont été observées dans de grandes villes industrielles de Chine (Wang *et al.*, 2017). En 2018, l’OMS estimait que 9 personnes sur 10 dans le monde respiraient un air pollué et que la pollution atmosphérique était responsable d’un quart (24 %) des décès d’adultes imputables à des cardiopathies, de 25 % des décès imputables aux accidents vasculaires cérébraux, de 43 % des décès imputables à la bronchopneumopathie chronique obstructive et de 29 % des décès imputables au cancer du poumon (Organisation mondiale de la Santé, 2018a). Cependant, bien que les concentrations les plus élevées aient été mesurées en Asie, d’autres pays industrialisés ont du mal à atteindre les cibles de qualité de l’air fixées par l’OMS. À titre d’exemple, la France vient être condamnée par son propre Conseil d’État à verser des pénalités de 10 M d’euros par trimestre (environ 15 M\$) pour des politiques jugées insuffisantes (Franceinfo avec AFP, 2021). L’ensemble de ces constats actuels font de la pollution atmosphérique un enjeu majeur de santé publique à l’échelle mondiale et l’une des toutes premières causes de mortalité à l’échelle de la planète (Landrigan *et al.*, 2018). Au Canada, le gouvernement estime officiellement que 14 600 décès prématurés sont imputables chaque année à l’exposition aux polluants atmosphériques d’origine anthropique (Environnement et Changement climatique Canada, 2018).

Dans de nombreuses régions d’Europe et d’Amérique du Nord, une partie des polluants atmosphériques ont connu une tendance générale à la baisse depuis quelques décennies, et notamment sur la période 2012-2018 (Organisation mondiale de la Santé, 2018a). Les polluants atmosphériques existent sous de très nombreuses formes chimiques et leurs multiples interactions potentielles (comme la production d’ozone à partir – entre autres – de NO₂) rendent leur étude complexe. Ils peuvent également agir en interactions sur la santé humaine. Dans ses recommandations consultables sur son site internet, en 2018, l’OMS cible en premier lieu quatre polluants communs ayant des répercussions majeures sur la santé (Organisation mondiale de la Santé, 2018 b). Il s’agit des particules fines (ou matières particulaires, PM) de l’ozone (O₃), des oxydes d’azote (NO_x dont le NO₂ principalement) et du dioxyde de soufre (SO₂). Enfin, bien que le monoxyde de carbone (CO) soit surtout connu pour sa dangerosité à l’intérieur des bâtiments, cependant des concentrations élevées de ce polluant peuvent localement représenter un danger immédiat pour la

santé, et particulièrement pour les personnes souffrant de pathologies cardiaques (US Environmental Protection Agency, 2016).

D'après les chiffres communiqués par Environnement et Changement climatique Canada, la plupart des polluants atmosphériques émis restent en moyenne inférieurs aux seuils conseillés par l'OMS (2018) pour l'ensemble du pays. Bien que le Canada soit un des rares pays à atteindre les cibles fixées par l'OMS en matière de rejet des polluants atmosphériques, l'étude de Brauer *et al.* (2019) met en évidence une très importante disparité entre les grands centres urbains et les régions avec de plus faibles densités urbaines. En effet, cette étude montre que la zone du corridor de Windsor-Québec réunissant environ 20 millions d'habitants sur 1150 km de long (soit plus de 50 % de la population canadienne) est également la zone où les habitants sont les plus exposés à la pollution atmosphérique, et que cette exposition supérieure est corrélée à des taux de mortalité précoces supérieurs. Enfin, il est établi qu'en moyenne, la pollution atmosphérique réduit l'espérance de vie des Canadiens de 6 mois (Brauer *et al.*, 2019). En milieu urbain, les conséquences de l'exposition à la pollution atmosphérique sur la santé semblent être le résultat d'effets synergiques entre les différents polluants (Vedal *et al.*, 2003), ce qui en complique l'analyse et la compréhension. Par ailleurs, de plus en plus d'études et de rapports gouvernementaux s'accordent à dire qu'il n'existe pas de valeurs seuil en dessous desquelles on ne constate pas d'atteinte sur la santé humaine. En effet, il a été démontré que les polluants atmosphériques ont des conséquences sur la santé même à des concentrations jugées « acceptables » par les autorités (Brauer *et al.*, 2019), et que des pathologies et même une mortalité précoce surviennent suite à l'exposition à des concentrations basses de polluants atmosphériques, se situant bien en dessous des cibles fixées par l'OMS (Vedal *et al.*, 2003 ; Organisation mondiale de la Santé, 2006 ; Brauer *et al.*, 2019). Ces éléments expliquent pourquoi depuis plusieurs décennies, les polluants atmosphériques sont un des enjeux majeurs de la santé publique au Canada.

Il a été démontré que le développement d'une ville et l'augmentation de sa richesse s'accompagnent d'une diminution de sa qualité d'air (Zheng et Kahn, 2013). En tant que deuxième ville du Québec de par sa population (805 400 habitants pour la grande région de Québec), un flux de circulation important (de 2006 à 2015, le parc automobile a grandi de 21,7 %) et avec environ 26 % de la superficie de ses « parcs industriels et d'affaires » couverts par des entreprises manufacturières (Service de l'aménagement du territoire, Ville de Québec, 2005), la ville de Québec fait face à de nombreux défis concernant la qualité de l'air dans son aire urbaine.

Sources des polluants atmosphériques.

Les sources des polluants atmosphériques en milieu urbain varient surtout en fonction du polluant considéré. Cependant, d'une manière générale, elles dépendent aussi de plusieurs paramètres complexes tels que le développement de l'industrie, l'importance et la proximité du trafic des véhicules à moteur thermique et de grandes artères autoroutières, la proportion de chauffage domestique à combustion et également de la proximité géographique de grandes sources de pollution transfrontalière. Par exemple, en Nouvelle-Écosse, les principales sources de particules fines, d'oxydes d'azote ainsi que de dioxyde de soufre sont la production d'électricité, le chauffage domestique et industriel des locaux au moyen de combustibles fossiles et de biomasse, les activités de construction, les émissions des navires (Gibson *et al.*, 2013). Il arrive également que la pollution atmosphérique mesurée à un endroit donné prenne ses sources loin du point géographique de mesure. Ainsi, les émissions des véhicules et la poussière remise en suspension, dont la majorité (75 %) provient du transport à longue distance (TLR) depuis le nord-est des États-Unis, du corridor *Interstate 95* et du corridor canadien Windsor-Québec, ont été retrouvées et quantifiées dans des villes de l'Est canadien comme Québec (Dabek-Zlotorzynska *et al.*, 2011 ; Jeong *et al.*, 2011).

1.2. Principaux polluants atmosphériques captés par la végétation urbaine

Les polluants atmosphériques comptent en réalité un nombre important de familles chimiques avec des durées de vie et des propriétés très diverses. Les lignes directrices mondiales de l'OMS sur la qualité de l'air (Organisation mondiale de la Santé, 2021), mettent cependant l'emphase sur un nombre restreint d'entre eux, à savoir les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀), l'ozone (O₃), le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO) en raison de leurs conséquences avérées sur la santé humaine. À l'échelle mondiale, ces 5 groupes de polluants font donc l'objet d'une surveillance particulière et cette revue de littérature mettra l'accent sur eux.

Particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀)

Les particules fines (ou matières particulaires) regroupent toutes les particules en suspension dans l'atmosphère et inférieures à un certain diamètre. C'est donc un assemblage complexe de molécules chimiques diverses qui peuvent former des complexes chimiques de très petite taille en s'agglomérant. Généralement, on distingue les particules <2,5 µm (microns) (ou PM_{2,5}, pouvant pénétrer plus en profondeur dans le système respiratoire) et les particules plus grosses < 10 µm (PM₁₀) qui font également l'objet d'une attention importante. Dans la littérature scientifique, on peut également rencontrer la catégorie des PM_{1,0} (<1,0 µm) ou des PST (particules en suspension totale) qui comprennent toutes les particules dont le diamètre est inférieur à 150 µm. Les particules fines peuvent se présenter sous forme solide, liquide ou un mélange des deux (Santé Canada, 2021a) et elles forment l'un des principaux composants du « smog » des milieux urbains (Environnement et Changement climatique Canada, 2018).

Concentrations au Canada

Au niveau national, les concentrations de PM_{2,5} semblaient se maintenir à un niveau constant entre 2002 et 2016 (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). La concentration annuelle moyenne en PM_{2,5} est ainsi passée de 7,3 en 2002 à 6,4 µg.m⁻³ en 2016. Sur l'ensemble du pays, la concentration de pointe (concentration maximale relevée sur une période de 24 heures) ne montre pas non plus de tendance sur la même période (25,9 en 2002 à 19,6 µg.m⁻³ en 2016), bien que l'évolution générale entre 2002 et 2016 soit plus variable. Néanmoins, il faut noter de fortes disparités entre les grandes régions du Canada sur cette période. Par exemple, les concentrations de pointes étaient globalement en baisse pour le sud de l'Ontario et le sud du Québec alors qu'elles sont en forte hausse pour la région des Prairies et le nord de l'Ontario. Pour ce qui est des concentrations annuelles moyennes dans le Canada Atlantique, elles ont varié entre 4,0 et 6,0 µg.m⁻³, tandis que pour le sud du Québec, les concentrations sont plus élevées, variant de 6,3 à 9,8 µg.m⁻³.

Concentrations dans les villes québécoises

Pour la ville de Québec, les concentrations en PM_{2,5} sont assez élevées comparativement aux autres grands bassins urbains canadiens (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Ainsi, la concentration moyenne annuelle s'établissait au deuxième rang canadien en 2016 avec 8,2 µg.m⁻³, derrière la ville de Windsor (8,3 µg.m⁻³). Pour les concentrations annuelles de pointe, la ville de Québec est également au deuxième rang (21,4 µg.m⁻³) derrière Régina (22,9 µg.m⁻³). Montréal est au 7^e rang avec 7,1 µg.m⁻³ pour la concentration annuelle moyenne et 8^e avec 18,3 µg.m⁻³ pour les concentrations de pointe. La carte interactive des stations de mesure de la qualité de l'air disponible sur le site d'Environnement et Changement climatique Canada montre cependant que les concentrations varient grandement en fonction de la position de la station dans un centre urbain donné. Ainsi, les stations de mesures situées proches des grands axes autoroutiers, comme celle de l'échangeur Décarie à Montréal ou celle du Vieux-Limoilou à Québec (proche de l'échangeur de l'A440), enregistrent régulièrement des concentrations supérieures à 8,8 µg.m⁻³ (Environnement et Changement climatique Canada, 2021), soit la norme canadienne de qualité de l'air ambiant pour les PM_{2,5}.

Sources

Les particules fines peuvent être issues de sources naturelles et anthropiques. L'origine naturelle regroupe par exemple les feux de forêt, les processus d'érosion, les éruptions volcaniques ou les pollens. Les sources anthropiques concernent majoritairement des processus de combustion. Pour ce type de polluant, on distingue les sources dites primaires (c'est-à-dire les sources émettant directement des particules fines dans l'atmosphère telle que le chauffage au bois) et les sources dites secondaires qui sont des réactions chimiques se formant dans l'atmosphère à partir de précurseurs gazeux tels que les NO_x, le SO₂, l'ammoniac (NH₃) ou les composés organiques volatils (COV). Une étude récente réalisée en Chine met en évidence que les sources primaires compteraient pour 7/10 et les secondaires pour 3/10 de la totalité des PM_{2,5} en milieu urbain (Hao *et al.*, 2020).

Au Québec, entre 2002 et 2008 les émissions d'origines anthropiques se répartissent entre le chauffage au bois à hauteur de 42,7 %, l'industrie pour 41 % (dont, entre autres, les pâtes et papiers,

l'extraction minière, l'aluminerie), et les transports pour 15,6 % (Lebel *et al.*, 2012). Pour l'ensemble du Canada, en 2019 la combustion de bois du secteur résidentiel restait également la principale source d'émission (38,8 %) (Gouvernement du Canada, 2021). En milieu urbain, lorsqu'on parle d'exposition de la population aux concentrations de particules fines, il est très important de prendre en compte la proximité avec les sources potentielles.

Variation spatiale en ville

À l'instar de nombreux polluants, les PM_{2,5} montrent des concentrations plus élevées en milieu urbain qu'en milieu rural (Lebel *et al.*, 2012). Il existe également un lien très fort entre la taille de la ville et les niveaux de concentrations de particules fines atmosphériques, ainsi qu'avec le type de tissu urbain d'une ville donnée (par exemple, son degré de fragmentation ; Liu *et al.*, 2018). Les zones d'habitations situées proches des axes de fort trafic routier sont particulièrement exposées (Tong *et al.*, 2015) et connaissent des taux de pathologies et de mortalité associés aux particules plus importants que le reste de la population, tout particulièrement lorsqu'il s'agit d'autoroute (Künzli *et al.*, 2010a). Cela se produit même si les transports ne sont responsables que de 15,6 % de la totalité des émissions de ce type. Ceci s'explique par le fait que les véhicules à moteur thermique constituent une source importante de particules fines, que ce soit via la combustion des carburants ou les résidus d'usure mécanique (provenant des freins, des pneus et possiblement de l'érosion mécanique des routes). Toutefois, plusieurs facteurs peuvent influencer cette association entre proximité d'axes routiers et concentrations plus élevées ; il s'agit notamment des vents dominants de la zone considérée et de l'implantation de « haies » de végétation entre la route et le point de mesure (Tong *et al.*, 2015). En effet, les éléments composant une forêt urbaine ont le pouvoir d'agir comme sur la dispersion. Ils peuvent retarder la dispersion des PM_{2,5} en amont du vent dominant, en plus d'en capter une partie par dépôt : ceci contribue à faire atténuer les concentrations de pointe de particules fines (Tong *et al.*, 2015). Il a d'ailleurs été démontré que les zones ayant des surfaces de forêts urbaines plus importantes présentent des concentrations de particules fines moins importantes (Irga *et al.*, 2015).

Saisonnalité

La saisonnalité est une variable explicative importante aux variations annuelles de particules fines (Liu *et al.*, 2018). Plusieurs études s'intéressant aux concentrations de PM_{2,5} dans plusieurs grandes villes du monde montrent des valeurs plus importantes pendant les mois d'hiver (voir par exemple : Guttikunda et Gurjar, 2012). Au Québec, ce type de particule est une des causes premières des épisodes de « smog » dans les zones urbaines durant l'hiver et il est lié, en partie, à l'utilisation plus importante du chauffage au bois durant cette période, le chauffage au bois étant la source principale d'émission des PM_{2,5} sur l'ensemble du Québec (Lebel *et al.*, 2012). Par ailleurs, le vent ayant une forte influence sur la dispersion des particules fines (Tong *et al.*, 2015), les saisons très venteuses sont moins sujettes à des pics de concentrations intra-urbaines (Liu et Cui, 2014). La corrélation négative entre la température et les concentrations de particules fines (Cavanagh *et al.*, 2009) est également un facteur qui explique les concentrations plus importantes de ce polluant durant l'hiver. Les mois connaissant fréquemment de fortes pluies (en termes d'intensité et de fréquence) sont généralement associés avec des concentrations inférieures de particules fines, car la pluie est connue pour

« lessiver » une partie de ces particules et donc diminuer leurs concentrations dans l'air ambiant (Irga *et al.*, 2015). En ce qui concerne la relation entre les concentrations de particules fines et l'humidité relative dans l'air, celle-ci ne semble pas faire consensus. Des études telles que Liu et Cui (2014) indiquent une corrélation positive, tandis que d'autres, comme Lou *et al.* (2017) semblent indiquer une relation plus complexe, non linéaire, entre ces deux paramètres.

Enfin, le transport de ce polluant sur de longues distances est un élément à la fois important et complexe à prendre en compte pour comprendre la variation spatiale et temporelle des concentrations de particules fines. Bien que les conditions climatiques hivernales soient généralement favorables à de fortes concentrations intra-urbaines en raison d'une augmentation de la combustion (chauffage), l'étude de (Liu et Cui, 2014) a montré que les vents dominants plus importants à l'été et formant de grands courants, facilitent le transport sur de longues distances. Il en résulte que les particules fines provenant de la zone densément peuplée à la frontière nord des États-Unis sont transportées de manière plus importante jusque dans les zones urbaines du sud de l'Ontario durant l'été (Liu et Cui, 2014), et dans une moindre mesure vers le sud-ouest du Québec (Environnement et Changement climatique Canada, 2016).

Impacts sur la santé humaine

L'exposition aux particules fines est responsable de diverses et nombreuses pathologies chez l'homme, et les PM_{2.5} sont particulièrement nocifs pour la santé humaine et font donc l'objet de recommandations de la part de l'Organisation mondiale de la Santé en termes de concentrations dans l'atmosphère et ses rejets sont soumis à des politiques de contrôle dans la plupart des pays du monde. Dans sa dernière mise à jour, l'OMS recommande de ne pas dépasser une concentration annuelle moyenne de 5 µg.m⁻³ et de ne pas dépasser la concentration maximale de 15 µg.m⁻³ pendant plus de 3 à 4 jours par année (Organisation mondiale de la Santé, 2021). Malgré l'établissement de ces seuils d'émissions, l'OMS précise cependant qu'il n'y a pas de seuil minimum à partir duquel se produisent des conséquences sur la santé humaine, et l'effort doit donc viser à les maintenir les plus basses possible en tout temps (Lebel *et al.*, 2012). Des estimations indiquent qu'il s'agirait du polluant atmosphérique engendrant les plus importants facteurs de risque universels pour la santé humaine (Santé Canada, 2019). L'exposition à court terme à de fortes concentrations peut entraîner des atteintes au système respiratoire (irritations, inflammations des bronches, etc.) et cardiovasculaire, telles que des arythmies, ou une augmentation de la viscosité sanguine, entre autres (Lebel *et al.*, 2012). Plus spécifiquement, cela se traduit par une multitude d'atteintes dont : une augmentation des bronchites aiguës et chroniques, ainsi que des atteintes respiratoires et une activité restreinte en journée. Selon le même rapport, si l'exposition quotidienne aux particules fines devient plus importante, elle est associée à une augmentation de la mortalité et de la morbidité (visites à l'urgence et hospitalisations) pour des atteintes cardiaques et pulmonaires, tout particulièrement chez des publics fragiles tels que les nourrissons et les enfants ainsi que les personnes âgées. L'exposition prolongée serait particulièrement nocive, mais même l'exposition à court terme peut entraîner des conséquences sur la santé. Il s'agit par exemple de maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC) qui est une maladie chronique caractérisée par l'essoufflement, la toux chronique et la production accrue de crachat, cardiopathies ischémiques, cancer du poumon et les maladies cérébrovasculaires (Santé Canada, 2019). Enfin, l'exposition des populations urbaines aux particules fines serait

responsable, à l'échelle mondiale, d'environ 5 % de la mortalité attribuable aux cancers de la trachée, des bronches et du poumon, et d'environ 1 % de la mortalité attribuable aux infections respiratoires aiguës chez les enfants (Cohen *et al.*, 2004). Plus récemment, il a été mis en évidence que parmi les polluants atmosphériques, l'exposition aux particules fines est une cause majeure de l'augmentation de l'occurrence des cancers du poumon, entraînant également des taux de survie plus faibles à la maladie du cancer (Turner *et al.*, 2020). En effet, cette revue de littérature établit dans un premier temps, que la mortalité attribuable aux PM_{2,5} autour du monde dépend non seulement des concentrations et des durées d'exposition aux polluants ambiants qui dépendent du lieu, mais également d'autres facteurs, notamment la dynamique démographique, le vieillissement de la population, les taux de mortalité, l'accès aux soins de santé et d'autres disparités ethniques et socioéconomiques. En conséquence, le nombre estimé de décès mondiaux attribuables au cancer du poumon a augmenté de près de 30 % depuis 2007, et ces facteurs peuvent expliquer, au moins en partie, la grande variation des estimations par pays. Par exemple, une fois normalisé selon l'âge et les paramètres propres à la pollution, le taux de mortalité par cancer du poumon attribuable aux PM_{2,5} était estimé à 1,6 pour 100 000 personnes aux États-Unis en 2020, contre 7,4 pour 100 000 personnes en Chine selon la « Institute for Health Metrics and Evaluation » de l'Université de Washington en 2020 (Turner *et al.*, 2020).

Santé Canada estimait que 10 000 décès prématurés sont attribuables aux PM_{2,5} annuellement, dont 2 800 au Québec et 4 200 en Ontario en 2016 (Santé Canada, 2021b). La réduction des concentrations de PM_{2,5} dans l'air ambiant à des concentrations dites « naturelles » permettrait une atténuation de la mortalité de l'ordre de 3,9 %, soit une baisse d'environ 9 700 décès par année rien que pour ce type de polluant (2019). La population vivant proche des grands axes routiers à forte densité (tels que les grands échangeurs autoroutiers dans les centres urbains) bénéficierait en premier lieu d'un tel abattement, puisqu'elle est en général plus exposée à des concentrations de polluants atmosphériques plus élevées. En effet, dans son rapport d'analyse publié en 2020, Santé Canada indiquait que les preuves scientifiques étaient suffisantes pour conclure à un lien de causalité entre l'exposition à la pollution atmosphérique provenant du trafic routier et l'incidence et la prévalence d'asthme chez les enfants, et suffisantes pour conclure à un lien de causalité probable avec des atteintes sur les fonctions pulmonaires (Santé Canada, 2020). En outre, en moyenne au Canada en 2016, 43 % de la population vivait dans un rayon de 250 m d'une route à circulation élevée contre 13 % au Québec (Santé Canada, 2022).

Ozone (O₃)

L’ozone est un gaz à température ambiante très réactif avec un pouvoir oxydant très important. Il remplit une fonction capitale quand il se trouve dans la stratosphère¹ puisqu’il absorbe la majeure partie du rayonnement solaire ultraviolet dangereux pour de nombreux systèmes biologiques. En revanche, l’exposition à l’ozone troposphérique peut engendrer des effets néfastes sur la santé humaine et il fait donc l’objet d’une surveillance importante dans la plupart des pays du monde. Il est l’une des principales composantes des épisodes de smog estivaux, en lien avec le rayonnement solaire plus important à cette saison. En effet, il résulte d’une transformation photochimique complexe de polluants précurseurs, notamment les oxydes d’azote (NO_x). Avec une durée de vie pouvant s’étaler sur quelques jours dans la troposphère, il est susceptible d’être transporté loin de son lieu d’émission (Lebel *et al.*, 2012), sur des distances supérieures à 100 km (Ramos *et al.*, 2018).

Concentrations au Canada

D’après le rapport d’Environnement et Changement climatique Canada (2018), l’évolution de l’ozone présente un bilan contrasté au cours des dernières années (période 2002-2016). Bien que les concentrations de pointe d’O₃ troposphérique (c’est-à-dire les concentrations maximales relevées lors des pics de pollution à l’O₃ sur 8 heures) aient eu tendance à s’atténuer au cours de cette période diminuant d’environ 16,9 % en 14 ans (passant de 68,2 à 56,8 ppm), la concentration moyenne annuelle demeure quant à elle, globalement inchangée sur l’ensemble de ce même intervalle de temps (variant de 33,7 à 31,7 ppm). Par ailleurs, les concentrations d’O₃ varient beaucoup sur l’ensemble du territoire canadien, et ce, de façon relativement hétérogène. À titre d’exemple, pour ce qui est des concentrations estivales moyennes, le sud de l’Ontario et de l’Alberta présente des moyennes supérieures à 45 ppm, le sud du Québec de 40 à 45 ppm, alors que la moyenne estivale de l’O₃ pour l’Est-du-Québec s’élève entre 30 et 35 ppm et la majeure partie du nord du pays présente des concentrations plus faibles allant de 25 à 30 ppm (Santé Canada, 2019). Pour le suivi des concentrations, il est également pertinent de noter que la production d’O₃ est généralement inversement proportionnelle à la concentration de monoxyde d’azote (NO) (Liao *et al.*, 2008 ; Lebel *et al.*, 2012), puisque le NO réagit avec l’O₃ pour produire du NO₂ et du dioxygène (O₂) (Fontan, 2003).

Concentrations au Québec

Les suivis de concentrations annuelles moyennes de l’ozone montrent une tendance globale à la hausse entre 1975 et 2009 dans le milieu urbain québécois (Lebel *et al.*, 2012). En 2016, la concentration annuelle moyenne d’ozone dans la ville de Montréal s’élevait à 32,5 ppm, juste devant Québec (32,0 ppm) et loin derrière les villes du sud de l’Ontario comme London (41,5 ppm) (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). La carte des concentrations de pointe d’ozone par station de surveillance en 2016 confirme que, bien qu’inférieur à celles observées dans le sud de l’Ontario, le sud du Québec connaît des pointes de concentration d’ozone relativement

¹ La stratosphère est située entre 6 et 16 km d’altitude pour sa limite inférieure et 50 km pour sa limite supérieure. Elle est située entre la troposphère (limite inférieure) et la mésosphère (limite supérieure).

élevée (55 à 62 ppm, Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Une étude antérieure s'étalant entre 2003 et 2013 et portant sur le territoire des villes de Gatineau, Montréal et Québec faisait état de concentrations légèrement plus basses sur cette période avec respectivement 23,54, 24,00 et 22,84 ppm (Provençal *et al.*, 2016). La comparaison de ces valeurs avec les concentrations de 2016 (Environnement et Changement climatique Canada, 2018) semble indiquer une hausse progressive des concentrations de ce contaminant atmosphérique ce qui confirmerait la tendance générale constatée en milieu urbain dans le rapport de l'INSPQ (Lebel *et al.*, 2012). Malheureusement, peu d'informations sont disponibles pour l'Est-du-Québec (Environnement et Changement climatique Canada, 2021), ce qui rend difficile la comparaison directe avec les concentrations présentes dans le sud de la province. Néanmoins, à partir des stations existantes sur l'ensemble du Québec, Gilbert *et al.* (2019) estiment que l'Estrie, la Montérégie et Montréal sont particulièrement sujettes aux dépassements des concentrations de pointe seuil fixées par l'OMS et que la partie sud-ouest de la province connaît des concentrations moyennes plus élevées que celles provenant du nord du fleuve Saint-Laurent. Enfin, le rapport de l'INSPQ portant sur le Québec met en évidence des concentrations en milieu rural plus importantes qu'en milieu urbain (Lebel *et al.*, 2012). Ce phénomène qui peut paraître étonnant de prime abord a déjà été constaté ailleurs en Europe (Künzli *et al.*, 2010b). Il s'explique en réalité par deux raisons principales ; en premier lieu, les COV biogéniques émis par la végétation (comme les milieux forestiers) forment le précurseur chimique le plus important de la formation d'O₃ en milieu rural (US Environmental Protection Agency, 2013). D'autre part, l'O₃ a la particularité de réagir rapidement avec l'oxyde d'azote (NO) produit en grande quantité par les moteurs thermiques et dont les concentrations sont importantes près des axes routiers à fort trafic (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2021). Cette combinaison explique par exemple, que la concentration mesurée à la station Montréal – Échangeur Décarie est l'une des plus basses au (49 ppb), qui est située à l'intersection de deux autoroutes majeures, alors que les stations en aval de Montréal, comme la station Saint-Zéphirin-de-Courval (58 ppb), affichent des concentrations plus élevées de 9 ppb (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2021).

Sources

La principale source d'ozone troposphérique provient de réactions photochimiques complexes impliquant des composés organiques volatils (COV) et des oxydes d'azote (NO_x), pour lesquels la combustion de matière organique récente et l'utilisation de combustibles fossiles sont des sources importantes (Goldberg *et al.*, 2001). Plus spécifiquement, Jacob (2000) décrit qu'il s'agit d'une oxydation en phase gazeuse d'hydrocarbures et de monoxydes de carbone (CO) catalysée par les radicaux oxyde d'hydrogène et les radicaux oxyde d'azote (NO_x). Il existe donc un lien fort entre l'ozone et les autres polluants atmosphériques communs que sont les NO_x, CO et les résidus d'hydrocarbures imbrûlés dont une partie importante provient des véhicules à moteur thermique. Comme il s'agit d'une réaction photochimique, les jours de canicule sont souvent corrélés à des productions d'ozone plus importantes, en raison de la corrélation avec un rayonnement solaire plus intense. Un lien fort entre circulation de véhicules et production d'ozone a été démontré dans une étude récente (Sicard *et al.*, 2020), même si, nous l'avons vu qu'à proximité très immédiate de l'axe routier, la concentration d'O₃ peut être plus faible en raison des fortes concentrations de NO. Cette

même étude précise que d'une manière générale, les politiques de contrôle des émissions par les véhicules étaient un moyen efficace de lutter contre les concentrations de pointe d'ozone dans plusieurs grands centres urbains du monde. Outre la pollution d'origine locale, il a été démontré que les concentrations d'ozone mesurées dans l'est du Canada pouvaient provenir de sources lointaines. En effet, une étude de long terme (1994-2003) a démontré que les écoulements d'air majeurs provenant du sud-ouest, et passant au-dessus du Michigan et de l'Ontario étaient associés à des niveaux d'ozone plus importants (Johnson *et al.*, 2007).

Saisonnalité

Dans plusieurs grandes villes d'Europe, il a été démontré que les pics de concentrations d'ozone étaient liés aux jours de la semaine connaissant un fort trafic routier (Sicard *et al.*, 2020). Ceci suggère donc l'existence d'une variation intrahebdomadaire. En plus de cette variabilité, l'O₃ augmente généralement avec l'accroissement de la température et de l'intensité solaire et diminue avec l'augmentation de l'humidité relative (Camalier *et al.*, 2007). Les journées de fortes chaleurs estivales sont donc propices à de hautes concentrations atmosphériques d'ozone, ce qui a pour conséquence des concentrations de pointe (valeur maximale relevée sur un intervalle de 8 heures) plus fréquentes durant l'été, bien que des concentrations de pointe d'ozone peuvent se produire durant l'hiver (Ahmadov *et al.*, 2015). En général, les variations des concentrations d'ozone mesurées en milieu urbain sont très dépendantes des variations météorologiques (Ramos *et al.*, 2018), et cette tendance se constate également pour l'est du Canada où une étude datant de 1994 avait déjà mis en évidence une concentration moyenne plus élevée en juin (environ 50 ppm) que tout autre mois de l'année (par exemple inférieure à 25 ppm en décembre et janvier) dans la ville de Montréal (Fuentes et Dann, 1994).

Variation spatiale en ville

D'un point de vue spatial, les concentrations d'ozone sont complexes à aborder puisqu'elles dépendent en partie des vents dominants, en plus des sources d'émission et des sources de captation. Ainsi, Camalier *et al.* (2007) ont démontré que la prise en compte des vents dominants couplée aux zones d'émissions principales de NO_x expliquait en partie la variation des concentrations d'ozone dans les grands centres urbains aux États-Unis. À une échelle spatiale plus fine, un dispositif d'essai impliquant des capteurs innovants et peu coûteux a permis de mettre en évidence des concentrations d'ozone plus importantes auprès des grands axes routiers de Riverside (banlieue de Los Angeles) (Sadighi *et al.*, 2018). Ce constat est partagé par l'étude de Ramos *et al.* (2018), menée à Montréal qui démontre que la prédiction des concentrations d'ozone en milieu urbain doit tenir compte de la présence d'axes routiers ainsi que de la densité de végétation dans la zone urbaine.

Impacts sur la santé humaine

L'ozone situé dans la troposphère est depuis longtemps reconnu pour entraîner des perturbations dans les systèmes biologiques (Tilton, 1989). Il est l'un des principaux oxydants photochimiques dans l'air ambiant dont les effets à court terme sur la santé sont très bien documentés (Bell *et al.*, 2005).

Plus spécifiquement, il s'agit d'une molécule avec un très fort pouvoir oxydatif et qui agit comme un irritant puissant pour les muqueuses et plus particulièrement celle du système respiratoire (Lebel *et al.*, 2012). Lors d'expositions à des concentrations élevées, il peut entraîner une augmentation des hospitalisations pour pneumonie, maladie pulmonaire obstructive chronique, asthme, rhinite allergique et autres maladies respiratoires (Wang *et al.*, 2017). De plus, une exposition à court terme (< 30 jours) est responsable d'une augmentation de troubles cardiovasculaires (Bell *et al.*, 2005 ; US Environmental Protection Agency, 2013), et les mécanismes biologiques responsables semblent même apparaître à des seuils de 75 ppm (Goodman *et al.*, 2015). Enfin, l'exposition, même à court terme, a également été reconnue responsable d'une augmentation des cas d'asthme chez les enfants (Sousa *et al.*, 2013). Cette étude indique en outre que des altérations pulmonaires obstructives transitoires peuvent survenir suite à une exposition de 6,6 h des niveaux de $160 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, et qui correspondent à une concentration fréquemment dépassée partout dans le monde (Sousa *et al.*, 2013). L'OMS recommande de ne pas dépasser les seuils maximaux d'exposition de $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur une durée journalière de 8 heures ou $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ moyenne sur 8 heures en saison de pointe (Organisation mondiale de la Santé, 2021).

Dans l'ensemble du Canada, l'Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air (OEBQA) de Santé Canada estime qu'une augmentation de 20 ppm de la concentration d' O_3 estivale entraîne une hausse de mortalité de 8,2 % et de 1,7 % pour une augmentation de concentration de 20 ppm de l'ozone annuelle (Santé Canada, 2021b). On estime que, pendant la période 2014-2016, l'exposition aiguë à l' O_3 annuel au-delà des concentrations naturelles (donc > 39,0 ppm) serait liée à 1,1 % des décès de toutes causes confondues (2 700 décès par année). L'exposition chronique à l' O_3 estival (mai à septembre) au-delà des concentrations naturelles (donc > 42,8 ppm) serait quant à elle, responsable de 5,4 % des décès liés à des causes respiratoires, soit 1 300 décès respiratoires par année (Santé Canada, 2019). Enfin, l'étude de Goldberg (2001) menée sur les décès précoces dans l'agglomération de Montréal entre 1984 et 1993 estimait que la mortalité due à l'ozone touche principalement les personnes de plus de 65 ans lors des fortes chaleurs estivales.

Oxydes d'azote : NO_x (NO et NO₂)

Les principales formes d'oxydes d'azote (NO_x) comprennent le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). En raison de sa très forte réactivité, le NO se transforme rapidement dans la troposphère, principalement en NO₂. Les oxydes d'azote sont des précurseurs de l'ozone décrit ci-dessus (Lebel *et al.*, 2012), et d'autres dérivés azotés comme l'acide nitrique (HNO₃) qui retombe sous forme de précipitations et qui est l'un des composants majeurs des pluies acides (Seinfeld et Pandis, 2016). Cependant, quand on parle d'exposition aux oxydes d'azote, il est très important de considérer la proximité avec les sources du polluant en raison de la courte durée de vie de ces polluants dans l'atmosphère (Delmas *et al.*, 1997).

Concentrations au Canada

Le dioxyde d'azote est bien plus nocif pour la santé humaine que le monoxyde d'azote, en plus d'être plus stable (Lebel *et al.*, 2012), ce qui explique la surveillance plus importante du NO₂. Pour l'ensemble du Canada, les concentrations moyennes ont globalement diminué sur la période 2002 – 2016, passant de 13,7 à 7,8 ppm (sous la norme annuelle canadienne pour 2020 de 17 ppm) (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Au cours de la même période, les concentrations de pointe (norme canadienne de 1 heure pour 2020 s'élevant à 60 ppm) ont également diminué passant de 51,6 à 38,8 ppm. Ces diminutions seraient dues à des normes plus strictes sur les rejets par les voitures et les camions (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Le portrait régional montre une disparité importante entre les grandes régions canadiennes, bien que les concentrations moyennes et de pointes de NO₂ de toutes les régions suivent la même tendance générale à la baisse depuis 2002. Par exemple, les concentrations dans le sud de l'Ontario sont passées de 18,5 à 9,6 ppm, tandis que celles du Canada Atlantique sont bien inférieures étant passées de 6,9 à 3,8 ppm sur la même période (Environnement et Changement climatique Canada, 2018).

Concentrations au Québec

La concentration moyenne de NO₂ dans le sud du Québec est passée de 14,9 ppm en 2002 à 8,6 ppm en 2016, soit une diminution annuelle de 0,5 ppm en moyenne (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). En 2016, la ville de Montréal occupait le 6^e rang des grandes zones urbaines canadiennes pour la concentration annuelle moyenne en NO₂ avec une concentration ambiante de 8,9 ppm, alors que la ville de Québec occupait le 14^e rang avec une moyenne de 6,6 ppm pour cette même année (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Pour les concentrations de pointe en 2016, les deux villes sont très proches l'une de l'autre ; Québec occupant le 8^e rang et Montréal, le 9^e avec des concentrations de pointes de 44,0 et 43,5 respectivement.

Sources

Les sources de monoxyde d'azote sont à la fois d'origine naturelle et anthropique (dans des proportions relatives de 30 et 70 % environ, Delmas *et al.*, 1997) et les milieux urbains concentrent généralement plus de sources d'émission que les milieux ruraux (Seinfeld et Pandis, 2016). La source principale d'origine anthropique est la combustion à haute température. La combustion d'énergies

fossiles représente environ 50 % des émissions totales d'oxydes d'azote et la combustion de biomasse environ 20 % de ces dernières (Delmas *et al.*, 1997). Les secteurs de l'industrie et du transport sont donc des sources d'émission très importantes (Bhanarkar *et al.*, 2005). En 2020, le transport (routier, ferroviaire, aérien et maritime) représentait 35 % de la totalité des 508 kt émis par le Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2022). En milieu rural, où les contributions de l'industrie et des transports sont faibles, les sols agricoles peuvent être la principale source de NO (Medinets *et al.*, 2015) surtout dans le cas des sols fertilisés avec de l'azote sous forme minérale (NH_4^+ et/ou NO_3^-). Dans son portrait de la répartition des émissions d'oxydes d'azote au Québec, l'INSPQ estimait qu'entre 1990 et 2008, 14,2 % provenaient de l'industrie, 6,1 % de combustion non industrielle et la très large majorité, soit 79,4 %, du secteur des transports (Lebel *et al.*, 2012). Comme la majeure partie des émissions de NO_2 sont intimement liées au transport, l'installation de pots catalytiques sur les véhicules explique en majeure partie la réduction drastique des concentrations mesurées entre 1975 et 1996. Depuis, les émissions continuent de diminuer à un rythme plus lent, les efforts des politiques de contrôles mises en place étant contrebalancés par l'augmentation continue du nombre de véhicules sur les routes du Québec (Lebel *et al.*, 2012).

Saisonnalité

À l'instar d'autres polluants comme les particules fines, les concentrations de NO_2 sont souvent plus élevées lors de la période hivernale (Guttikunda et Gurjar, 2012). Cela a également été observé récemment dans l'aire urbaine de Calgary (Bertazzon *et al.*, 2019), et pourrait être expliqué par un chauffage résidentiel plus important, ainsi qu'à une conduite de véhicules dite « locale » plus importante pendant la saison froide. En effet, la conduite sur de courtes distances, à basse vitesse, avec des arrêts fréquents et une marche souvent au ralenti générerait de plus importantes émissions de NO_2 par les véhicules transports munies d'un moteur thermique (Bertazzon *et al.*, 2019). En saison hivernale, les températures plus douces et les faibles vents sont également deux facteurs météorologiques importants à prendre en compte pour expliquer les fortes concentrations urbaines de NO_2 (Bertazzon *et al.*, 2019).

Variation spatiale en ville

D'un point de vue spatial, des concentrations de NO_2 plus élevées ont été prédites sur les principaux axes de circulation et dans les zones industrielles, avec un contraste plus marqué en été et un schéma plus diffus en hiver ; ce qui implique que la variation spatiale et la variation temporelle (saisonnière) sont intrinsèquement liées (Bertazzon *et al.*, 2019). Par ailleurs, des concentrations de NO_x plus importantes, avec des concentrations de pointes supérieures (de l'ordre de 30 ppm), ont été enregistrées en pleine ville comparativement à la proche banlieue et à la zone extérieure plus rurale (s'élevant autour de 10 ppm) (Hagemann *et al.*, 2014). Cyrus *et al.* (2012) ont examiné l'exposition de la population de 36 villes majeures d'Europe au NO et au NO_2 et ont mis en évidence des concentrations systématiquement beaucoup plus importantes au niveau des artères avec un fort trafic routier (au moins 10 000 véhicules par jour) et légèrement plus importantes dans les rues où un minimum de 3 000 véhicules passait par jour dans un rayon de 50 m comparativement aux rues avec un trafic routier plus faible. À une échelle plus fine d'analyse spatiale des variations de concentrations en milieu urbain, l'intensité du trafic routier est donc un critère de première importance.

Impacts sur la santé humaine

Le NO₂, à des concentrations dépassant 200 µg m⁻³ et même sur de courtes durées, est un gaz toxique entraînant une inflammation importante des voies respiratoires (Lebel *et al.*, 2012). Il entraîne une diminution de la fonction pulmonaire aux concentrations actuellement mesurées dans plusieurs villes d'Europe et d'Amérique du Nord (Organisation mondiale de la Santé, 2018 b). Chez les enfants, l'OMS rapporte plusieurs études épidémiologiques montrant que les symptômes bronchitiques chez l'enfant asthmatique augmentent avec une exposition de longues durées au NO₂. Pour l'ensemble du Canada, Santé Canada estime que le NO₂ est responsable à lui seul de 940 décès prématurés par année et d'un montant d'environ 7 G\$ en frais de santé en 2015 (Santé Canada, 2019). On estime qu'une réduction de 10 % de toutes les émissions canadiennes de NO_x représenterait 4 M\$/jour en termes de bénéfices sanitaires pour la population canadienne (Pappin et Hakami, 2013). D'après la même étude, le gain le plus important résultant de la réduction des émissions de NO_x proviendrait d'une réduction des émissions locales du corridor Windsor-Québec, où se concentrent les centres majeurs de population. Par exemple, le gain moyen suivant une réduction de 10 % des émissions pourrait s'élever à 211 000 \$ par jour à Montréal (Pappin et Hakami, 2013). L'association entre concentrations de NO₂ et mortalité précoce est particulièrement forte durant l'hiver (Vedal *et al.*, 2003). Les auteurs de cette dernière étude confirment aussi que la proximité avec les sources d'émission de NO₂ est corrélée avec une mortalité précoce plus importante en milieu urbain. De plus, bien que plusieurs études tentent de modéliser l'impact d'un type de polluant en particulier sur la santé humaine (ici les NO_x), il semble que les polluants agissent en réalité de manière synergique sur la santé (Vedal *et al.*, 2003).

Dioxyde de soufre : SO₂

Le dioxyde de soufre est un gaz incolore, mais nauséabond qui est présent dans les matières non raffinées comme le pétrole brut ou le charbon et qui est relargué dans l'atmosphère lors de la combustion. Il peut aussi provenir de sources naturelles comme les volcans et les sources hydrothermales. Dans l'atmosphère, il produit de l'acide sulfurique (H₂SO₄) lorsqu'il est en présence d'acide nitrique, provenant lui-même de NO_x. La retombée de ce gaz sous forme soluble dans les précipitations est l'autre composante majeure des pluies acides (avec HNO₃) (Lebel *et al.*, 2012). Par ailleurs, le SO₂ est également un des précurseurs des particules fines (PM) (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Bien qu'il soit toxique pour la santé humaine, les liens de causalité entre les concentrations de SO₂ et les taux de mortalité semblent moins évidents comparativement aux particules fines, à l'ozone ou aux oxydes d'azote (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Pour cette raison, l'évolution des concentrations de SO₂ fait l'objet de moins de suivi.

Concentrations au Canada et au Québec

Entre 2002 et 2016, les concentrations moyennes ainsi que les concentrations de pointe de SO₂ ont diminué sur l'ensemble du territoire Canadien ainsi que pour toutes les grandes régions où les concentrations sont suivies. Les niveaux moyens sont généralement plus bas pour la Colombie-Britannique, les Prairies et nord de l'Ontario depuis 2002. Ces baisses sont moins prononcées que pour le sud du Québec, le sud de l'Ontario et le Canada atlantique (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Au Québec, d'après le rapport de l'INSPQ (Lebel *et al.*, 2012), les concentrations sont passées d'environ 13,8 ppm en 1975 à environ 2,8 ppm en 2009. Sur la période 2002 – 2016, le SO₂ a poursuivi sa tendance à la baisse passant de 4,3 à 1,7 ppm d'après le rapport d'Environnement et Changement climatique Canada (2018). Pour l'ensemble de la province québécoise, on estime que la production SO₂ est passée d'environ 401,5 kt en 1990 à 168,3 kt en 2008 (Paradis, 2011), ce qui confirme la tendance générale observée pour l'ensemble du Canada. Par ailleurs, contrairement à ce qui se produit avec les autres polluants présentés dans cette revue de littérature, le milieu urbain est généralement moins exposé aux émissions de SO₂, excepté dans le cas d'une proximité immédiate avec une industrie polluante de type raffinerie (Lebel *et al.*, 2012). Dans l'étude de suivi de concentrations de divers polluants atmosphériques dans 11 aires urbaines canadiennes entre 1984 et 1993, on constate que les moyennes des concentrations journalières de sulfates (SO₄²⁻, un dérivé du SO₂) sont en général inférieures à 4 ppm ; la moyenne mesurée à Montréal étant d'environ 3 ppm (Brook *et al.*, 1997).

Sources

Les secteurs de l'industrie et de la production d'énergie thermique sont les sources majeures de ce polluant, le secteur des transports ne prenant qu'une part limitée dans les émissions totales (Lebel *et al.*, 2012). Aux États-Unis, les centrales thermiques utilisées pour produire une bonne part de l'électricité sont les principales sources d'émission de SO₂ (Fioletov *et al.*, 2015). Cette même étude estime la durée de vie moyenne du SO₂ entre 5 et 6 heures avant sa transformation en ions sulfate (SO₄²⁻). Cependant, d'après Lee *et al.* (2011), cette durée de vie serait plus longue : de l'ordre de 13 heures environ à l'été et autour de 48 heures à l'hiver. À Jamshedpur (Inde), la part de l'industrie dans les émissions totales annuelles de SO₂ a été estimée à 77 %, et durant l'hiver uniquement, les chauffages domestiques contribueraient à hauteur de 38 % à cette pollution (Bhanarkar *et al.*, 2005). En 2020, 3 sources représentaient 93 % des émissions annuelles canadiennes, soit l'industrie pétrolière et gazière, les services d'électricité et les minerais et industries minérales (Environnement et Changement climatique Canada, 2022). Enfin au Québec, entre 1990 et 2008, on estime que 84,7 % des émissions de SO₂ étaient imputables au secteur industriel (Lebel *et al.*, 2012), et les principales sources en 2008 étaient les alumineries, l'extraction des métaux non ferreux (cuivre et zinc), les pâtes et papiers et les raffineries de pétrole (Paradis, 2011). Viennent ensuite les transports pour 9,7 % et la combustion non industrielle (comme le chauffage domestique) pour 5,4 % des émissions de SO₂ (Lebel *et al.*, 2012).

Saisonnalité

Les variations de concentrations saisonnières de SO₂ atmosphérique dépendent à la fois de l'activité des sources d'émissions (par exemple une plus grande activité des chauffages à combustion durant l'hiver) et du taux de conversion en sulfates. Ce taux augmente avec l'augmentation de la température et l'humidité relative dans l'air (Eatough *et al.*, 1994). Les concentrations de SO₂ atmosphériques ont tendance à être légèrement plus élevées à l'hiver et au printemps (Li *et al.*, 1996 ; Guttikunda et Gurjar, 2012).

Variation spatiale en milieu urbain

En milieu urbain, les fortes concentrations de SO₂ sont plus rares que dans le cas des polluants tels que l'ozone ou les oxydes d'azote puisque les transports ne représentent qu'une faible proportion des émissions et que les principales sources d'émission sont des industries bien souvent localisées à l'extérieur des villes. Aussi, les concentrations plus importantes de SO₂ sont observées à proximité immédiate d'industries polluantes (Fioletov *et al.*, 2015) et plus particulièrement des unités de production d'électricité de type centrales thermiques (Zheng et Kahn, 2013).

Impacts sur la santé humaine

Les expositions à court terme à ce contaminant peuvent endommager le système respiratoire humain et rendre la respiration difficile. Plus spécifiquement, l'inflammation de l'appareil respiratoire a pour conséquences une augmentation de la toux, de la production de mucus, une exacerbation de l'asthme, des bronchites chroniques et une augmentation de la sensibilité aux infections respiratoires (Organisation mondiale de la Santé, 2006 ; Lebel *et al.*, 2012). Lorsque cette exposition est liée à des concentrations très élevées, elle entraînerait également une augmentation des admissions à l'hôpital et de la mortalité. Les personnes asthmatiques, en particulier les enfants et les plus de 65 ans, sont les premières personnes touchées (Lebel *et al.*, 2012 ; US Environmental Protection Agency, 2017). Les conséquences de l'exposition à long terme sont moins bien comprises, probablement en raison de l'interaction avec les autres polluants présents en milieu urbain, et une hausse de la mortalité n'est pas systématiquement attestée (Vedal *et al.*, 2003), bien que des relations entre une augmentation des concentrations de SO₂ et une augmentation de la mortalité ont déjà été démontrées (Ciccone *et al.*, 1995).

Monoxyde de carbone : CO

Redouté pour ses cas récurrents d'intoxication chaque année en milieu intérieur clos, le monoxyde de carbone (CO) est un gaz incolore, inodore et non irritant pour les yeux ou les voies respiratoires, provenant principalement de la combustion incomplète de sources carbonées (Paradis, 2011). En milieu urbain, il est principalement lié au secteur des transports (Lebel *et al.*, 2012).

Concentrations au Canada

Les concentrations de monoxyde de carbone font l'objet de moins de suivi à l'échelle de l'ensemble du Canada que les particules fines, l'ozone ou les oxydes d'azote. Par exemple, ce polluant ne figure ni dans le rapport « Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Qualité de l'air »

(Environnement et Changement climatique Canada, 2018), ni dans le rapport « Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada » de Santé Canada (2019). Cependant, le bilan traitant uniquement des émissions de polluants atmosphériques en milieu canadien permet de constater que les émissions de CO ont fortement diminué en 2019 comparativement à leur niveau de 1990 (Environnement et Changement climatique Canada, 2022). L'Ontario était la principale province émettrice en 1990 avec environ 3 269 kt, devant le Québec (2 266 kt environ). En 2019, l'Ontario était toujours la province qui en émettait le plus soit 26 % des émissions totales canadiennes (1 313 kt) et Québec toujours au second rang avec 1 277 kt soit 25 % du total. Le portrait de l'INSPQ de l'évolution des concentrations de CO en milieu urbain québécois entre 1975 et 2009 confirme cette tendance à une baisse importante au cours du temps (Lebel *et al.*, 2012). En moyenne, la concentration était d'environ 2,7 ppm en 1975, pour environ 0,3 ppm en 2009.

Concentrations au Québec

Les données les plus actuelles disponibles pour les villes de Québec, Montréal et Gatineau concernent l'année 2017 et indiquent que la concentration moyenne annuelle pour la ville de Québec s'élevait à 0,21 ppm (1 station de mesure), 0,22 ppm en moyenne pour Montréal (5 stations), 0,21 ppm à Laval et 0,19 ppm à Gatineau (MELCC et Ville de Montréal, 2021). Ces concentrations sont du même ordre de grandeur que celles moyennes mesurées en 2009 (Lebel *et al.*, 2012). Les concentrations mesurées au Québec et rapportées ici sont toutefois nettement inférieures aux concentrations identifiées pour causer des céphalées intenses et des pertes de connaissances rapides (de 6400 à 12 800 ppm selon les sources), le Ministère de la Santé et des Services sociaux indiquant que le coma et la mort en 4 minutes surviennent autour de 20 000 ppm (Ministère de la Santé et des Services sociaux, 2017). L'agence de Protection de l'Environnement (États-Unis) alerte toutefois sur la possibilité de fatigue pour des personnes en bonne santé et des douleurs pour les personnes avec des pathologies cardiaques préexistantes dès des seuils d'exposition plus faibles (dépassant 50 ppm pendant 8 heures, US Environmental Protection Agency 2016).

Sources

Le CO peut être produit de manière naturelle lors de l'activité volcanique ou des feux de forêt. Pour leur part, les émissions d'origine anthropique proviennent majoritairement du secteur des transports (Potoglou et Kanaroglou, 2005). En 2008, on estimait cette part à 70,9 % des émissions totales dont les principaux contributeurs étaient les moteurs à essence hors route (40 %), et les voitures à essence (33 %). L'industrie (et en particulier les alumineries) était responsable de 19 % du total des émissions et le chauffage au bois de 9,7 % (Paradis, 2011). Les baisses importantes des concentrations moyennes constatées de manière générale depuis les années 70 sont dues à des progrès technologiques dans le secteur des transports, et notamment de la consommation des voitures et de l'ajout de catalyseurs. Ces améliorations sont responsables d'une baisse de 40 % des émissions entre 1990 et 2008 dans le secteur des transports (Paradis, 2011).

Saisonnalité

En milieu urbain, le CO connaît généralement des concentrations moyennes nettement plus élevées entre octobre et mars, avec des maximums de concentrations se produisant en novembre et

décembre (Guttikunda et Gurjar, 2012). Cela peut s'expliquer par la circulation ralentie causée par les conditions de route hivernales puisque les moteurs des véhicules dégagent plus de CO lorsqu'ils tournent au ralenti (Croxford *et al.*, 1996). Par ailleurs, un apport supplémentaire provenant des systèmes de chauffage au bois pourrait contribuer à l'augmentation des émissions de CO à cette période.

Variation spatiale en milieu urbain

Les variations spatiales de concentration du CO en milieu urbain sont importantes (Croxford *et al.*, 1996). À l'instar des autres polluants atmosphériques, tels que les NOx ou l'ozone, dont les transports constituent une source d'émission majeure (directe ou indirecte), les concentrations de CO vont varier grandement avec la proximité des axes routiers. Les habitations situées près d'axes routiers où la circulation est à la fois chargée et ralentie sont donc particulièrement exposées à des concentrations plus importantes de monoxyde de carbone (Croxford *et al.*, 1996).

Impacts sur la santé humaine

Le CO a une grande capacité à se fixer sur l'hémoglobine, ce qui inhibe le transport de dioxygène dans le corps. À de fortes concentrations, contexte généralement observé en milieu clos, il peut entraîner une asphyxie totale, des troubles respiratoires et cardiaques pouvant conduire à la mort. Les expositions à des doses moins importantes peuvent conduire à d'intenses maux de tête, des étourdissements et nausées, une aggravation des symptômes cardiaques et une baisse de la performance athlétique (Lebel *et al.*, 2012). En milieu urbain ouvert, il semble que la relation entre la surmortalité et les concentrations de CO ne soit pas toujours claire. Dans une étude menée à Vancouver, cette relation était proche du seuil de significativité (Vedal *et al.*, 2003). Cependant, une autre étude menée à Toronto établit une relation de causalité entre les deux et indique que des associations positives statistiquement significatives ont été observées entre le CO et la mortalité pour toutes les saisons, âges et que la cause principale de cette mortalité serait liée à des problèmes cardiaques (Burnett *et al.*, 1998).

1.3. Captation des polluants atmosphériques par les forêts urbaines

Durant les quinze dernières années, de nombreuses études se sont intéressées à la quantification de la captation des polluants atmosphériques par la végétation urbaine/périurbaine. Parmi elles, on peut distinguer deux grands types d'études : les études empiriques qui s'appuient sur des dispositifs de mesure sur le terrain et les études reposant sur des modèles permettant de réaliser des estimations (ramenées souvent en tonnes par année). Dans les deux cas, l'analyse de ces études permet de déterminer que la quantité de polluants atmosphériques captée par la végétation en milieu urbain dépend principalement du type de végétation (gazon, arbres isolés ou en peuplement, ou un mélange entre les deux, par exemple : Tallis *et al.*, 2011) de la surface totale couverte par la végétation et des concentrations circulant dans la ville considérée.

Contrairement aux études reposant sur des modèles, les études qui s'appuient sur des dispositifs de mesure sur le terrain ne donnent pas d'équivalences en termes de quantité de polluants captés dans le milieu urbain. L'une des raisons principales, en est probablement le caractère volatil et diffus de la pollution atmosphérique, en particulier sur une zone géographique aussi vaste qu'une étendue urbaine. De plus, les concentrations dans l'air dépendent également de nombreux facteurs confondants, dont certains sont difficilement contrôlables tels que les variables météorologiques (Cavanagh *et al.*, 2009). En revanche, ces études établissent des corrélations entre la présence de zones vertes et la diminution de concentrations en polluants atmosphériques dans l'air urbain, démontrant ainsi l'efficacité du verdissement comme moyen de lutte contre la pollution ambiante en milieu urbain. Par exemple, l'étude conduite dans plusieurs lieux de la ville de Sydney (Australie) et centrée sur les CO, NO, NO₂, SO₂, et PM₁₀, démontre des concentrations de polluants presque toujours inférieures dans les zones à forte concentration de zones vertes, et ce, même si ces zones vertes sont bordées par des voies importantes de trafic routier ; le NO₂ passant ainsi de 2,45 ppm environ dans une zone avec très peu de verdure à 1,3 ppm dans le parc de Sydney (Irga *et al.*, 2015). Ce type d'étude s'est également intéressé à l'effet de barrière de la végétation en milieu urbain. Nous l'avons vu, le trafic routier est une source majeure de polluants atmosphériques en milieu urbain, et des mesures réalisées de part et d'autre de bandes vertes composées d'arbres démontrent l'efficacité de ces peuplements pour réduire les concentrations de particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) à proximité des axes routiers (Chen *et al.*, 2015 ; Tong *et al.*, 2015).

D'un autre côté, parmi les études qui donnent des estimations en quantité de polluants captés, la plupart s'appuient sur le modèle UFORE (pour « *Urban Forest Effects* ») développé pour quantifier la structure et les fonctions des forêts urbaines. Ce modèle, conçu à l'origine pour les villes des États-Unis, s'est perfectionné au cours des années et s'appelle désormais i-Tree (Nowak *et al.*, 2018b). Ces études s'appuient souvent sur le LAI calculé (pour « *Leaf Area Index* », qui est un proxy sans dimension de la surface foliaire d'un arbre ou d'un biome, voir par exemple Hirabayashi *et al.*, 2012). Bien que très pratique au point de vue de l'utilisation du modèle, il permet mal de se représenter réellement la surface couverte par la végétation. L'étude menée par Gourdji (2018), qui ne se base pas sur un modèle, établit que les « toits verts » de la ville de Montréal composés majoritairement de Pin des montagnes sont capables de capter 4 g de PM₁₀ par m². L'étude de Tiwary *et al.* (2009) menée sur l'agglomération de Londres (Royaume-Uni) est l'une des rares à donner une équivalence reliée à une

unité de surface et s'élevant à 0,009 t de PM10 captés par hectare et par an. Par ailleurs, il a été estimé qu'une augmentation de 12,8 % de zones arborées entraînerait une baisse de 0,2 ppm soit 110 t/an pour deux grandes villes du Royaume-Uni (McDonald *et al.*, 2007).

En raison des paramètres très variables d'une zone urbaine à une autre en termes de surfaces vertes dont surfaces boisées, des espèces présentes et des concentrations en polluants, il est délicat de comparer une ville à une autre. Néanmoins, une synthèse de plusieurs études récentes est présentée dans le tableau suivant et permet de donner des estimations chiffrées de la captation de polluants pour différentes zones urbaines. Ces études reposent principalement sur les modèles UFORE ou i-Tree. Parmi elles, l'étude de Nowak *et al.* (2018a) menée dans 86 villes canadiennes montre qu'en moyenne, 16 500 t de polluants (PM_{2,5}, CO, SO₂, NO₂ et O₃) sont captées chaque année avec des variations allant de 7 500 t à 21 100 t en fonction de la ville considérée. Cette étude indique également, qu'au sein d'une ville donnée, la variation intraville peut atteindre 1 740 t (pour Vancouver). Le gain que représente cette captation varie quant à lui de 52,5 M\$ à 402,6 M\$ par année. Il est estimé que 47 % de la zone urbaine de Québec est couvert par des espaces arborés dont 6 % sont sempervirents. Pour Montréal, ces estimations atteignent respectivement 22,7 % et 6 %. En tonnes, les quantités annuelles captées s'élèvent à CO : 10,1 t, NO : 93,7 t, O₃ : 518,3 t, PM_{2,5} : 47,4 t et SO₂ : 16,6 t pour Québec et CO : 20,3 t, NO : 236,8 t, O₃ : 986,9 t, PM_{2,5} : 85,4 t et SO₂ : 70,9 t pour Montréal. Ces valeurs sont des moyennes pour l'ensemble des zones urbaines considérées et il est important de considérer que la variation intraville peut être très importante (Escobedo et Nowak, 2009 ; Nowak *et al.*, 2018a). Elle est principalement due aux surfaces couvertes par la forêt urbaine dans un quartier donné et aux concentrations de polluants données pour ce quartier.

Tableau 1 : Exemples d'études par modélisation (Mod) et empiriques (Exp) ayant quantifié la captation des polluants atmosphériques par la forêt urbaine en milieu urbain

Référence	Zone d'étude	Type	Polluants	Estimations en quantité	Estimations en M\$/année
(Nowak <i>et al.</i> , 2018a)	86 villes CAN	Mod	PM25/CO/SO2/NO2/O3	7 500 à 21 100 t/an	52,5 à 402,6
(Nowak <i>et al.</i> , 2014)	Grandeur des USA	Mod	PM25/CO/SO2/ NO2 / O4	9,0 à 23,2 t/an	1,2 à 10,5
(Nowak <i>et al.</i> , 2013a)	10 villes USA	Mod	PM2.5	4,7 à 64,5 t/an	1,1 à 60,1
(Nowak <i>et al.</i> , 2013b)	Toronto	Mod	PM10 / CO/ SO2 / NO2 / O3	1 905 t/an	16,9
(Tiwary <i>et al.</i> , 2009)	Londres	Mod	PM10	90,41/an	-
(Tallis <i>et al.</i> , 2011)	Londres	Mod	PM10	852 à 2 121 t/an	-
(McNeil et Vava, 2008)	Oakville (ON)	Mod	PM10 / CO/ SO2 / NO2 / O3	172 t/an	1,12
(TRCA, 2011)	PEEL Region (ON)	Mod	PM10 / CO/ SO2 / NO2 / O4	890 t/an	9,5
(City of Edmonton, 2012)	Edmonton	Mod	PM10 / CO/ SO2 / NO2 / O5	531,31 t/an	3,1
(Escobedo et Nowak, 2009)	Santiago, Chili	Exp/Mod	PM10/CO/SO2/NO2/O3	820 à 1015 t/an	-

1.4. Références

- Ahmadov, R., McKeen, S., Trainer, M., Banta, R., Brewer, A., Brown, S., Edwards, P.M., De Gouw, J.A., Frost, G.J., Gilman, J., 2015. Understanding high wintertime ozone pollution events in an oil-and natural gas-producing region of the western US. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15, 411–429.
- Bell, M.L., Dominici, F., Samet, J.M., 2005. A Meta-Analysis of Time-Series Studies of Ozone and Mortality With Comparison to the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. *Epidemiology* 16, 436–445.
- Berrang, P., Karnosky, D.F., Stanton, B.J., 1985. Environmental Factors Affecting Tree Health in New York City. *Journal of Arboriculture* 11, 185–189.
- Bertazzon, S., Couloigner, I., Underwood, F.E., 2019. Spatial land use regression of nitrogen dioxide over a 5-year interval in Calgary, Canada. *International Journal of Geographical Information Science* 33, 1335–1354. <https://doi.org/10.1080/13658816.2019.1578885>
- Bhanarkar, A.D., Goyal, S.K., Sivacoumar, R., Chalapati Rao, C.V., 2005. Assessment of contribution of SO₂ and NO₂ from different sources in Jamshedpur region, India. *Atmospheric Environment* 39, 7745–7760. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.070>
- Brauer, M., Brook, J.R., Christidis, T., Chu, Y., Crouse, D.L., Erickson, A., Hystad, P., Li, C., Martin, R.V., Meng, J., 2019. Mortality–Air Pollution Associations in Low-Exposure Environments (MAPLE): Phase 1. Research Reports: Health Effects Institute 2019.
- Brook, J.R., Dann, T.F., Burnett, R.T., 1997. The Relationship Among TSP, PM₁₀, PM_{2.5}, and Inorganic Constituents of Atmospheric Particulate Matter at Multiple Canadian Locations. *Journal of the Air & Waste Management Association* 47, 2–19. <https://doi.org/10.1080/10473289.1997.10464407>
- Brouwer, R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., Bateman, I., 2013. A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. VU University Amsterdam.
- Burnett, R.T., Cakmak, S., Raizenne, M.E., Stieb, D., Vincent, R., Krewski, D., Brook, J.R., Philips, O., Ozkaynak, H., 1998. The association between ambient carbon monoxide levels and daily mortality in Toronto, Canada. *Journal of the air & waste management association* 48, 689–700.
- Camalier, L., Cox, W., Dolwick, P., 2007. The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmospheric Environment* 41, 7127–7137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.04.061>
- Carlyle-Moses, D.E., Schooling, J.T., 2015. Tree traits and meteorological factors influencing the initiation and rate of stemflow from isolated deciduous trees. *Hydrological Processes* 29, 4083–4099.
- Cavanagh, J.-A.E., Zawar-Reza, P., Wilson, J.G., 2009. Spatial attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanised native forest patch. *Urban Forestry & Urban Greening* 8, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.10.002>
- Chen, X., Pei, T., Zhou, Z., Teng, M., He, L., Luo, M., Liu, X., 2015. Efficiency differences of roadside greenbelts with three configurations in removing coarse particles (PM₁₀): A street scale investigation in Wuhan, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 14, 354–360. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.013>
- Ciccone, G., Faggiano, F., Falasca, P., 1995. SO₂ air pollution and hospital admissions in Ravenna: a case-control study. *Epidemiologia e prevenzione* 19, 99–104.
- City of Edmonton, 2012. Urban Forest Management Plan: Edmonton’s Urban Forest –Taking Root Today for a Sustainable Tomorrow. City of Edmonton, Edmonton.

- Cohen, A.J., Anderson, H.R., Ostro, B., Pandey, K.D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Gutschmidt, K., Pope III, C.A., Romieu, I., Samet, J.M., 2004. Chapter 17: Urban air pollution, in: *Comparative Quantification of Health Risks: Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors*. World Health Organization Geneva, pp. 1353–1433.
- Croxford, B., Penn, A., Hillier, B., 1996. Spatial distribution of urban pollution: civilizing urban traffic. *Science of The Total Environment, Highway and Urban Pollution* 189–190, 3–9.
[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05184-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05184-4)
- Cyrys, J., Eeftens, M., Heinrich, J., Ampe, C., Armengaud, A., Beelen, R., Bellander, T., Beregszaszi, T., Birk, M., Cesaroni, G., Cirach, M., de Hoogh, K., De Nazelle, A., de Vocht, F., Declercq, C., Dèdelè, A., Dimakopoulou, K., Eriksen, K., Galassi, C., Gražulevičienė, R., Grivas, G., Gruzieva, O., Gustafsson, A.H., Hoffmann, B., Iakovides, M., Ineichen, A., Krämer, U., Lanki, T., Lozano, P., Madsen, C., Meliefste, K., Modig, L., Mölter, A., Mosler, G., Nieuwenhuijsen, M., Nonnemacher, M., Oldenwening, M., Peters, A., Pontet, S., Probst-Hensch, N., Quass, U., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Sugiri, D., Stephanou, E.G., Taimisto, P., Tsai, M.-Y., Vaskövi, É., Villani, S., Wang, M., Brunekreef, B., Hoek, G., 2012. Variation of NO₂ and NO_x concentrations between and within 36 European study areas: Results from the ESCAPE study. *Atmospheric Environment* 62, 374–390.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.080>
- Dabek-Zlotorzynska, E., Dann, T.F., Martinelango, P.K., Celso, V., Brook, J.R., Mathieu, D., Ding, L., Austin, C.C., 2011. Canadian National Air Pollution Surveillance (NAPS) PM_{2.5} speciation program: Methodology and PM_{2.5} chemical composition for the years 2003–2008. *Atmospheric Environment* 45, 673–686.
- Day, S., Wiseman, P., Dickinson, S., Harris, J., 2010. Tree Root Ecology in the Urban Environment and Implications for a Sustainable Rhizosphere. *Arboriculture and Urban Forestry* 36, 193–205.
- Delmas, R., Serça, D., Jambert, C., 1997. Global inventory of NO_x sources. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48, 51–60. <https://doi.org/10.1023/A:1009793806086>
- Eatough, D.J., Caka, F.M., Farber, R.J., 1994. The Conversion of SO₂ to Sulfate in the Atmosphere. *Israel Journal of Chemistry* 34, 301–314. <https://doi.org/10.1002/ijch.199400034>
- Environnement et Changement climatique Canada, 2022. Émissions de polluants atmosphériques : Indicateurs canadiens de durabilité de l’environnement. Gatineau (QC), Canada.
- Environnement et Changement climatique Canada, 2021. Carte interactive des indicateurs canadiens de durabilité l’environnement [WWW Document]. URL https://carte-indicateurs.canada.ca/App/CESI_ICDE?keys=AirAmbient_AvgPM&GoCTemplateCulture=fr-CA (consulté le 8.4.21).
- Environnement et Changement climatique Canada, 2018. Indicateurs canadiens de durabilité de l’environnement : Qualité de l’air. Gatineau (QC), Canada.
- Environnement et Changement climatique Canada, 2016. Évaluation Canada–États-Unis portant sur le transport frontalier des particules de 2013. Gatineau (QC), Canada.
- Escobedo, F.J., Nowak, D.J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 90, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.021>
- European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, 2015. *Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities (Final Report of the Horizon 2020 Expert Group)*. Publications Office of the European Union, 2015, B-1049 Brussels.
- Fioletov, V.E., McLinden, C.A., Krotkov, N., Li, C., 2015. Lifetimes and emissions of SO₂ from point sources estimated from OMI. *Geophysical Research Letters* 42, 1969–1976.
<https://doi.org/10.1002/2015GL063148>

- Fontan, J., 2003. Les pollutions de l'air. Les connaître pour les combattre. Vuibert.
- Franceinfo avec AFP, 2021. Pollution de l'air : le Conseil d'Etat condamne l'Etat à verser 10 millions d'euros à des associations. Franceinfo.
- Fuentes, J.D., Dann, T.F., 1994. Ground-Level Ozone in Eastern Canada: Seasonal Variations, Trends, and Occurrences of High Concentrations. *Air & Waste* 44, 1019–1026.
<https://doi.org/10.1080/10473289.1994.10467296>
- Gibson, M.D., Kundu, S., Satish, M., 2013. Dispersion model evaluation of PM2.5, NOx and SO2 from point and major line sources in Nova Scotia, Canada using AERMOD Gaussian plume air dispersion model. *Atmospheric Pollution Research* 4, 157–167. <https://doi.org/10.5094/APR.2013.016>
- Gilbert, J.-P., Leduc, R., Barrette, N., 2019. La qualité de l'air au Québec: Évolution spatio-temporelle de l'ozone troposphérique (O3: 1974-2015) et des particules fines (PM2.5: 1997-2015). *Pollution atmosphérique [en ligne]*. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.6789>
- Goldberg, M.S., Burnett, R.T., Brook, J., Bailar, J.C., III, Valois, M.-F., Vincent, R., 2001. Associations between Daily Cause-specific Mortality and Concentrations of Ground-level Ozone in Montreal, Quebec. *American Journal of Epidemiology* 154, 817–826. <https://doi.org/10.1093/aje/154.9.817>
- Goodman, J.E., Prueitt, R.L., Sax, S.N., Pizzurro, D.M., Lynch, H.N., Zu, K., Venditti, F.J., 2015. Ozone exposure and systemic biomarkers: Evaluation of evidence for adverse cardiovascular health impacts. *Critical reviews in toxicology* 45, 412–452.
- Gourdji, S., 2018. Review of plants to mitigate particulate matter, ozone as well as nitrogen dioxide air pollutants and applicable recommendations for green roofs in Montreal, Quebec. *Environmental Pollution* 241, 378–387. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.053>
- Gouvernement du Canada, 2021. Inventaire canadien des émissions de polluants atmosphériques - Open Government Portal [WWW Document]. URL <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/fa1c88a8-bf78-4fcb-9c1e-2a5534b92131> (consulté le 9.13.22).
- Guttikunda, S.K., Gurjar, B.R., 2012. Role of meteorology in seasonality of air pollution in megacity Delhi, India. *Environmental monitoring and assessment* 184, 3199–3211.
- Hagemann, R., Corsmeier, U., Kottmeier, C., Rinke, R., Wieser, A., Vogel, B., 2014. Spatial variability of particle number concentrations and NOx in the Karlsruhe (Germany) area obtained with the mobile laboratory 'AERO-TRAM.' *Atmospheric Environment* 94, 341–352.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.051>
- Hao, Y., Meng, X., Yu, X., Lei, M., Li, W., Yang, W., Shi, F., Xie, S., 2020. Quantification of primary and secondary sources to PM2.5 using an improved source regional apportionment method in an industrial city, China. *Science of The Total Environment* 706, 135715.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135715>
- Hirabayashi, S., Kroll, C.N., Nowak, D.J., 2012. Development of a distributed air pollutant dry deposition modeling framework. *Environmental Pollution* 171, 9–17.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.002>
- ICI.Radio-Canada.ca, Z.S.-, 2021. 1 décès sur 5 dans le monde lié à la pollution des énergies fossiles. Radio-Canada.ca.
- INSPQ, 2022. Cartographie de la canopée urbaine [WWW Document]. INSPQ. URL <https://www.inspq.qc.ca/expertises/sante-environnementale-toxicologie/adaptation-aux-changements-climatiques/cartographie-canopee-urbaine> (consulté le 9.6.22).

- Irga, P.J., Burchett, M.D., Torpy, F.R., 2015. Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment* 120, 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.050>
- Jacob, D.J., 2000. Heterogeneous chemistry and tropospheric ozone. *Atmospheric Environment* 34, 2131–2159. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00462-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00462-8)
- Jeong, C., McGuire, M.L., Herod, D., Dann, T., Dabek–Zlotorzynska, E., Wang, D., Ding, L., Celso, V., Mathieu, D., Evans, G., 2011. Receptor model based identification of PM_{2.5} sources in Canadian cities. *Atmospheric Pollution Research* 2, 158–171. <https://doi.org/10.5094/APR.2011.021>
- Johnson, D., Mignacca, D., Herod, D., Jutzi, D., Miller, H., 2007. Characterization and Identification of Trends in Average Ambient Ozone and Fine Particulate Matter Levels through Trajectory Cluster Analysis in Eastern Canada. *Journal of the Air & Waste Management Association* 57, 907–918. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.8.907>
- Künzli, N., Jerrett, M., Garcia-Esteban, R., Basagaña, X., Beckermann, B., Gilliland, F., Medina, M., Peters, J., Hodis, H.N., Mack, W.J., 2010a. Ambient Air Pollution and the Progression of Atherosclerosis in Adults. *PLOS ONE* 5, e9096. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009096>
- Künzli, N., Perez, L., Rapp, R., 2010b. Qualité de l'air et santé. European Respiratory Society, Swiss Tropical and Public Health Institute and University of Basel, Lausanne (Suisse).
- Landrigan, P.J., Fuller, R., Acosta, N.J., Adeyi, O., Arnold, R., Baldé, A.B., Bertollini, R., Bose-O'Reilly, S., Boufford, J.I., Breyse, P.N., 2018. The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet* 391, 462–512.
- Lebel, G., Busque, D., Therrien, M., Walsh, P., Paradis, J., Brault, M.-P., Canuel, M., 2012. Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. Institut national de santé publique du Québec et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec.
- Lee, C., Martin, R.V., Donkelaar, A. van, Lee, H., Dickerson, R.R., Hains, J.C., Krotkov, N., Richter, A., Vinnikov, K., Schwab, J.J., 2011. SO₂ emissions and lifetimes: Estimates from inverse modeling using in situ and global, space-based (SCIAMACHY and OMI) observations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 116. <https://doi.org/10.1029/2010JD014758>
- Li, S.-M., Barrie, L.A., Toom, D., 1996. Seasonal variations of methanesulfonate, non-sea-salt sulfate, and sulfur dioxide at three sites in Canada. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 101, 4165–4173.
- Liao, K.-J., Tagaris, E., Napelenok, S.L., Manomaiphiboon, K., Woo, J.-H., Amar, P., He, S., Russell, A.G., 2008. Current and Future Linked Responses of Ozone and PM_{2.5} to Emission Controls. *Environ. Sci. Technol.* 42, 4670–4675. <https://doi.org/10.1021/es7028685>
- Liu, J., Cui, S., 2014. Meteorological Influences on Seasonal Variation of Fine Particulate Matter in Cities over Southern Ontario, Canada. *Advances in Meteorology* 2014, e169476. <https://doi.org/10.1155/2014/169476>
- Liu, Y., Wu, J., Yu, D., Ma, Q., 2018. The relationship between urban form and air pollution depends on seasonality and city size. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 15554–15567.
- Lou, C., Liu, H., Li, Y., Peng, Y., Wang, J., Dai, L., 2017. Relationships of relative humidity with PM_{2.5} and PM₁₀ in the Yangtze River Delta, China. *Environ Monit Assess* 189, 582. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6281-z>
- McDonald, A.G., Bealey, W.J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R.I., Donovan, R.G., Brett, H.E., Hewitt, C.N., Nemitz, E., 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment* 41, 8455–8467.

- McNeil, J., Vava, C., 2008. Oakville's urban forest : our solutions to our pollution. Oakville (ON), Canada.
- Medinets, S., Skiba, U., Rennenberg, H., Butterbach-Bahl, K., 2015. A review of soil NO transformation: Associated processes and possible physiological significance on organisms. *Soil Biology and Biochemistry* 80, 92–117. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.09.025>
- MELCC et Ville de Montréal, 2021. Bilan de la qualité de l'air au Québec 2017. Québec (Qc), Canada.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux, 2017. Intoxication au monoxyde de carbone - Monoxyde de carbone - Professionnels de la santé - MSSS [WWW Document]. URL <https://msss.gouv.qc.ca/professionnels/sante-environnementale/monoxyde-de-carbone/intoxication-au-monoxyde-de-carbone/> (consulté le 9.15.22).
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2021. Rapport d'avancement 2020 par rapport aux normes canadiennes de la qualité de l'air ambiant. Québec (Qc), Canada.
- Nitoslawski, S.A., Galle, N.J., Van Den Bosch, C.K., Steenberg, J.W.N., 2019. Smarter ecosystems for smarter cities? A review of trends, technologies, and turning points for smart urban forestry. *Sustainable Cities and Society* 51, 101770. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101770>
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A., Greenfield, E., 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution* 193, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A., Hoehn, R., 2013a. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten US cities and associated health effects. *Environmental pollution* 178, 395–402.
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., Pasher, J., 2018a. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening, Wild urban ecosystems: challenges and opportunities for urban development* 29, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
- Nowak, D.J., Hoehn, R.E.I., Bodine, A.R., Greenfield, E.J., Ellis, A., Endreny, T.A., Yang, Y., Zhou, T., Henry, R., 2013b. Assessing urban forest effects and values: Toronto's urban forest. *Resour. Bull. NRS-79. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.* 59 p. 79, 1–59. <https://doi.org/10.2737/NRS-RB-79>
- Nowak, D.J., Maco, S., Binkley, M., 2018b. i-Tree: Global tools to assess tree benefits and risks to improve forest management. *Arboricultural Consultant.* 51 (4): 10-13. 51, 10–13.
- Organisation mondiale de la Santé, 2021. Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules (PM_{2,5} et PM₁₀), ozone, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone : résumé d'orientation. Organisation mondiale de la Santé.
- Organisation mondiale de la Santé, 2018a. Neuf personnes sur 10 respirent un air pollué dans le monde [WWW Document]. URL <https://www.who.int/fr/news/item/02-05-2018-9-out-of-10-people-worldwide-breathe-polluted-air-but-more-countries-are-taking-action> (consulté le 8.4.21).
- Organisation mondiale de la Santé, 2018 b. Qualité de l'air ambiant et santé [WWW Document]. URL [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) (consulté le 8.4.21).
- Organisation mondiale de la Santé, 2006. Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. World Health Organization.

- Pappin, A.J., Hakami, A., 2013. Source Attribution of Health Benefits from Air Pollution Abatement in Canada and the United States: An Adjoint Sensitivity Analysis. *Environmental Health Perspectives* 121, 572–579. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205561>
- Paradis, J., 2011. Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques au Québec en 2008 et évolution depuis 1990. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Qc.
- Potoglou, D., Kanaroglou, P.S., 2005. Carbon monoxide emissions from passenger vehicles: predictive mapping with an application to Hamilton, Canada. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 10, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2004.11.003>
- Provençal, S., Leduc, R., Barrette, N., 2016. Une analyse statistique entre la concentration de particules fines et d'ozone en présence de brume sèche dans le sud du Québec. 2268-3798.
- Ramos, Y., Requia, W.J., St-Onge, B., Blanchet, J.-P., Kestens, Y., Smargiassi, A., 2018. Spatial modeling of daily concentrations of ground-level ozone in Montreal, Canada: A comparison of geostatistical approaches. *Environmental Research* 166, 487–496. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.036>
- Rivest, M., Leinweber, K., 2018. Scimeetr. Github.
- Sadighi, K., Coffey, E., Polidori, A., Feenstra, B., Lv, Q., Henze, D.K., Hannigan, M., 2018. Intra-urban spatial variability of surface ozone in Riverside, CA: viability and validation of low-cost sensors. *Atmospheric Measurement Techniques* 11, 1777–1792. <https://doi.org/10.5194/amt-11-1777-2018>
- Santé Canada, 2022. Exposition à la pollution atmosphérique liée à la circulation automobile au Canada : une évaluation de la proximité des populations aux routes. Ottawa (Ont). Canada.
- Santé Canada, 2021a. Particules fines [WWW Document]. URL <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/qualite-air/contaminants-air-interieur/particules-fines.html> (consulté le 9.12.22).
- Santé Canada, 2021b. Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada: Estimation des décès prématurés et des effets non mortels - Rapport 2021. Ottawa (Ont). Canada.
- Santé Canada, 2020. Pollution atmosphérique liée à la circulation automobile : asthme, allergies et fonction pulmonaire. Ottawa (Ont). Canada.
- Santé Canada, 2019. Les impacts sur la santé de la pollution de l'air: Estimation de la morbidité et des décès prématurés. Ottawa (Ont). Canada.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2016. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons.
- Service de l'aménagement du territoire, Ville de Québec, 2005. *Portrait du Territoire ; L'avenir maintenant*. Ville de Québec.
- Sicard, P., Paoletti, E., Agathokleous, E., Araminiené, V., Proietti, C., Coulibaly, F., De Marco, A., 2020. Ozone weekend effect in cities: Deep insights for urban air pollution control. *Environmental Research* 191, 110193. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110193>
- Škvareninová, J., Tuhárska, M., Jaroslav, S., Babalova, D., Slobodníková, L., Slobodník, B., Středová, H., Mindas, J., 2017. Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. *Moravian Geographical Reports* 25, 282–290. <https://doi.org/10.1515/mgr-2017-0024>
- Sousa, S.I.V., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., 2013. Health effects of ozone focusing on childhood asthma: what is now known—a review from an epidemiological point of view. *Chemosphere* 90, 2051–2058.

- Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D., Freer-Smith, P., 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning* 103, 129–138.
- Tilton, B.E., 1989. Health effects of tropospheric ozone. *Environ. Sci. Technol.* 23, 257–263. <https://doi.org/10.1021/es00180a002>
- Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., Leonardi, G., Grundy, C., Azapagic, A., Hutchings, T.R., 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution* 157, 2645–2653. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.005>
- Tong, Z., Whitlow, T.H., MacRae, P.F., Landers, A.J., Harada, Y., 2015. Quantifying the effect of vegetation on near-road air quality using brief campaigns. *Environmental Pollution* 201, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.026>
- TRCA, 2011. Peel Region Urban Forest Strategy. Toronto and Region Conservation Authority.
- Turner, M.C., Andersen, Z.J., Baccarelli, A., Diver, W.R., Gapstur, S.M., Pope, C.A., Prada, D., Samet, J., Thurston, G., Cohen, A., 2020. Outdoor air pollution and cancer: An overview of the current evidence and public health recommendations. *CA: A Cancer Journal for Clinicians* 70, 460–479. <https://doi.org/10.3322/caac.21632>
- US Environmental Protection Agency, 2017. Integrated Science Assessment (ISA) for Sulfur Oxides–Health Criteria (Final Report). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-17/451.
- US Environmental Protection Agency, 2013. Integrated science assessment for ozone and related photochemical oxidants. EPA 600/R-10/076F.
- US Environmental Protection Agency, 2016. Basic Information about Carbon Monoxide (CO) Outdoor Air Pollution [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/co-pollution/basic-information-about-carbon-monoxide-co-outdoor-air-pollution> (consulté le 9.9.22).
- Vedal, S., Brauer, M., White, R., Petkau, J., 2003. Air pollution and daily mortality in a city with low levels of pollution. *Environmental health perspectives* 111, 45–52.
- Vohra, K., Vodonos, A., Schwartz, J., Marais, E.A., Sulprizio, M.P., Mickley, L.J., 2021. Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. *Environmental Research* 195, 110754. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110754>
- Wang, T., Xue, L., Brimblecombe, P., Lam, Y.F., Li, L., Zhang, L., 2017. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects. *Science of The Total Environment* 575, 1582–1596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.081>
- Watkins, H., Hirons, A., Sjöman, H., Cameron, R., Hitchmough, J.D., 2021. Can Trait-Based Schemes Be Used to Select Species in Urban Forestry? *Front. Sustain. Cities* 3. <https://doi.org/10.3389/frsc.2021.654618>
- Zheng, S., Kahn, M.E., 2013. Understanding China’s urban pollution dynamics. *Journal of Economic Literature* 51, 731–72.

1.5. Annexes

Fiches synthèses

Chávez-García, E., González-Méndez, B., 2021.

Particulate matter and foliar retention: current knowledge and implications for urban greening **Air Quality, Atmosphere & Health** N°14, p.1433–1454

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Captation des particules fines, Forêt urbaine, Processus physiologiques associés à la captation
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cet article fait le point sur les processus physiologiques et biologiques de captation des polluants atmosphériques en s'appuyant sur une sélection de 81 études. La synthèse permet d'identifier les espèces végétales (à partir de 75 études étudiant une ou plusieurs espèces) et les caractéristiques générales à viser pour optimiser la captation des particules fines.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Dans le but de remédier au manque de connaissances sur les processus impliqués dans la captation à l'échelle de l'arbre, cette étude fait une synthèse de la littérature récente sur le sujet et met en évidence plusieurs caractères majeurs, à savoir : la rugosité des feuilles, les caractéristiques de la cuticule et la mouillabilité sont d'une grande importance pour la rétention et la capture des PM par les plantes. Les propriétés de développement des feuilles, en plus du modèle de croissance de la plante, des conditions météorologiques, des flux de circulation, de la distance à la source d'émission et des caractéristiques physiques des PM, rendent complexes la compréhension des processus d'accumulation, de lessivage et de remise en suspension des PM.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- Among the characters associated with PM deposition and accumulation, leaf trichomes are the most important by increasing the surface area for the collision of particles and by preventing the resuspension of deposited PM- Other leaf surface microstructures such as wax, crypts, grooves or the stomata, oils, furrowed areas, surface ridges, folds, and other surface appendages can also facilitate the capture of PM including heavy metals- Regarding leaf macrostructure, leaf size and shape have been argued to influence the PM capture. Small-leaved species with complex shapes (e.g., lobed leaves), such as the ones of <i>Buxus sempervirens</i>, <i>Hebe albicans</i>, or <i>Juniperus formosana</i>, can have significantly higher potential to capture and retain PM- On a broad scale, PM may change light intensity and light time reaching the Earth's surface

Escobedo, F.J., Nowak, D.J., 2009.

Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest

Landscape and Urban Planning. N°90, Issue 3-4, p.102–110.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique avec modélisation
MOTS-CLÉS	Milieu urbain, Hétérogénéité de la qualité de l'air, Structure de la forêt urbaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Peu d'études s'intéressent à la variation spatiale à l'échelle d'une grande aire urbaine ; ce qui est pourtant pertinent quand un tissu urbain est composé d'une mosaïque variée de quartiers (en termes de sources d'émission et de captation de polluants et en lien avec le niveau socioéconomique du quartier).
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	À partir des données provenant de trois grands quartiers d'une très grande ville (Santiago, Chili, 5M d'habitants en 2009), cette étude met en évidence l'hétérogénéité de la qualité de l'air et de la captation des polluants atmosphériques. La captation était différente entre les trois sous-régions socioéconomiques en raison de la structure hétérogène des forêts urbaines (hétérogénéité spatiale de la couverture arborée arbustive, du LAI, du pourcentage de composition à feuilles persistantes notamment) ainsi que des concentrations de pollution différentes. Le taux de PM retirées de l'atmosphère était le plus élevé dans la sous-région à faible niveau socioéconomique (7.9 g.m ⁻²) principalement en lien avec des émissions plus importantes en PM10 (1,4 fois plus élevée que la région plus riche). Ceci témoigne du potentiel important pour verdifier ce type de quartier. En général, la qualité de l'air était supérieure dans le quartier le plus favorisé en raison d'émissions plus faibles (à l'exception du NO ₂) et d'un meilleur couvert arboré.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- Even though pollution removal in the low and medium socioeconomic sectors was only slightly different, results indicate the role heterogeneous urban morphology and pollution have across an urban forest landscape- Additional factors possibly contributing to the Santiago's air pollutant removal capacity were a longer growing season, greater percent evergreen urban forest composition, and most importantly a lower boundary layer- Results from the UFORE model indicate the influence of spatial heterogeneity of tree-shrub cover, LAI, percent evergreen composition, and scale on urban forest function- This might prove to be valuable in analyzing policies that promote maintaining or increasing tree cover for local-scale air quality improvement around schools, hospitals, residential areas and other strategic areas of public health concern

Gourdji, S., 2018.

Review of plants to mitigate particulate matter, ozone as well as nitrogen dioxide air pollutants and applicable recommendations for green roofs in Montreal, Quebec

Environmental Pollution N°241, p. 378–387.

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Toits verts, Captation de PM, NO ₂ , O ₃ , Montréal
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Les toits verts sont un type d'infrastructure verte pouvant être implantée en complément du verdissement dans les rues et les parcs. Bien que faisant l'objet d'un intérêt croissant, ils sont moins bien documentés. Cette publication fait le bilan de différentes études testant l'efficacité de l'amélioration de la qualité de l'air montréalaise.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Afin de gérer au mieux les émissions annuelles de PM _{2,5} de la ville de Montréal s'élevant à 59 t (Ville de Montréal, 2015) il est nécessaire de rechercher de nouveaux procédés et technologies en donnant de l'importance aux infrastructures vertes au sol (dans les rues ou les parcs) et sur les toits. Les systèmes de « toits verts intensifs » sont faciles à intégrer sur les bâtiments (qu'ils soient nouveaux ou non) et un choix judicieux des espèces peut permettre d'optimiser la captation de certains polluants atmosphériques. En particulier, les pins (espèces de petite taille) permettent de capter beaucoup de particules fines, les feuillus décidus résistants à la sécheresse sont de bons candidats pour capter une partie de l'O ₃ en émettant peu de précurseurs et les magnolias captent efficacement le NO ₂ .
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- The poor air quality days in Montreal, Quebec are mainly due to fine particulate matter and ozone- PM is most effectively captured by pines- Drought tolerant, deciduous broadleaved trees with low biogenic volatile organic compound emissions including Japanese Maple or Acer palmatum 'Shaina' and 'Mikawa-Yatsubusa' are options to reduce O₃ levels- The small cold-tolerant Magnolia 'Genie' is a good option to remove NO₂ in urban settings and to indirectly reduce O₃ formation- An 88% Pinus mugho var. pumilio green roof coverage on the business establishment complexes using wood ovens can remove 92.37 kg or 4.00 g/m² of PM10 of which 35.10 kg or 1.52 g/m² is PM2.5, annually

Hirabayashi, S., 2021.

Technical specifications of urban forests for air purification : A case study in Tokyo, Japan

Trees, Forests and People N°4, 100078.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique avec modélisation (I-Tree)
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine et infrastructures vertes, Services écosystémiques, Qualité de l'air, Captation de CO, NO ₂ , PM _{2.5} , et SO ₂
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette publication récente donne une quantification dans un système d'unités simple (g/m ²) de la captation de plusieurs polluants atmosphériques dans une très grande ville densément peuplée (Tokyo). L'étude se base sur des mesures récentes et utilise une version récente d'i-Tree afin de réaliser les estimations.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	En se basant sur le LAI pour estimer la surface couverte par la forêt urbaine dans 53 grandes municipalités de Tokyo, et sur les données locales de qualité de l'air (2016), cette étude chiffre à 961 t/an la pollution atmosphérique totale éliminée par la forêt urbaine dont plus de la moitié dans les quartiers densément peuplés. La captation de NO ₂ et de CO est relativement stable durant les 12 mois de l'année, résultant de deux tendances contraires : à l'été, une concentration plus faible dans l'air et une vitesse de dépôt plus importante et inversement pour l'hiver. Celles de l'O ₃ et du PM _{2.5} présentent un pic en mai dû, entre autres, à un rayonnement solaire plus intense (et catalyseur de la formation de polluants atmosphériques). L'étude souligne l'amélioration potentielle des estimations si i-Tree intégrait une variabilité de climat à l'échelle de l'aire urbaine et des caractéristiques plus détaillées pour les arbres que la simple distinction feuillus/résineux.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- Monetary values for NO₂ and SO₂ removal were totaled to 237,000 US dollars, 64.3% by the Special wards and 35.7% by the Tama municipalities.- CO and NO₂ levels are sensitive to cold season temperature inversions which trap the gas beneath a layer of warm air, leading to higher concentrations- For both areas, O₃ and PM_{2.5} peaked in May because of among the highest solar radiation observed in the Tokyo area, which drove the formation of secondary air pollutants.- Another limitation residing in i-Tree Eco's air pollutant removal model includes lack of tree characteristics other than deciduous and evergreen distinction. While i-Tree Eco only quantifies PM_{2.5} dry deposition onto leaves, PM_{2.5} actually deposits on stems and branches of trees as well.

Janhäll, S., 2015.

Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion.

Atmospheric environment N°105, p.130–137

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Captation de la pollution atmosphérique, Qualité de l'air, Dépôts atmosphériques, Dispersion, Types de végétation
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Revue de littérature assez complète s'appuyant sur 88 références (études empiriques et modélisations) et décortiquant le fonctionnement du dépôt et de la dispersion des polluants atmosphériques par la forêt urbaine. La revue aboutit à quelques recommandations pour une gestion plus efficace de la pollution atmosphérique via la végétation urbaine. Cette revue de littérature permet de dégager des clés pour comprendre les processus liés au dépôt et à la dispersion des polluants atmosphériques notamment dans les rues et les parcs.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	La végétation urbaine affecte la qualité de l'air en influençant le dépôt et la dispersion des polluants atmosphériques, et deux facteurs majeurs sont à considérer : les concentrations de polluants et le type de végétation du milieu. Dans les rues, l'ajout d'arbres de grandes dimensions uniquement va augmenter localement les concentrations de polluants (effet dit de « canyon urbain »). Tandis que l'ajout de végétation basse en complément va jouer un rôle de « barrière » et améliorer la qualité de l'air, surtout si elle est placée proche de la source d'émission. Le choix entre une végétation haute ou courte et dense ou clairsemée va déterminer l'effet sur la pollution de l'air pour différentes sources et différentes tailles de particules. Par ailleurs, les résineux sont plus efficaces pour capter les polluants atmosphériques étudiés.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<p>Greater deposition velocities for conifers than deciduous trees have been found in several studies.</p> <p>Dispersion modelling shows a negative impact on air quality if trees are introduced in trafficked street canyons, a limited effect from sparse street trees and positive effects of low barriers between traffic and exposed inhabitants.</p> <p>A maple and oak barrier with under-vegetation close to a road reduced black carbon concentrations by 12%, with a maximum reduction of 22%. Particles between 0.5 and 10 µm diameter showed a limited reduction in the study.</p> <p>[...]deposition of coarse particles is more efficient at high wind speeds, while the opposite is true for ultrafine particles; and that vegetation density often changes due to strong winds. To improve deposition, the vegetation should be hairy and have a large leaf area index, but still be possible to penetrate.</p>

Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., Pasher, J., 2018.
Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health.
Urban Forestry & Urban Greening, N°29, p.40–48

Special issue: « Wild urban ecosystems: challenges and opportunities for urban development »

TYPE DE DOCUMENT	Méta-analyse (basée sur 86 villes canadiennes)
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Service écosystémique, Captation de la pollution atmosphérique, Qualité de l'air, Santé humaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Première évaluation à grande échelle pour le Canada, en utilisant une méthode standardisée de la quantité de polluants captés par les forêts urbaines, des bénéfices résultants sur la santé humaine et de la valeur monétaire de ce service écosystémique.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	<p>Cette étude quantifie la pollution éliminée par les forêts urbaines au Canada en se basant sur les données locales de 86 villes canadiennes (données de polluants atmosphériques de 2010), et chiffre les bénéfices pour la santé humaine. Elle s'est basée sur 4 types d'analyses reposant sur la couverture arborée totale de la ville (tenant compte de la variabilité saisonnière), le flux horaire de polluants vers et depuis les feuilles, la variation de la dépollution horaire, et les impacts sur la santé du changement de concentrations de NO₂, O₃, PM_{2,5}, SO₂ et CO.</p> <p>Résultats : 16 500 t de pollutions ont été éliminées en moyenne par la forêt urbaine en 2010, ce qui représente un bénéfice pour la santé humaine estimé à 227,2 millions de dollars en moyenne (variant de 52,5 à 402,6 M\$ suivant les villes). Cette réduction de la pollution est associée à une baisse nette de 30 décès et 22 000 incidences d'atteintes respiratoires aiguës à travers le pays.</p>
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - In Canada it is estimated that there are 21,000 premature deaths attributable to air pollution each year (Canadian Medical Association, 2008). - Trees remove gaseous air pollution primarily by uptake via leaf stomata, though some gases are removed by the plant surface. » - Overall pollution removal is related to: a) the amount of tree cover [...], b) pollution concentration [...], c) length of in-leaf season [...], d) amount of precipitation [...], e) percent evergreen leaf area [...] and f) other meteorological variables that affect tree transpiration and deposition velocities. - Pollution removal values in the more heavily-populated Canadian cities (Montréal: \$31.4 million [human pop. = 3.4M], Toronto: \$25.4 million [pop. = 5.1M], Vancouver: \$16.2 million [pop. = 2.1M] are comparable to values found in larger U.S. cities.

Sicard, P., Agathokleous, E., Araminiene, V., Carrari, E., Hoshika, Y., De Marco, A., Paoletti, E., 2018. *Should we see urban trees as effective solutions to reduce increasing ozone levels in cities?* *Environmental Pollution*. N°243, p. 163–176.

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Pollution atmosphérique, Ozone, Infrastructure verte, Forêt urbaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette revue de littérature apporte un regard critique sur la forêt urbaine en tant que moyen de remédiation des niveaux d'O ₃ dans les villes et donne des clés pour un choix efficace d'espèce afin de maximiser la captation d'O ₃ atmosphérique en construisant un nouvel indice.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les concentrations moyennes en O ₃ troposphériques ont augmenté en moyenne de 0,16 ppb/an dans les villes du monde entier au cours de la période 1995-2014. Pour réduire efficacement l'O ₃ dans les villes, il faut procéder à une sélection appropriée des espèces. Cette étude propose un indice (appelé S-AQI) basé sur les critères suivants : la capacité d'élimination de l'O ₃ et d'autres polluants atmosphériques, les taux d'émission biogéniques, les effets allergènes et les exigences d'entretien. L'étude recommande de choisir des espèces avec un S-AQI > 8, c'est-à-dire : avec une capacité d'élimination élevée et une tolérance à l'O ₃ , résistantes aux ravageurs et aux maladies, tolérantes à la sécheresse et faiblement allergènes (par exemple <i>Acer sp.</i> , <i>Carpinus sp.</i> , <i>Larix decidua</i> , <i>Prunus sp.</i>). Le pourcentage annuel moyen d'amélioration de la qualité de l'air attribuable aux arbres et arbustes urbains est inférieur à 2 % et les toits verts peuvent être utilisés en complément.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - More than 80% of people living in cities are exposed to levels exceeding WHO guidelines for PM_{2.5}, PM₁₀, and O₃ - Mounting research highlights that tree planting could be a viable strategy to improve air quality and is beneficial for citizens' well-being; therefore the tree benefits have been included as key strategies for reducing climate change impacts and improving air quality in urban areas by the U.S. Environmental Protection Agency in 2004 - The amount of O₃ removal depends on the type and structure of tree cover, study area, climatic and environmental conditions, and local-to-regional O₃ concentrations - Broadleaf tree species remove more O₃ than conifers. Evergreen broadleaf tree species remove more O₃ than deciduous broadleaf tree species. - Urban vegetation can be considered as a cost-effective and nature-based approach to improve citizens' well-being.

Xing, Y., Brimblecombe, P., 2019.
Role of vegetation in deposition and dispersion of air pollution in urban parks.
Atmospheric Environment N°201, p. 73–83.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique avec modélisation
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Parcs, Services écosystémiques, Dispersion et dépôt des polluants atmosphériques
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cet article apporte un éclairage dans le débat scientifique actuel sur le service écosystémique de la captation de polluants par la forêt urbaine. D'un côté, elle améliore la qualité de l'air, mais peut aussi agir comme barrière physique qui peut emprisonner ces polluants et donc augmenter localement leurs concentrations. L'article souligne l'importance de la planification spatiale dans l'implantation de forêt urbaine, et il est à noter que le dépôt très important des polluants s'opère à la limite des parcs.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Bien que les polluants se déposent sur la végétation, la modification de la turbulence et de la vitesse du vent provoquée par une friction accrue de l'air sur les organes des végétaux peut souvent limiter la dispersion et signifie que les concentrations de polluants peuvent augmenter localement (effet de barrière). En se basant sur des données de concentrations de polluants atmosphériques dans des parcs situés loin du voisinage d'axes routiers, cette étude montre que les concentrations de polluants diminuent généralement plus rapidement le long des transects comprenant de la végétation que ceux sans transects, bien que la portion retirée par la végétation soit faible (1 %). Cela soutient l'idée que le dépôt sur la végétation réduit rapidement les concentrations de polluants, bien qu'une taille minimum d'environ 100 m de long a été identifiée pour que l'effet soit significatif. Le dépôt est surtout efficace pour les grosses particules, et s'opère très majoritairement à la limite extérieure des parcs (effet barrière).
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - [...] deposition is not important in the decrease in concentration of major pollutants away from park boundaries, where traffic is a dominant local source. - [...] deposition is likely to be important, e.g. when large particles ($\geq 10 \mu\text{m}$) deposit to plant leaves [...] or roadside soil, either driven short distances (10 m) as spray from vehicles or deposited from the air over greater distances - The fraction removed at city scales depends on pollutant species and plant canopy coverage. - The most fundamental observation is that cleaner air is to be found in the core of parks away from the borders [...]. Thus, seats, exercise areas and childrens' playgrounds would be best some distance from the park boundary, even though this may mean less direct access. - It might be also useful to move bus stops [...], pedestrian crossings and intersections further from parks, as these can be localised pollution hotspots.

Roeland, S., Moretti, M., Amorim, J.H., Branquinho, C., Fares, S., Morelli, F., Niinemets, Ü., Paoletti, E., Pinho, P., Sgrigna, G., Stojanovski, V., Tiwary, A., Sicard, P., Calfapietra, C., 2019.

Towards an integrative approach to evaluate the environmental ecosystem services provided by urban forest

Journal of Forest Research N°30, p.1981–1996

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Services Écosystémiques Environnementaux (SEE), Évaluation des SEE
AXE (S) TRAITÉ (S)	Littérature Générale (multiaxes) sur le verdissement urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Revue de littérature transversale identifiant les différents services écosystémiques apportés par la forêt urbaine et proposant des indicateurs permettant de les évaluer.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	La revue de littérature s'appuie sur 185 références pour établir les services écosystémiques majeurs apportés par la forêt urbaine parmi lesquels : l'amélioration de la qualité de l'air, la restauration des sols et de l'eau, l'amélioration du microclimat urbain, la séquestration du carbone, l'apport d'habitat pour la diversité et la contribution à une plus grande diversité génétique, la contribution à la résilience des écosystèmes urbains, l'apport d'énergie et de nutriments et enfin l'amélioration de la résilience des infrastructures urbaines. Cette revue identifie également 36 indicateurs pour quantifier 12 services écosystémiques distincts. Les indicateurs les plus facilement utilisables sont ceux à l'applicabilité la plus transversale et ils reposent sur les caractéristiques des arbres et des peuplements, tels que les traits fonctionnels relatifs aux feuilles et la composition des peuplements. Deux tiers des indicateurs peuvent être déterminés grâce à la littérature et un tiers ne peut être connu qu'en le mesurant <i>in situ</i> .
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - A high habitat quality of the living space of urban trees will positively affect their growth, survival and reproduction, enhancing their potential provision of multiple functions and services - For each of these 12 benefits, we propose a set of indicators to be used when analyzing the impacts on the identified EESs. Around half of the 36 indicators are relevant to more than one single benefit, which highlights complex interrelationships - The indicators of wider applicability are tree and stand characteristics (e.g., density and continuity of the plant cover, tree age, architecture, diameter at breast height (DBH), leaf area index (LAI), canopy height, tree height), followed by leaf physical traits (shape, persistence, orientation, wettability, hairiness, roughness, toughness, albedo) and tree species composition (species identity and relative abundance) - Urban forests can reduce air pollution and greenhouse gas emissions, sequester carbon, regulate air temperature, mitigate stormwater runoff, reduce noise, as well as provide recreational, social, psychological and aesthetic benefits

Wolf, K.L., Lam, S.T., McKeen, J.K., Richardson, G.R.A., Van den Bosch, M., Bardekjian, A.C., 2020. Urban Trees and Human Health: A Scoping Review. International Journal of Environmental Research and Public Health N°17 (12), 4371.

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Services écosystémiques, Santé humaine (physique et mentale), Enjeux de santé publique
AXE (S) TRAITÉ (S)	Littérature Générale (multiaxes) sur le verdissement urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette publication fait le lien entre les plus récentes connaissances sur les différents services écosystémiques qu'offre la forêt urbaine, mais en se focalisant sur l'aspect santé humaine (physique et mentale). Bien que les bénéfices environnementaux des arbres urbains soient très largement étudiés, très peu d'études à ce jour se focalisent sur l'enjeu : comment les arbres urbains affectent-ils la santé humaine? Cette revue vise à répondre à cette question importante.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les bénéfices qu'apportent les arbres urbains sont aujourd'hui bien compris, mais peu d'études examinent comment les arbres urbains affectent la santé humaine. Cette revue de littérature construite avec une méthode systématique se basant sur les mot-clés « santé humaine », « santé environnementale » et « foresterie urbaine » synthétise les résultats de 201 études. Elle en évidence que : 1) la réduction des risques pour la santé concerne 41 % des études et comprend des sujets tels que la pollution de l'air, le rayonnement ultraviolet et l'exposition à la chaleur et au pollen. 2) les capacités de restauration (31 %) comprennent notamment la restauration de l'attention des personnes, la santé mentale et la réduction du stress. 3) Le renforcement des capacités (28 %) comprend des sujets tels que le nombre de naissances, l'activité physique et le poids. Bien que ces études soient hétérogènes (objectifs et approches), elles s'accordent sur les très nombreux bénéfices pour la santé humaine associés à la forêt urbaine.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - [...] urban trees and forests in reducing the harmful health effects of air pollution, including PM2.5, PM10, NO2, O3, SO2, cadmium, and benzopyrene - For the eight modelling studies, the health outcomes were all positive, such as reduced mortality [...], lower incidence of respiratory problems [...], and associated cost savings - Positive outcomes included: lower prevalence of lung cancer associated with green space covered with trees within residential areas [49]; lower prevalence of asthma among children associated with greater street tree density; and reduced asthma hospitalization associated with tree density during periods with high ambient pollutant concentrations. Neutral findings included: no significant association between street tree density and asthma hospitalization among children; and no significant association between tree density and asthma hospitalization during periods with lower ambient pollutant concentrations. - Overall, tree pollen and VOCs have been associated with negative health outcomes, but these effects are not consistent across all tree species or urban living conditions, which suggests that these harmful effects can be reduced through tree selection and management practices.

CHAPITRE 2 : MÉCANISMES DE CAPTATION DES POLLUANTS PAR LES ARBRES URBAINS

Auteur : Étienne Yusufu Kachaka, révision interne : Samuel Royer-Tardif, Vincent Gauthray-Guyénet

2.1. Introduction

Les arbres contribuent à améliorer la qualité de l'air urbain. Ils peuvent éliminer les polluants gazeux par absorption à travers les stomates de leurs feuilles, et ils peuvent également éliminer les particules en suspension dans l'air en les retenant sur leurs feuilles, leurs écorces, leurs branches pour que celles-ci soient ensuite emportées par les précipitations ou déposées au sol avec des tissus sénescents (Nowak et Van den Bosch, 2019 ; Pace et Grote, 2020). Parmi toutes les parties de l'arbre, c'est surtout le feuillage qui fait l'objet de l'attention des recherches sur la dépollution de l'air par les arbres (Nowak et Van den Bosch, 2019 ; Han *et al.*, 2020 ; Pace et Grote, 2020). Les feuilles des arbres captent les particules en suspension dans l'air, mais des quantités de particules parmi celles interceptées finissent par être remises en suspension dans l'atmosphère ou alors à être emportées par la pluie. De ce fait, les arbres ne constituent qu'un lieu de stockage temporaire pour beaucoup de particules atmosphériques. Quant à l'élimination des polluants gazeux, elle a un caractère plus permanent, car les gaz sont souvent absorbés à l'intérieur des feuilles où ils subissent une transformation (Nowak et Van den Bosch, 2019).

Les arbres peuvent également contribuer à la dépollution de l'air urbain en modifiant les microclimats locaux et en ayant un effet sur la consommation d'énergie. Par exemple, l'augmentation des températures de l'air peut conduire à une demande d'énergie plus importante des immeubles en période estivale, ce qui entraîne une plus grande pollution atmosphérique. Inversement, la baisse de la température de l'air attribuable aux arbres est susceptible de réduire la consommation d'énergie ainsi que la concentration de polluant comme l'ozone dont la formation dépend de l'élévation de la température (Nowak et Van den Bosch, 2019 ; Han *et al.*, 2020).

2.2. Mécanisme de dépollution atmosphérique par les arbres

Dépôts des polluants atmosphériques

Plusieurs processus aérodynamiques sont impliqués dans l'interception des particules polluantes et leur entraînement vers la surface de la Terre (Beckett *et al.*, 2000). Parmi eux, les dépôts secs et humides sont les deux principaux processus fondamentaux par lesquels les particules sont retirées de l'atmosphère (Agarwal *et al.*, 2019).

Les dépôts humides sont principalement ceux associés aux précipitations (pluie, neige, grêle) (Beckett *et al.*, 2000 ; Seigneur, 2018). Deux principaux processus entrent en jeu dans la formation des dépôts humides. Le premier est celui par lequel les particules polluantes sont incorporées en servant de noyaux de condensation pour des gouttelettes au sein des nuages (transformées ensuite en gouttes de pluie). Le second est celui à travers lequel les polluants gazeux ou particulaires sont captés par les gouttes de nuage ou de pluie. Au cours de ce processus, les polluants gazeux sont

dissous dans la phase aqueuse et les polluants particuliers sont quant à eux captés lorsqu'ils entrent en collision avec une goutte de nuage ou de pluie (Seigneur, 2018).

Concernant les dépôts secs, il est établi que les polluants atmosphériques peuvent se déposer sur les surfaces bâties, la végétation, les sols et les eaux de surface par des processus dits secs, car ceux-ci ne dépendent pas des précipitations (Beckett *et al.*, 2000 ; Seigneur, 2018). Les processus fondamentaux menant à des dépôts secs sont la sédimentation, les impacts par inertie ou interception ainsi que la diffusion. Les trois premiers processus concernent uniquement les particules, tandis que la diffusion concerne les polluants gazeux et particuliers (Mestayer et Brunet, 2015 ; Seigneur, 2018). En ce qui concerne la sédimentation, elle résulte de l'effet de la gravité terrestre sur les particules. Toutes les particules y sont soumises, et ce, indépendamment de leur taille. Toutefois, les particules grossières dont le diamètre est supérieur à environ 10 microns (PM10) ont une vitesse de sédimentation plus grande que celles de diamètre inférieur. La vitesse finale de chute d'une particule est le résultat de l'équilibre entre la force de gravité et la force de friction de la particule dans l'air. Elle varie également selon les polluants (molécules gazeuses et particules de différentes tailles), les conditions météorologiques (qui affectent la turbulence) et le type de surface (sol, végétation, bâti, eau) (Chen *et al.*, 2012 ; Seigneur, 2018). La loi de Stokes représente mathématiquement cet équilibre. Par exemple, une particule sphérique de 10 microns et de masse volumique de 1 g/cm³ a une vitesse de sédimentation d'environ 0,3 cm/s (Seigneur, 2018).

L'interception et l'impact par inertie sont des processus qui permettent aux particules atmosphériques d'entrer en contact avec des surfaces et de s'y déposer (Seigneur, 2018). Pour qu'ils se produisent, les particules doivent entrer en contact direct avec les feuilles ou s'approcher suffisamment de leur surface pour être attirées par électricité statique (Mestayer et Brunet, 2015). L'efficacité de ce processus dépend quant à lui de certaines caractéristiques des feuilles telles que la rugosité des surfaces, la présence de poils et de matière adhérente ainsi que le degré d'humidité (Mestayer et Brunet, 2015). L'interception directe a lieu lorsqu'une particule est déposée par un courant d'air ou encore, par la gravité (Beckett *et al.*, 1998). Concernant l'impact inertiel, lorsque l'écoulement d'air doit contourner un élément de surface, les particules présentes dans l'air peuvent entrer en contact avec l'élément en raison de leur taille ou encore de leur masse (Figure 1 ; Beckett *et al.*, 1998 ; Seigneur, 2018). La diffusion, quant à elle, concerne les polluants gazeux ainsi que les particules très fines pouvant se comporter comme des polluants gazeux et diffuser à travers les gradients de concentrations en raison de l'action du mouvement brownien. Ce processus est important pour les polluants capables de rapidement se dissoudre sur les surfaces humides des feuilles ou à l'intérieur de la feuille après avoir pénétré les stomates (Beckett *et al.*, 1998 ; Beckett *et al.*, 2000).

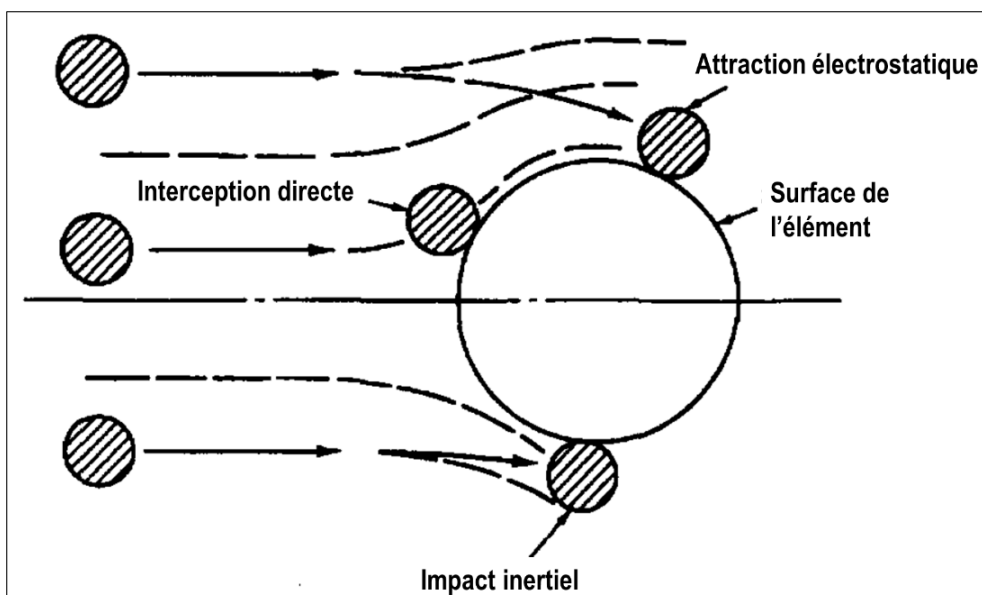


Figure 1. Mécanismes d'élimination des particules d'un flux d'air par impact sur une surface

Source : d'après Boubel *et al.* (1994) cité par Beckett *et al.* 1998

Interception et adsorption des particules par les arbres

Les caractéristiques des arbres leur permettent d'intercepter les particules polluantes et, par conséquent, de réduire leur concentration dans l'air (Beckett *et al.*, 1998). Le potentiel des arbres à intercepter des particules en suspension a largement été documenté (Weerakkody *et al.*, 2018 ; Corada *et al.*, 2021 ; Zhou *et al.*, 2021). Par exemple, des estimations faites aux États-Unis par Nowak *et al.* (2013) suggéraient que la quantité totale de PM_{2,5} éliminée annuellement par les arbres était d'environ 4,7 t à Syracuse et 64,5 t à Atlanta. Dans le comté des Midlands de l'Ouest, en Angleterre, des simulations faites par McDonald *et al.* (2007) ont démontré qu'une augmentation d'environ 54 % de la couverture arborée des espaces verts réduirait la concentration moyenne de PM₁₀ de 26 %, soit l'équivalent de 200 tonnes de PM₁₀ par an retirées de l'atmosphère.

L'interception se produit lorsqu'une particule est déposée par un courant d'air ou que la sédimentation gravitationnelle entraîne le dépôt de cette particule sur la surface de l'arbre (Beckett *et al.*, 1998). Le feuillage des arbres autrement dit, la somme des surfaces des feuilles en contact avec l'atmosphère ainsi que les multiples orientations et mouvements de celles-ci augmentent le potentiel d'interception des particules de l'air par les arbres (Beckett *et al.*, 1998 ; Mestayer et Brunet, 2015). Par ailleurs, les arbres présentent également d'autres surfaces (incluant celles qui sont plus ou moins verticales) pouvant provoquer l'interception directe des particules entraînées par le vent et les mouvements turbulents en raison de leur inertie relative. Ainsi, ce ne sont pas que les feuilles qui participent à la capture des particules de l'air, mais aussi l'ensemble de la biomasse aérienne (troncs, branches et petites tiges) (Mestayer et Brunet, 2015 ; Pace et Grote, 2020). Toutefois, peu d'études se sont intéressées au potentiel de capture des polluants par l'écorce, les branches ou d'autres parties de l'arbre en dehors des feuilles (Nowak et Van den Bosch, 2019 ; Han *et al.*, 2020).

Absorption des polluants par les arbres

Impacts sur la santé humaine

Les stomates sont des ouvertures mettant en contact les cavités internes des feuilles avec l'air extérieur. Les pores stomatiques sont généralement situés sur la partie inférieure des feuilles et c'est à travers ces ouvertures que se produisent les échanges d'oxygène et de gaz carbonique nécessaires à la photosynthèse et à la respiration végétale. C'est également par cette voie que d'autres gaz tels que les oxydes d'azote (NO_x), l'ozone (O₃) et d'autres polluants peuvent pénétrer à l'intérieur de la feuille (Mestayer et Brunet, 2015 ; Agarwal *et al.*, 2019). Certaines particules ultrafines (<100 nm) peuvent également pénétrer par les stomates (Xu *et al.*, 2018 ; Wróblewska et Jeong, 2021).

Les stomates sont constitués de deux cellules de garde dont la diminution ou l'augmentation de la turgescence (dilatation en raison du contenu en eau) entraîne respectivement une réduction ou une augmentation du diamètre d'ouverture stomatique (Couot-Gastelier et Louguet, 1992 ; Agarwal *et al.*, 2019) (Figure 2) Les plantes contrôlent l'entrée des polluants atmosphériques par le changement dans l'ouverture des stomates. Toutefois, l'ouverture des stomates dépend de certaines conditions (Agarwal *et al.*, 2019). Habituellement, les stomates sont fermés la nuit et ouverts le jour en fonction principalement de la lumière, de la température et l'humidité de l'air et du sol, mais également des facteurs intercellulaires (par exemple, la pression partielle de CO₂ dans l'espace intercellulaire ou encore les phytohormones) (Couot-Gastelier et Louguet, 1992 ; Mestayer et Brunet, 2015). En ce qui concerne, par exemple, la disponibilité en eau du sol et l'humidité atmosphérique, les différentes stratégies d'utilisation de l'eau par les arbres exerceront une influence sur l'ouverture des stomates et par conséquent sur l'absorption des polluants atmosphériques (Samson *et al.*, 2017). En effet, les stratégies d'utilisation de l'eau par les arbres déterminent le moment, le degré et la durée de l'ouverture des stomates (Brendel et Cochard, 2011 ; Samson *et al.*, 2017). Les espèces à stratégie anisohydrique (par exemple les peupliers et les chênes à feuilles caduques) gardent leurs stomates ouverts aussi longtemps que possible et sont donc plus efficaces en ce qui concerne le processus d'absorption des polluants atmosphériques par opposition aux espèces qui font des économies d'eau (stratégie isohydrique). Ces espèces isohydriques (par exemple Pinus ou Platanus) ont, quant à elles, tendance à fermer leurs stomates tôt en réponse à la diminution de la disponibilité en eau du sol (Samson *et al.*, 2017).

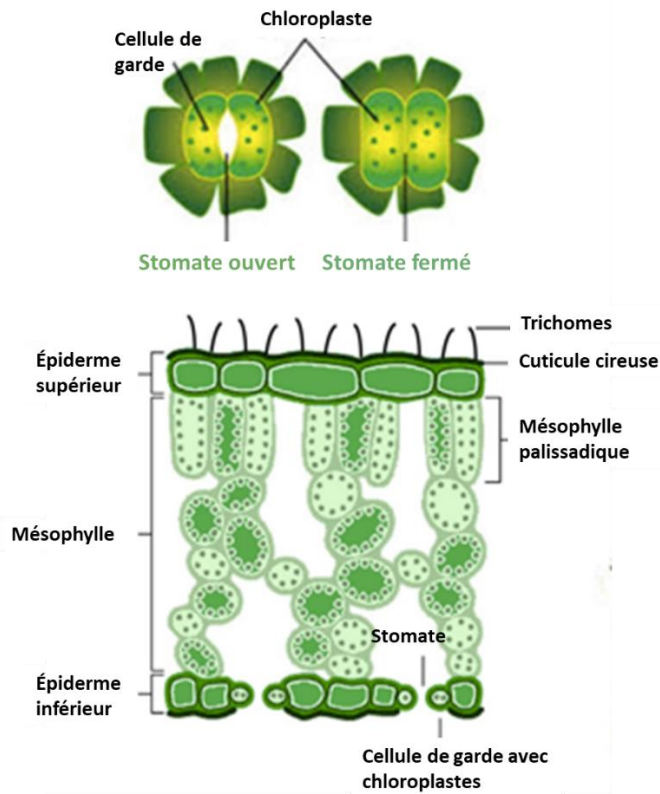


Figure 2. Ouverture et fermeture des stomates (d'après Agarwal *et al.*, 2019)

Les réponses stomatiques aux polluants atmosphériques sont complexes et varient selon les polluants et le stress environnemental. De la même manière, la pénétration des polluants dans les cellules végétales dépend à la fois de leurs caractéristiques chimiques et leur temps de rétention à l'intérieur des feuilles (Agarwal *et al.*, 2019). Certains polluants atmosphériques peuvent provoquer l'ouverture ou la fermeture des stomates (les réponses des plantes à la multitude de variétés de polluants sont trop complexes pour être résumées ici). Ainsi, le même polluant peut parfois, dans des circonstances différentes, provoquer l'ouverture ou la fermeture de stomates, et les relations dose-réponse ne sont pas statiques, car elles dépendent elles aussi d'une multiplicité de facteurs environnementaux et de facteurs internes des feuilles (Kozlowski, 1980 ; Robinson *et al.*, 1998).

Noland et Kozlowsky (1979) rapportent que la fumigation au SO₂ avait différemment affecté l'ouverture des stomates des arbres en fonction de la dose (concentration de SO₂ x temps) et des espèces. Par exemple au cours de leur expérimentation, la fumigation avec 1,0 ppm de SO₂ pendant huit heures avait induit l'ouverture des stomates chez les plantules d'*Ulmus americana*. En revanche, une dose de 2,0 ppm de SO₂ pendant 12 heures avait provoqué la fermeture des stomates chez cette même espèce. Cette fermeture des stomates à fortes doses de SO₂ peut être en partie associée à l'accumulation de CO₂ dans les cavités sous-stomatiques suite à l'inhibition de la photosynthèse par le SO₂. La fermeture des stomates peut également provenir des changements dans la perméabilité des membranes des cellules de garde causés par la désorganisation des membranes chloroplastiques suite à des doses élevées de SO₂. Les mêmes auteurs rapportent également que les facteurs environnementaux avaient eu une importante influence lors de ces

expérimentations et que les plantes fumigées avec du SO₂ à la lumière (stomates ouverts), avaient absorbé plus de soufre que les plantes fumigées dans l'obscurité. De plus, lorsque l'humidité du sol baissait, les stomates se fermaient et l'absorption de soufre par les plantes fumigées s'en trouvait alors réduite.

Absorption des polluants atmosphériques par la cuticule

Les ouvertures stomatiques servent de lieu de pénétration des polluants gazeux et solubles dans l'eau tandis que les composés lipophiles (solubles dans les gras) pénètrent par la cuticule (Wróblewska et Jeong, 2021). La cuticule est une épaisse couche cireuse (0,1 à 10 µm d'épaisseur) présente sur la partie supérieure de la feuille et qui lui fournit la première résistance à l'absorption de substances toxiques (Agarwal *et al.*, 2019). Les particules en suspension peuvent s'accumuler et être encapsulées dans la cuticule des feuilles (Richard *et al.*, 2007 ; Ould-Dada et Bagini, 2001). Elle constitue le siège de nombreuses réactions, notamment des réactions photochimiques (Figure 3 ; Richard *et al.*, 2007).

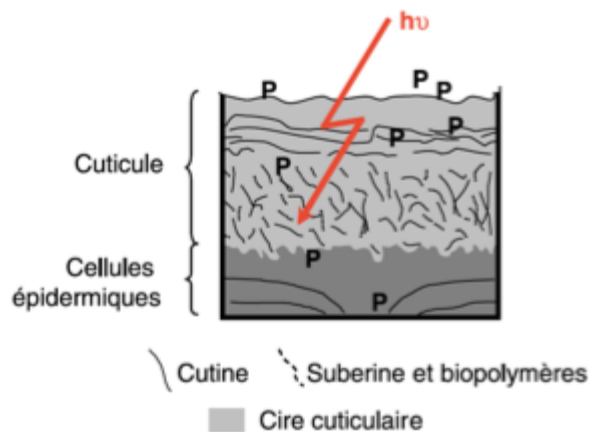


Figure 3. Coupe transversale d'une feuille (Richard *et al.*, 2007)

La pénétrabilité des polluants atmosphériques à travers la cuticule est surtout fonction de la lipophilie du composé (Agarwal *et al.*, 2019). Pour de nombreux composés organiques volatils (COV) comme les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines et les furanes, la cuticule constitue la voie la plus importante de pénétration par adsorption. Ces composants ne sont souvent pas solubles dans l'eau, mais le sont dans les lipides de la cuticule. L'adsorption par cette dernière continue durant la nuit, lorsque les stomates sont fermés, et pendant les mois d'hiver, lorsque les plantes vertes sont moins actives (Mestayer et Brunet, 2015). La composition et la morphologie des cuticules des feuilles varient selon l'espèce et l'âge tandis que certains facteurs environnementaux comme la température et l'humidité peuvent également la réguler (Agarwal *et al.*, 2019). Toutefois, l'accumulation de polluants au niveau des surfaces foliaires est limitée, car au bout d'un certain temps, un équilibre en fonction des niveaux de pollution s'installe entre la capture permanente de polluants sur ces surfaces et des pertes continues. Ces pertes ont de multiples origines : les frottements, la volatilisation, la production permanente de cire, la croissance des feuilles, ou encore

le lessivage par la pluie. Après l'adsorption au niveau de la cuticule, les COV pénètrent peu à peu dans la partie interne de la feuille. Après l'entrée, ces composés organiques s'infiltrent lentement dans la feuille par diffusion et se déposent dans la paroi cellulaire ou la vacuole (Mestayer et Brunet, 2015 ; Agarwal *et al.*, 2019).

Effets et devenir des polluants absorbés par les arbres

L'absorption et l'assimilation au sein des cellules végétales dépendent essentiellement des propriétés physico-chimiques du polluant, des espèces d'arbres ainsi que des facteurs environnementaux (Samson *et al.*, 2017 ; Agarwal *et al.*, 2019). Après absorption, un composé peut soit être séquestré à l'intérieur de la plante, détoxifié ou métabolisé pour produire du CO₂ et de l'H₂O (Agarwal *et al.*, 2019). Ainsi, l'absorption des polluants par les stomates peut être élevée tant que les composés absorbés sont rapidement métabolisés comme c'est le cas pour l'O₃ et le NO₂. Une telle absorption augmente avec les concentrations de polluants atmosphériques, et tant que les plantes ne sont pas gravement endommagées (Samson *et al.*, 2017). Par ailleurs, les polluants gazeux absorbés par les arbres peuvent causer des dégâts lorsque les concentrations sont élevées ou lorsque l'exposition à la pollution est longue (Samson *et al.*, 2017). En effet, les polluants gazeux peuvent directement endommager les feuilles après avoir été absorbés par les stomates (Figures 4 et 5). Les lésions aiguës font généralement suite à l'absorption rapide d'une importante quantité de polluants capables de tuer les cellules composant les tissus. Les lésions chroniques sont causées quant à elles, par l'absorption rapide sur une longue période de quantités sublétales de polluants, et se caractérisent par une chlorose qui se développe lentement avant d'entraîner une sénescence précoce des feuilles. Les symptômes et les lésions diffèrent également selon le polluant. Par exemple, de fortes doses de SO₂ peuvent provoquer une brûlure de la pointe des aiguilles tandis que les symptômes liés à l'O₃ apparaissent comme des tâches ou des pointillés de tissus morts (Kozlowski, 1980). Les modifications biochimiques provoquées par certains polluants dans les cellules végétales peuvent en effet entraîner des modifications des voies métaboliques, une perte de contrôle de la diffusion de l'eau et des solutés, et une dégradation des composants cellulaires pouvant se traduire finalement par une chlorose, une nécrose, la sénescence et la perte des feuilles dont dépendent la croissance et la productivité des arbres (Kozlowski, 1980 ; Taylor et Frost, 1992) (Figure 4 et 5).



Figure 4. Dommages causés par l'O₃ sur les feuilles de *Solanum tuberosum* L. (à gauche) et sur les feuilles de *Citrullus lanatus* (thunb.) (Matsum. & Nakai) (à droite)

Photos : Gerald Holmes
Source : Forestry images



Figure 5. Dommages causés par le SO₂ sur les feuilles de *Rubus* spp. L.

Photo : Robert L. Anderson
Source : Forestry images

Par ailleurs, les dommages causés par les polluants peuvent également se traduire par l'absence de symptômes visibles, tout en affectant négativement la croissance, le rendement et la qualité des plantes et des produits végétaux (Kozlowski, 1980 ; Locosselli *et al.*, 2019).

Watanabe *et al.* (2017) rapportent que les niveaux d'O₃ au Japon ont des impacts négatifs sur la croissance et les fonctions physiologiques des espèces d'arbres forestiers japonais, bien qu'il existe une grande variation de la sensibilité à l'O₃ entre les espèces (Tableau 2).

L'exposition à des concentrations élevées d'ozone pouvait, entre autres, diminuer l'augmentation de la matière sèche des arbres et provoquer une accélération de la sénescence des feuilles. Ils rapportent que l'exposition à des niveaux ambiants d'O₃ inférieurs à 100 ppb pendant plusieurs mois était suffisante pour inhiber la croissance et les fonctions physiologiques des espèces forestières japonaises sensibles comme *Fagus crenata* (Hêtre du Japon), *Zelkova serrata* et *Pinus densiflora* (Pin rouge du Japon).

La réaction des plantes à une dose donnée de polluant varie aussi selon leur stade de développement. Les jeunes feuilles ainsi que les jeunes pousses sont plus sensibles que les vieilles feuilles au SO₂ (Noland et Kozlowsky, 1979 ; Kozlowski, 1980). En raison d'une plus grande longévité des feuilles, le feuillage des arbres à feuilles persistantes serait plus exposé aux polluants ainsi qu'à d'autres facteurs biotiques et abiotiques comparativement aux espèces à feuilles caduques. Par conséquent, le feuillage des arbres à feuilles persistantes devrait mieux tolérer les facteurs physiques et chimiques externes, ce qui pourrait leur conférer une plus grande tolérance à l'exposition à l'O₃. Cependant, cette généralisation reste à nuancer en raison des importantes variations de la sensibilité à l'O₃ à l'intérieur même de ces types fonctionnels d'arbres (Tableau 4 ; Watanabe *et al.*, 2017).

Tableau 2. Espèces d'arbres sensibles et tolérantes à l'ozone

Tolérantes	Intermédiaires	Sensibles
<i>Abies balsamea</i> – Sapin baumier	<i>Acer negundo</i> – Érable Négondo	<i>Catalpa spp.</i> - Catalpa
<i>Abies concolor</i> – Sapin argenté	<i>Cercis canadensis</i> – Gainier du Canada	<i>Fraxinus americana</i> – Frêne blanc
<i>Acer saccharum</i> – Érable à sucre	<i>Liquidambar styraciflua</i> - Copalme d'Amérique	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> – Frêne rouge
<i>Betula pendula</i> – Bouleau blanc d'Europe	<i>Pinus echinata</i> – Pin de Caroline	<i>Gleditsia triacanthos</i> – Févier d'Amérique
<i>Cornus florida</i> – Cornouiller à fleurs d'Amérique	<i>Pinus sylvestris</i> – Pin sylvestre	<i>Juglans regia</i> – Noyer commun
<i>Ginkgo biloba</i> – Ginkgo biloba	<i>Quercus coccinea</i> – Chêne écarlate	<i>Liriodendron tulipifera</i> – Tulipier de Virginie
<i>Ilex spp.</i> - Houx	<i>Quercus velutina</i> – Chêne noir	<i>Malus spp.</i> - Pommier
<i>Juglans nigra</i> – Noyer noir	<i>Syringa spp.</i> - Lilac	<i>Pinus nigra</i> – Pin noir
<i>Nyssa sylvatica</i> – Gommier noir	<i>Ulmus parvifolia</i> – Orme de Chine	<i>Pinus strobus</i> – Pin blanc
<i>Picea abies</i> – Épinette de Norvège		<i>Pinus taeda</i> – Pin taeda
<i>Picea pungens</i> – Épinette bleue		<i>Pinus virginiana</i> – Pin de Virginie
<i>Pinus resinosa</i> – Pin rouge		<i>Platanus occidentalis</i> – Platane d'Amérique

<i>Pseudotsuga menziesii</i> – Sapin de Douglas		<i>Quercus alba</i> – Chêne blanc
<i>Quercus robur</i> – Chêne pédonculé		<i>Quercus palustris</i> – Chêne des marais
<i>Quercus rubra</i> – Chêne rouge		<i>Salix babylonica</i> – Saule pleureur
<i>Taxus spp.</i> - If		<i>Sorbus aucuparia</i> – Sorbier des oiseaux
<i>Thuja spp.</i> - Thuya		
<i>Tilia americana</i> – Tilleul d'Amérique		
<i>Tilia cordata</i> – Tilleul à petites feuilles		

Source : adapté de Appleton *et al.* (2000)

Tableau 3. Espèces d'arbres sensibles et tolérantes au dioxyde de soufre

Tolérantes	Intermédiaires	Sensibles
<i>Acer saccharinum</i> – Érable argenté	<i>Acer negundo</i> – Érable negundo	<i>Amelanchier spp.</i> - Amélanchier
<i>Acer saccharum</i> – Érable à sucre	<i>Acer rubrum</i> – Érable rouge	<i>Betula spp.</i> - Bouleau
<i>Ginkgo biloba</i> – Ginkgo biloba	<i>Pinus nigra</i> – Pin noir	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> – Frêne rouge
<i>Juniperus spp.</i> - Génévrier	<i>Populus deltoids</i> – Peuplier deltoide	<i>Pinus strobus</i> – Pin blanc
<i>Picea pungens</i> – Épinette bleue	<i>Quercus alba</i> – Chêne blanc	<i>Populus nigra</i> 'Italica' – Peuplier d'Italie
<i>Quercus palustris</i> – Chêne des marais	<i>Sorbus aucuparia</i> – Sorbier des oiseaux	<i>Salix nigra</i> – Saule noir
<i>Quercus rubra</i> – Chêne rouge	<i>Syringa spp.</i> - Lilac	<i>Ulmus parvifolia</i> – Orme de Chine
<i>Thuja spp.</i> - Thuya	<i>Tilia americana</i> – Tilleul d'Amérique	
<i>Tilia cordata</i> – Tilleul à petites feuilles	<i>Ulmus americana</i> – Orme blanc	

Source : adapté de Appleton *et al.* (2000)

Tableau 4. Classification des espèces d'arbres japonais selon leur sensibilité à l'ozone

Classe de sensibilité	Type fonctionnel		Espèces
Très sensible	Feuillus	à feuilles caduques	<i>Populus maximowiczii</i> <i>Populus nigra</i> <i>Fagus crenata</i> <i>Zelkova serrata</i>
		à feuilles persistantes	<i>Castanopsis sieboldii</i>
	Conifères	à feuilles caduques	<i>Larix kaempferi</i>
		à feuilles persistantes	<i>Pinus densiflora</i>
Modérée	Feuillus	à feuilles caduques	<i>Quercus serrata</i> <i>Betula platyphylla var. japonica</i>
		à feuilles persistantes	<i>Quercus myrsinaefolia</i> <i>Cinnamomum camphora</i>
	Conifères	à feuilles persistantes	<i>Abies homolepis</i>
Faible sensibilité	Feuillus	à feuilles caduques	<i>Quercus mongolica var. crispula</i>
		à feuilles persistantes	<i>Lithocarpus edulis</i> <i>Machilus thunbergii</i>
	Conifères	à feuilles persistantes	<i>Pinus thunbergii</i> <i>Cryptomeria japonica</i> <i>Chamaecyparis obtuse</i>

La sensibilité à l'O₃ a été mesurée en fonction de l'influence de l'exposition à ce polluant sur la croissance en matière sèche des arbres.

Source : adapté de Watanabe *et al.* (2017)

Remise en suspension des particules retenues par les arbres

Les particules atmosphériques se déposent temporairement à la surface des feuilles des arbres, car des quantités de particules retenues peuvent être remises en suspension dans l'air à travers un processus qui peut se produire sous différentes formes (Seigneur, 2018 ; Zheng et Li, 2019).

Ainsi, certains polluants semi-volatils tels que les polluants organiques persistants (POP) pourraient se déposer facilement lorsque la température est basse (par exemple sous forme particulaire), mais pourraient également être réémis (par exemple sous forme gazeuse) lorsque la température augmentera (Richard *et al.*, 2007 ; Seigneur, 2018). De même, selon les conditions de la surface d'interception, certaines particules sèches rebondissent ou ne s'agglutinent pas et ne se collent pas sur la végétation (Mestayer et Brunet, 2015). La succession de dépôt et de réémission d'un polluant semi-volatile est connue sous le nom « d'effet sauterelle », car le polluant peut circuler sur de très

grandes distances (milliers de kilomètres) en faisant plusieurs sauts successifs dans l'atmosphère (Seigneur, 2018).

De façon générale, la remise en suspension des PM déposées sur la surface des feuilles d'une plante est affectée par de nombreux facteurs, y compris les caractéristiques des particules déposées ainsi que celles de la surface de dépôt ; la dynamique des flux d'air et les conditions environnementales (Chen *et al.*, 2017 ; Zheng et Li, 2019). D'un point de vue mécanique, les particules déposées se détachent d'une surface lorsque la force d'adhérence entre la particule et la surface est inférieure à la force d'extraction de cette particule. Concernant les particules en suspension déposées sur les feuilles des arbres, les forces d'extraction sont principalement des forces physiques provenant des forces environnementales externes telles que le vent, la pluie et les secousses mécaniques (Seigneur, 2018 ; Zheng et Li, 2019). Aussi, les forces d'adhérence sont généralement affectées par les caractéristiques de la surface des particules et des caractéristiques physiques de la surface des feuilles comme les poils (pubescence), les stomates, la rugosité, et l'interaction entre elles (Chen *et al.*, 2017 ; Zheng et Li, 2019).

Zheng *et al.* (2019) ont étudié les liens entre les caractéristiques de la surface des feuilles et la remise en suspension des particules provoquée par le vent pour les espèces *Prunus triloba*, *Platanus acerifolia*, *Lonicera maackii* et *Cercis chinensis*. Leurs résultats ont démontré que la rétention des particules en suspension augmentait avec la densité des poils foliaires. De plus, la densité des poils était négativement corrélée au taux de remise en suspension des particules. Cependant, avec l'augmentation de la vitesse du vent (1 m s^{-1} à 5 m s^{-1}), les caractéristiques des feuilles n'étaient plus directement corrélées au taux de remise en suspension. Autrement dit, lorsque la force du vent (vitesse du vent + temps de soufflage du vent) est grande, l'influence des caractéristiques foliaires est moins significative concernant la remise en suspension des particules. Contrairement aux vents, les précipitations peuvent entraîner le lessivage des particules des feuilles vers le sol, ce qui représente une élimination nette de PM de l'atmosphère (Figure 6 ; Xu *et al.*, 2020).

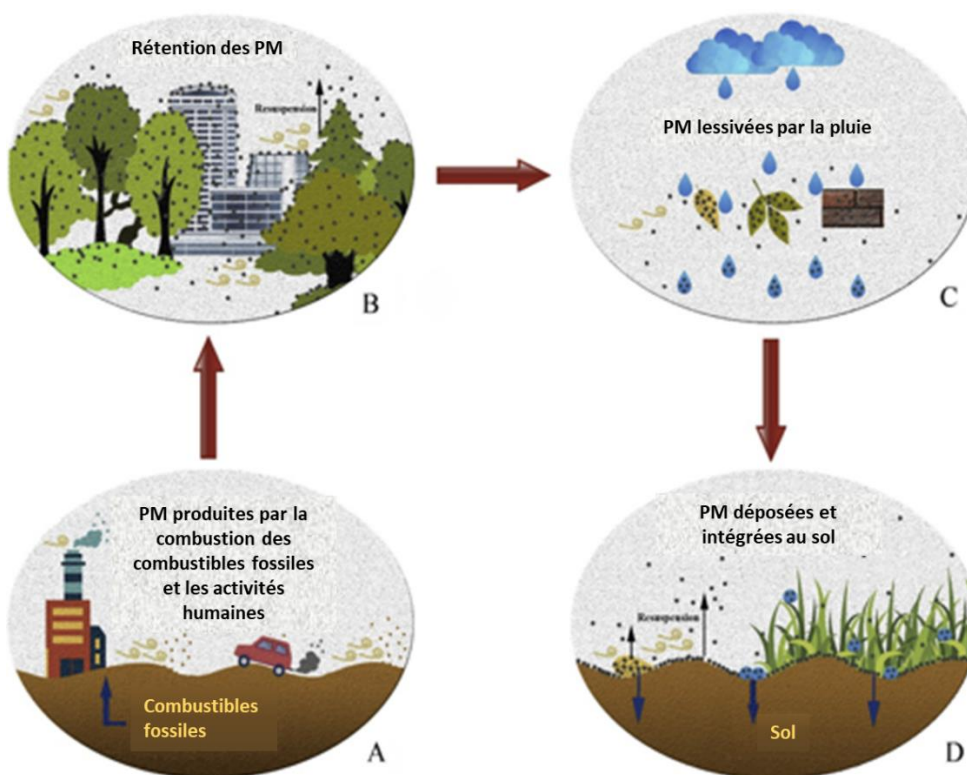


Figure 6. Le cycle des particules en suspension dans l'air (Xu *et al.*, 2020).

- A : Différentes provenances des particules en suspension dans l'air ;
- B : Interception des particules en suspension par la végétation urbaine ainsi que les bâtiments urbains ;
- C : Remise en suspension par les vents et les précipitations des PM captées par les surfaces des plantes et bâtiments ;
- D : PM retournés au sol.

Encadré 1

Les arbres contribuent à la dépollution de l'air en milieu urbain.

Ils absorbent les polluants gazeux à travers leurs stomates. Les niveaux d'absorption dépendent de nombreux facteurs incluant la nature du polluant ainsi que de celle de l'espèce d'arbre. La cuticule constitue un piège pour les particules en suspension dans l'air, et surtout pour les polluants lipophiles. L'absorption des polluants gazeux peut causer des dommages aux arbres, principalement à leurs feuilles. Toutefois, la sensibilité des arbres à ces polluants varie énormément.

Les arbres interceptent les particules en suspension dans l'air, essentiellement à l'aide de leur feuillage. Ce processus dépend de plusieurs facteurs comme la taille des particules en suspension ou encore des caractéristiques des feuilles. La capture des particules par les feuilles est temporaire, car celles-ci peuvent être remises en suspension, et ce, essentiellement par les vents. Les précipitations entraînent l'élimination nette des particules de l'atmosphère en les déposant sur le sol.

2.3. Facteurs influençant la capture des particules par les arbres

Microstructures de la surface des feuilles

Nous avons vu que la capacité des arbres à capter et à retenir les particules en suspension dépend essentiellement de l'interaction entre les particules et la surface des plantes (Weerakkody *et al.*, 2018 ; Zhou *et al.*, 2021). L'influence des traits foliaires individuels à cet égard est encore sujette à des débats en raison du fait que les corrélations entre ces traits des feuilles et la capacité de capture/rétention des particules en suspension ne sont pas univoques (Weerakkody *et al.*, 2018 ; Corada *et al.*, 2021). Les divergences dans les résultats pourraient être attribuées à divers effets interactifs des différents traits foliaires sur la capture des particules en suspension (Weerakkody *et al.*, 2018 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021 ; Zhou *et al.*, 2021).

Weerakkody *et al.* (2018) ont évalué l'accumulation des particules (PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀) à l'aide d'un microscope électronique à balayage (MEB) sur les feuilles des espèces suivantes (Figure 7) : *Bergenia cordifolia* (L.) Fritsch ; *Helleborus x Sternii* Turritt ; *Heuchera villosa* Michx. var. *macrorrhiza* (*Heuchera macrorrhiza*) et *Geranium macrorrhizum* L.

Les caractéristiques micromorphologiques de leurs feuilles étaient les suivantes :

- a) *B. cordifolia* : la surface des feuilles était brillante et lisse. Des glandes cireuses peu disposées étaient présentes ;
- b) *H. sternii* : les surfaces des feuilles étaient coriaces, mais rugueuses en raison des crêtes et des bosquets densément disposés, les couches de cire épicuticulaire étaient légèrement saillantes ;
- c) *H. villosa* (*Heuchera macrorrhiza*) : la surface des feuilles était veloutée et légèrement poilue (49 poils mm⁻²), la cire épicuticulaire n'était pas éminente ;
- d) *G. macrorrhizum* : les surfaces des feuilles étaient couvertes de poils densément disposés (135 poils mm⁻²) et de trichomes glanduleux, la cire épicuticulaire était localisée et non proéminente.

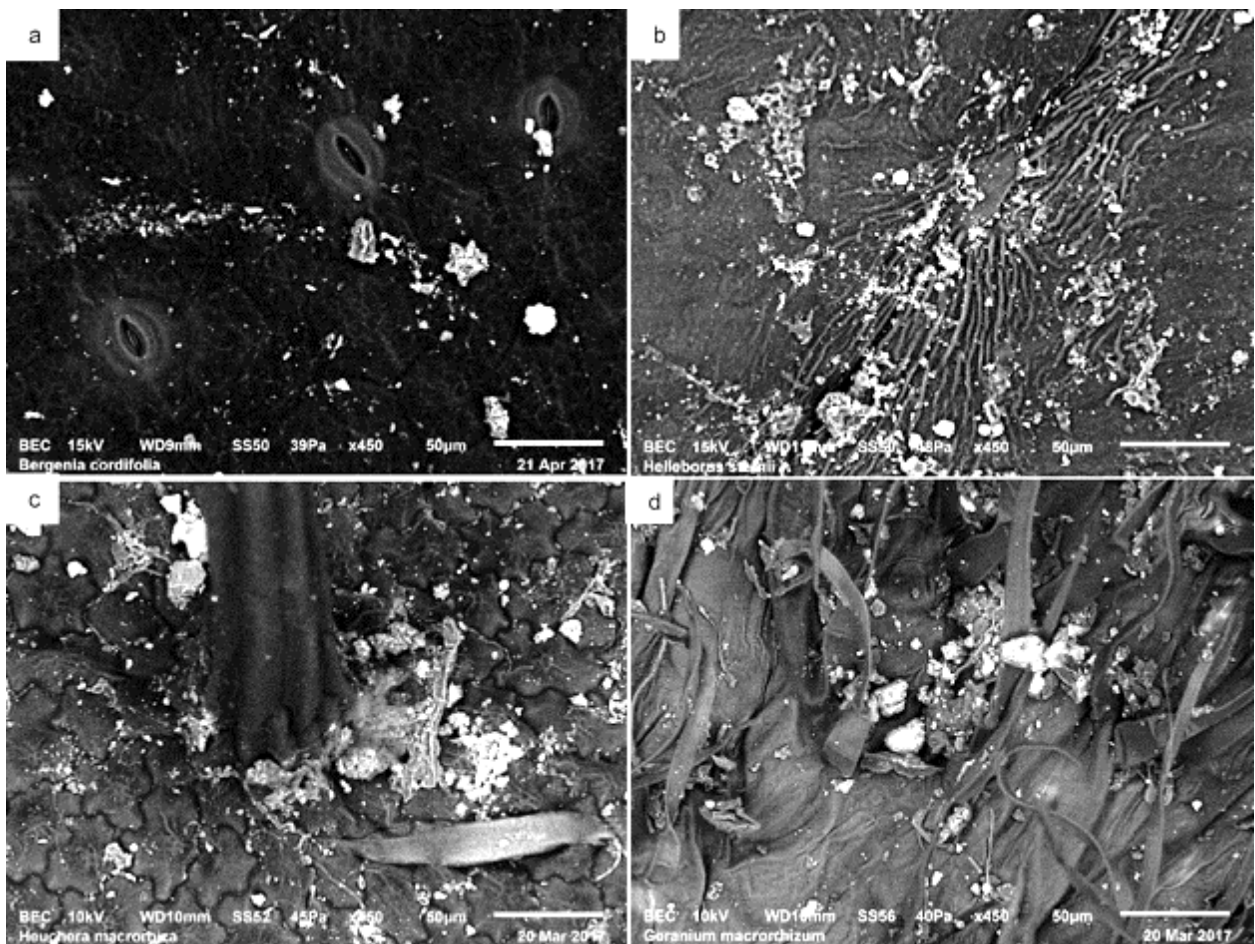


Figure 7. Images au microscope électronique à balayage (450x) de la micromorphologie foliaire de la surface adaxiale (Weerakkody *et al.*, 2018)

a) *B. cordifolia*, b) *H. sternii*, c) *H. villosa* (*Heuchera macrorhiza*) et d) *G. macrorrhizum*.

Lors de cette expérience, les feuilles de *G. macrorrhizum* avaient accumulé plus de particules en suspension que les autres espèces : ($PM_{10} = 7424 \text{ mm}^{-2}$, $PM_{2,5} = 1902 \text{ mm}^{-2}$ et $PM_1 = 383 \text{ mm}^{-2}$). Les feuilles de *B. cordifolia*, quant à elles, avaient accumulé moins de particules que les autres espèces ($p < 0,05$) : ($PM_{10} = 3539 \text{ mm}^{-2}$, $PM_{2,5} = 790 \text{ mm}^{-2}$ et $PM_1 = 69 \text{ mm}^{-2}$). La plus grande capacité de rétention des particules en suspension par l'espèce *G. macrorrhizum* et pour toutes les fractions granulométriques peut être attribuée à sa micromorphologie complexe qui est composée de trichomes densément disposés et de poils glanduleux ($135 \text{ poils} \cdot \text{mm}^{-2}$). Cet argument est soutenu par le fait que la légère pubescence des feuilles de *H. villosa* ($49 \text{ poils} \cdot \text{mm}^{-2}$) avait également contribué à une accumulation de particules plus élevée que les deux autres espèces dont les feuilles sont glabres. Les structures saillantes sur la surface des feuilles permettent de créer une microtopographie qui facilite la capture et la rétention des particules atmosphériques. Inversement, certaines particules en suspension peuvent facilement rebondir sur des surfaces lisses, entraînant une rétention de plus faibles fractions de particules (Weerakkody *et al.*, 2018).

Dans la ville de Santiago, au Chili, Guerrero-Leiva *et al.* (2016) ont évalué la capacité de rétention des particules atmosphériques sur trois espèces ornementales : *Nerium oleander*, *Pittosporum tobira*, and *Ligustrum lucidum*. La masse moyenne des particules atmosphériques retenues par les espèces était différente ($p < 0,001$). La masse des particules pour *N. oleander*, *P. tobira* et *L. lucidum* était respectivement de $8,2 \text{ g m}^{-2}$; $6,1 \text{ g m}^{-2}$ et $3,9 \text{ g m}^{-2}$, et l'efficacité de rétention quotidienne pour ces espèces était respectivement de $0,6 \text{ g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$, $0,4 \text{ g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ et $0,3 \text{ g m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$. La morphologie des feuilles est l'un des principaux attributs pouvant expliquer les différences entre ces espèces, car l'espèce *N. oleander* qui avait la rétention de particules la plus élevée possède des feuilles dont la surface est rugueuse avec des microplis. À l'inverse, *L. lucidum* dont la rétention était la plus faible possède des feuilles lisses (Figure 8).

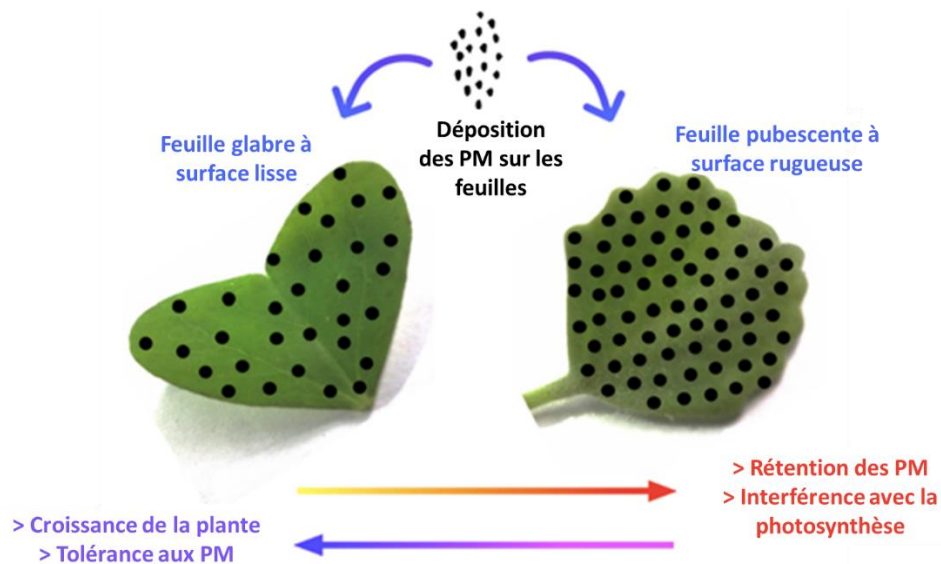


Figure 8. Dépôt des particules selon la pubescence des feuilles (Chávez-García et González-Méndez, 2021)

Leonard *et al.* (2016) ont quantifié l'accumulation des particules ainsi que la concentration de métaux sur les surfaces foliaires de 16 espèces indigènes australiennes le long des routes de Sydney, en Australie. Les auteurs voulaient vérifier si les espèces dont les feuilles possèdent la plus grande densité de poils étaient celles ayant les plus grands dépôts de particules. De manière générale, leurs résultats ont démontré que les feuilles des espèces possédant des poils avaient accumulé plus de particules que celles qui étaient lisses ($p < 0,01$) (Figure 9).

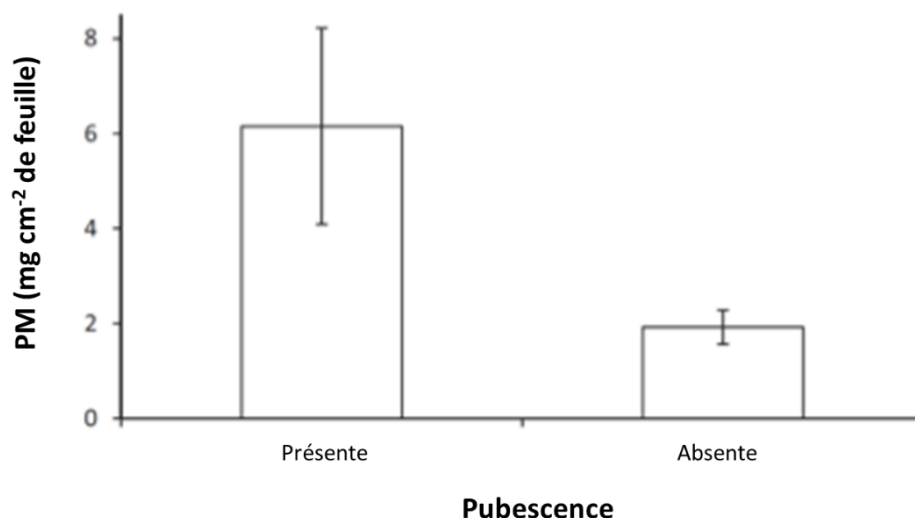


Figure 9. Quantité de matière particulaire (PM : moyenne + S.E.) collectée sur des feuilles avec ou sans poils foliaires (en mg cm⁻²) (Leonard *et al.*, 2016).

Les PM ont été quantifiées sur les feuilles de quatre espèces avec des poils foliaires (n = 85) et de douze espèces sans poils foliaires (n = 131).

Les poils sur la surface des feuilles peuvent non seulement améliorer l'interception des particules, mais aussi rendre plus difficile leur réémission dans l'atmosphère une fois qu'elles sont retenues. Aussi, en créant une polarité de surface, l'hydrophobicité de certains poils foliaires peut aider à attirer les particules, y compris certains métaux couramment présents dans ces particules (Guerrero-Leiva *et al.*, 2016 ; Leonard *et al.*, 2016). Toutefois, la simple présence des poils foliaires ne suffit pas toujours à augmenter la rétention des particules atmosphériques. Par exemple, dans leur étude, Leonard *et al.* (2016) ont rapporté que l'espèce *Acacia longifolia*, bien que possédant des poils foliaires, avait accumulé beaucoup moins de particules que les espèces sans poils foliaires *A. littoralis*, *A. linifolia* et *Melaleuca Stypheloides*. Pour les auteurs, ces résultats mettent en évidence l'importance de la combinaison des traits foliaires pour comprendre les niveaux de rétention des espèces. Dans le cas présent, l'hydrophobicité des particules de cire sur la surface des feuilles des espèces *A. longifolia* ainsi que d'autres espèces comme *Eucalyptus sp.* et *Persoonia levis* avaient réduit la capacité de rétention des particules sur la surface des feuilles. Toutefois, bien que les cires foliaires puissent diminuer la quantité de PM pouvant se déposer sur les feuilles, elles permettent néanmoins d'encapsuler les particules atmosphériques, en particulier les plus fines, avec moins de risque de perte due au lessivage ou à la remise en suspension.

De même, les travaux de Liu *et al.* (2012) n'avaient pas permis de mettre en évidence une corrélation positive entre la présence de trichomes et la capture des particules en suspension. En effet, dans leurs travaux effectués dans une zone industrielle à Guangzhou, en Chine, les auteurs ont constaté que 28 jours après un épisode de pluie, la quantité maximale de poussière retenue était de 12,723 g m⁻² pour les feuilles de *Mangifera indica* Linn comparativement aux 2,682 g m⁻² pour les feuilles de *Bauhinia blakeana* qui possèdent des trichomes. L'ordre de rétention étant le suivant : *Mangifera*

indica > *Ficus virens* > *Ficus microcarpa* > *Bauhinia blakeana*, et la quantité de rétention de poussière augmentait avec l'augmentation du nombre de stomates.

Certaines études soutiennent le fait que la densité stomatique et la taille des stomates sont des traits foliaires pouvant influencer l'accumulation des PM à la surface. Les feuilles avec de larges stomates ainsi qu'une grande densité de stomates pourraient ainsi accumuler des fractions de particules fines et ultrafines à la fois entre les stomates et, dans certains cas, dans les cavités des stomates (Corada *et al.*, 2021). Un nombre élevé de stomates améliore probablement le trait de rugosité totale des surfaces foliaires et contribue à retenir les particules atmosphériques (Sgrigna *et al.*, 2020). Cependant, ici également, cette relation n'est pas univoque et il demeure encore difficile d'apporter une explication claire concernant la corrélation entre le dépôt élevé de particules en suspension et la densité des stomates (Sgrigna *et al.*, 2020).

Il a également été rapporté que les rainures profondes sur la surface des feuilles contribuent à augmenter la capacité de rétention des particules en suspension (Liu *et al.*, 2012 ; Liang *et al.*, 2016). Dans leurs travaux, Liang *et al.* (2016) ont utilisé les proportions de rainures afin de quantifier la rugosité des surfaces des feuilles et évaluer leur impact sur la rétention des particules atmosphériques en Chine. Parmi les 25 espèces d'arbres de leur expérimentation, la proportion de rainures variait entre 3 et 25 %. La proportion de PM_{2,5} retenue était inférieure à 1 mg m⁻² lorsque la proportion de rainures sur les feuilles était inférieure à 10 %. En revanche, la proportion de PM_{2,5} augmentait jusqu'à 3 mg m⁻² lorsque la proportion de rainures dépassait 20 %.

Plusieurs auteurs rapportent que ce sont les combinaisons des traits plutôt que des traits isolés qui peuvent expliquer l'influence sur les dépôts de particules sur la surface des feuilles (Weerakkody *et al.*, 2018 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021 ; Corada *et al.*, 2021). Par exemple, la forme des feuilles et la présence de poils foliaires mis ensemble expliquaient mieux les niveaux d'accumulation de particules sur la surface des feuilles (Leonard *et al.* 2016). La disposition des feuilles en revanche, n'avait pas d'effet significatif.

Les divergences des effets des traits foliaires sur la rétention des particules en suspension ont conduit Sgrigna *et al.* (2020) à concevoir une approche plus globale des traits foliaires à travers un indice d'accumulation des particules en suspension. L'idée derrière leur démarche était de concevoir une mesure qui combinerait les différentes caractéristiques morphologiques, positivement ou négativement liées au dépôt des particules.

Sur la base d'une méta-analyse de 62 études traitant du sujet, Corada *et al.* (2021) ont quant à eux répertorié les caractéristiques foliaires identifiées et les preuves rapportées pour confirmer l'efficacité de la capture des PM (Tableau 4). Dans le même ordre d'idée, une méta-analyse réalisée par Chávez-García et González-Méndez (2021) sur la base de 81 articles a permis de dresser une liste d'espèces d'arbres ainsi que leur efficacité à retenir les PM en fonction de leurs traits foliaires (Annexe 1).

Tableau 5. Traits foliaires impliqués dans la rétention des PM (Corada *et al.*, 2021)

Traits foliaires	Preuves de l'efficacité	Intervalle de confiance
Trichomes (poils des feuilles)	Forte évidence. La majorité des études utilisant la technique MEB confirme une accumulation de particules plus élevée sur des feuilles à forte densité de trichomes	Fort
Couverture de cire/Cire épicuticulaire/Mouillabilité des feuilles	Forte évidence. La majorité des études utilisant la technique MEB confirme une accumulation de particules plus élevée sur les feuilles cireuses.	Fort
Rugosité	Forte évidence. La rugosité des surfaces est associée à une bonne rétention des dépôts secs de PM.	Fort
Rides des feuilles/crête/sillons/rainures	Forte évidence. Plusieurs études confirment une accumulation de particules plus élevée sur des feuilles ridées.	Fort
Taille des feuilles	La petite taille des feuilles est associée à une canopée complexe qui peut capturer plus de PM. D'autres études, par contre, affirment que la grande taille des feuilles fournit une grande surface de dépôt des PM.	Preuves contradictoires
Forme des feuilles	Différences subtiles entre les feuilles selon leurs formes.	Preuves contradictoires
Conifères/Espèces de pins	Les conifères peuvent être plus efficaces dans l'accumulation de PM par rapport à beaucoup d'espèces à feuilles caduques en raison de leur couche de cire épicuticulaire plus épaisse et de leur capacité à accumuler les PM tout au long de l'année. Toutefois, quelques espèces à feuilles caduques peuvent également accumuler efficacement des PM.	Preuves contradictoires
Distribution des stomates/densité des stomates	Seules quelques études ont indiqué l'importance des stomates dans la capture des PM.	Manque de preuves

Indice de surface foliaire (LAI)	La relation n'est pas claire entre LAI et la capture de PM sur les feuilles. Une canopée complexe diminue ainsi la vitesse du vent et augmente la rétention des PM.	Manque de preuves
Sécrétions collantes sur la surface des feuilles	Les sécrétions collantes des feuilles peuvent capturer et retenir plus de PM que les feuilles lisses. Manque d'études pour confirmer ce trait.	Manque de preuves
Surface adaxiale	Chaque surface de la feuille possède différentes structures et caractéristiques. Certaines études ont indiqué que l'accumulation de PM peut se faire sur les deux faces des feuilles. Une accumulation de PM sur la face adaxiale peut s'expliquer par l'orientation des feuilles et leur exposition aux particules par rapport au côté abaxial des feuilles.	Manque de preuves

La cire

Les feuilles des arbres peuvent accumuler de grandes quantités de particules sur leur surface, mais également dans la cire. Certaines études soutiennent le fait qu'il y aurait une corrélation entre la quantité de cire et l'accumulation des particules en suspension (Chávez-García et González-Méndez, 2021). Par exemple, le long des routes de Stavanger, en Norvège, les feuilles de *Pinus sylvestris* avaient accumulé plus de particules dans leurs cires ($19,3 \mu\text{g cm}^{-2}$) par rapport à leurs surfaces ($14,5 \mu\text{g cm}^{-2}$) (Przybysz *et al.*, 2014).

Cependant, les résultats d'autres travaux démontrent une association négative concernant la présence de la cire et l'accumulation de PM (Leonard *et al.*, 2016 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021). Les espèces contenant une teneur élevée en cire n'avaient pas nécessairement l'accumulation de PM la plus élevée Paull *et al.* (2020). Dans cette étude, une seule des trois espèces à haute teneur en cire, *Nematanthus glabra* (Goldfish Plant), s'est avérée être l'une des espèces les plus accumulatrices. Par ailleurs, des espèces à faible teneur en cire *Philodendron Xanadu* (*Xanadu*), *Spathiphyllum wallisii* (Peace lily) et *Chlorophytum comosum variegatum* (plante-araignée panachée) avaient les plus fortes accumulations de PM.

Néanmoins, la quantité de PM est généralement plus élevée sur la surface des feuilles par rapport à celle retenue dans la cire. Par exemple, l'évaluation des particules retenues par 17 espèces de plantes urbaines à Pékin, en Chine, a révélé que l'accumulation moyenne sur les feuilles était de $59 \mu\text{g cm}^{-2}$, dont 65 % étaient déposés sur la surface des feuilles et 35 % dans la cire des feuilles (Xu *et al.*, 2018). Les particules retenues dans la cire sont probablement mieux immobilisées face à des événements pluvieux comparativement à celles retenues à la surface. Cette rétention pourrait durer

un certain temps, car il faut s'attendre à une desquamation des cires au cours de la vie des feuilles et par conséquent à une potentielle remise en suspension d'une fraction des particules retenues (Przybysz *et al.*, 2014 ; Xu *et al.*, 2018).

Les feuilles de l'espèce *Forsythia × intermedia Zabel* (Pologne) avaient entre deux et huit fois plus de cire à leur surface que celles des autres espèces, mais aucune relation significative n'a été démontrée entre la masse de cire de cette espèce et la rétention des particules (Dzierzanowski *et al.*, 2011). Ce constat suggère que le potentiel de la cire à piéger les particules dépendrait davantage de la composition chimique et de la structure de la couche de cire épicuticulaire ainsi que des propriétés du polluant plutôt que de la quantité. (Dzierzanowski *et al.*, 2011 ; Wróblewska et Jeong, 2021).

Taille et forme des feuilles

La forme des feuilles est également une autre caractéristique importante pouvant influencer le dépôt des PM sur la surface des feuilles (Han *et al.*, 2020). Au niveau des feuilles, celles dont la forme était lancéolée, autrement dit celles qui sont les plus larges vers le pétiole, accumulaient plus de PM que les feuilles de forme obovale et elliptique qui sont les plus étroites en dessous du milieu (Leonard *et al.* 2016). Ici également, les combinaisons des traits semblaient mieux expliquer les variations dans les dépôts et l'accumulation de PM. (Figure 10).

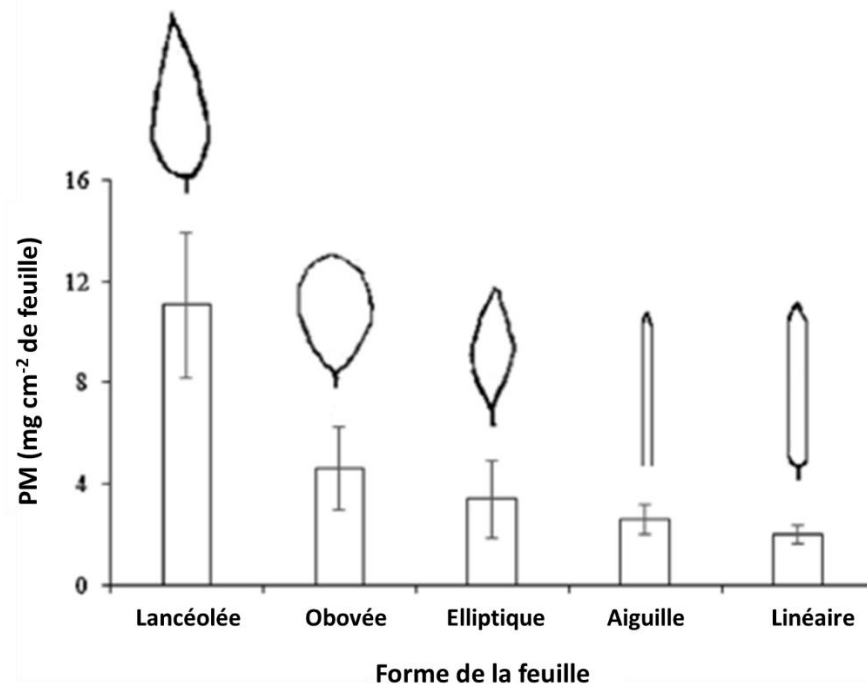


Figure 10. Quantité de PM (moyenne + S.E.) collectée sur des feuilles de formes différentes et exprimée en mg cm⁻² de feuille (Leonard *et al.*, 2016).

Densité et indice de surface foliaire, arbres et arbustes

D'autres paramètres importants sont la densité de surface foliaire (LAD) et l'indice de surface foliaire (LAI), car ceux-ci déterminent la structure 3D verticale de la canopée qui influence le flux d'air (Corada *et al.*, 2021). En effet, des écoulements turbulents peuvent être provoqués en raison de la forme des feuilles et de la canopée, ce qui permettrait d'améliorer le contact entre les PM avec les feuilles (Ould-Dada et Baghini, 2001 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021). Les arbres possédant un grand indice de surface foliaire sont susceptibles d'être plus efficaces à retenir les particules en suspension. Par exemple, Song *et al.* (2015) ont rapporté qu'à l'échelle de la feuille, *Juniperus formosana* avait accumulé plus de particules en suspension que les feuilles des autres espèces de leur étude réalisée à Pékin, en Chine. Cependant, à l'échelle de l'arbre, *Pinus bungeana*, en raison de son important indice de surface foliaire, avait accumulé plus de particules. En général, leurs travaux avaient montré que les pins *P. bungeana* et *P. tabulaeformis* avaient respectivement accumulé 409,80 g/arbre et 257,16 g/arbre. Ces valeurs étaient beaucoup plus élevées que celles des cyprès *J. formosana* et *Platycladus orientalis* qui avaient respectivement accumulé 84,37 g/arbre et 26,72 g/arbre.

L'indice de surface foliaire peut également constituer un argument en faveur de l'installation d'arbustes par rapport à certains arbres. L'accumulation moyenne de PM pour les arbustes s'élevait à 49 $\mu\text{g cm}^{-2}$, et celle-ci était plus élevée que celle de certains arbres de cette étude (28 $\mu\text{g cm}^{-2}$ en moyenne, Xu *et al.*, 2018). Parmi ces arbustes, l'espèce *Euonymus japonicus* était celle qui avait accumulé le plus de particules (56 $\mu\text{g cm}^{-2}$), notamment grâce aux microstructures de ses feuilles. Il n'existe pas suffisamment d'informations sur les différences de rétention des PM entre arbres et arbustes (Chávez-García et González-Méndez, 2021). Toutefois, une combinaison de plantation d'arbres et d'arbustes pourrait s'avérer efficace dans la réduction des concentrations des particules en suspension. Les arbustes étant généralement plus courts que les arbres (1 à 2 m de haut) peuvent collecter des particules que les arbres plus grands ne peuvent pas absorber (Xu *et al.*, 2018 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Persistance des feuilles, conifères et feuillus

L'un des autres aspects concernant le feuillage est celui relatif à la persistance des feuilles. La rétention des particules par des arbres à feuilles persistantes se fait tout au long de l'année, contrairement aux arbres à feuilles caduques. De ce fait, les espèces à feuilles persistantes pourraient convenir notamment en hiver lorsque les combustibles fossiles sont émis pour le chauffage (Pace et Grote, 2020 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Par ailleurs, il est largement admis que les espèces de conifères ont un plus grand potentiel de capture des particules en suspension par rapport aux espèces feuillues (Chen *et al.*, 2017 ; Xu *et al.*, 2018 ; Pace et Grote, 2020 ; Xu *et al.*, 2020). Les simulations réalisées par Pace et Grote (2020) à l'aide du logiciel i-Tree Eco confirmaient d'ailleurs l'efficacité des conifères comparativement aux feuillus. Par exemple, pour la ville de Berlin, en Allemagne, leurs résultats démontraient que les conifères pouvaient retirer annuellement 2,7 g m⁻² de PM_{2,5} alors que les feuillus à feuilles persistantes et à feuilles caduques retiraient respectivement 0,8 g m⁻² et 0,4 g m⁻². La capacité des

conifères à capturer plus de particules $PM_{2,5}$ et 10 par rapport aux feuillus a été rapportée comme suit : *Pinus tabuliformis* ($8,64 \mu\text{g cm}^{-2}$) > *Pinus bungeana* ($6,55 \mu\text{g cm}^{-2}$) > *Salix matsudana* ($5,28 \mu\text{g cm}^{-2}$) > *Acer truncatum* ($3,91 \mu\text{g cm}^{-2}$) > *Ginkgo biloba* ($3,09 \mu\text{g cm}^{-2}$) > *Populus tomentosa* ($1,80 \mu\text{g cm}^{-2}$) d'après Zhang *et al.*, (2017). Parmi les feuillus, l'espèce *Salix matsudana*, dont la capacité de rétention était la plus élevée, avait également les feuilles présentant la rugosité la plus élevée ($276,52 \text{ nm}$), soit environ cinq fois plus élevée que *Pinus tabuliformis*.

Les aiguilles des conifères sont considérées comme étant efficaces dans la capture des PM, notamment des particules fines, en raison de leur forme, de leur abondance, de la cire sur leurs surfaces ainsi qu'à cause de la structure de leurs surfaces (Chen *et al.*, 2017 ; Pace et Grote, 2020). De plus, la structure complexe de la canopée des conifères leur procure une plus grande surface de collecte par unité de sol (indice de surface foliaire) qui leur permet de réduire la couche limite laminaire (zone d'écoulement influencée par le contact avec les feuilles et où les couches de fluides se déplacent parallèlement) et d'avoir ainsi une plus grande accumulation de PM (Figure 11 et Figure 12) ; Xu *et al.*, 2018 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021).

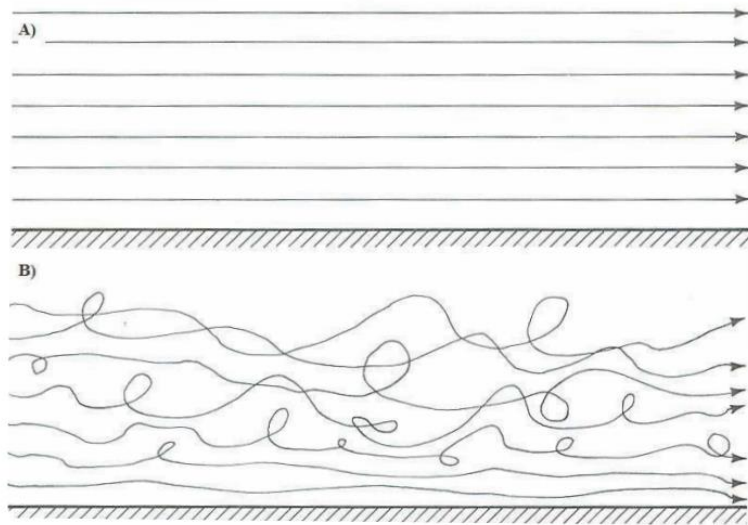


Figure 11. Schéma d'un écoulement laminaire (A) où les couches de fluide se déplacent parallèlement et d'un écoulement turbulent (B) où le mélange vertical est important (Chaput-Desrochers, 2013)

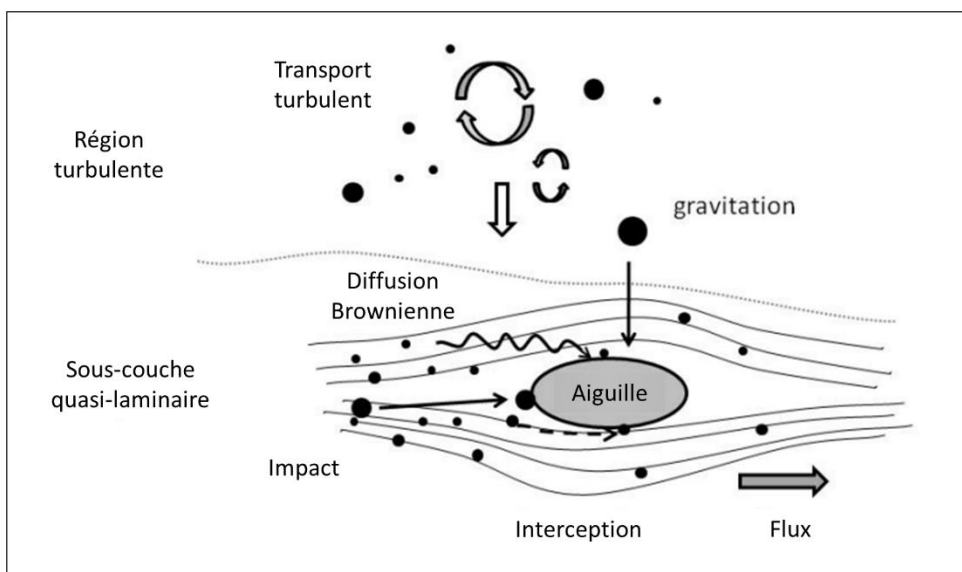


Figure 12. Mécanismes de dépôt à travers la région turbulente dans la canopée et la sous-couche quasi laminaire sur une seule aiguille de pin. La ligne pointillée représente la frontière schématique entre les deux couches (Launiainen, 2011).

Taille des particules

Dans les zones urbaines, certaines observations suggèrent un ratio $PM_{2,5}/PM_{10}$ d'environ 0,6 - 0,8 (Xu *et al.*, 2020 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021). Bien évidemment, les concentrations de ces différentes particules dépendront des principales sources d'émission. La fraction $PM_{2,5}$ augmenterait en raison de la combustion du charbon, de la combustion de la biomasse et des gaz d'échappement (Chávez-García et González-Méndez, 2021). Par exemple les concentrations des PM_{10} et $PM_{2,5}$ étaient respectivement 139 et $84 \mu g m^{-3}$ d'avril à septembre 2014 à Pékin, en Chine (Xu *et al.*, 2018).

Les catégories de PM retenues par le feuillage des arbres varient significativement entre les espèces, et ce, même lorsque la rétention des particules par les espèces était évaluée dans le même lieu (Zhang *et al.*, 2018 ; Xu *et al.*, 2020). Les ratios de quantités de particules retenues ($PM_{2,5}/PM_{10}$) par les vingt espèces d'arbres évaluées par Zhang *et al.* (2018) variaient considérablement d'une espèce à l'autre (16,90 % à 63,75 %). Cette variation pourrait s'expliquer par le fait qu'en raison de leurs petits diamètres, les $PM_{2,5}$ se fixent difficilement à la surface des feuilles, de sorte que celles-ci peuvent facilement être remises en suspension. Par conséquent, les caractéristiques des feuilles ont eu un effet important sur la densité et la catégorie des particules retenues à la surface des feuilles. Cela suggère que les $PM_{2,5}$ pourraient être mieux encapsulées dans la cire des feuilles par rapport aux particules grossières. Aussi, des microstructures des feuilles (par exemple les rainures ou encore les poils foliaires) peuvent contribuer à la rétention des $PM_{2,5}$ sur la surface des feuilles. À l'inverse, les macrostructures des feuilles telles que les plis des feuilles peuvent contribuer à accumuler des particules grossières (Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques peuvent modifier le potentiel des plantes à absorber des polluants par leurs effets directs sur les propriétés physico-chimiques des polluants, de la plante et de la surface foliaire (Richard *et al.*, 2007 ; Shahid *et al.*, 2017). En effet, l'humidité, la température, les précipitations ou encore la lumière peuvent influencer les processus biologiques et métaboliques conduisant à l'absorption et à la capture des polluants par les arbres (Shahid *et al.*, 2017). Selon Richard *et al.* (2007), les réactions photochimiques se déroulant sur la surface des feuilles ne sont pas suffisamment étudiées.

De nombreux auteurs ont étudié la relation entre la vitesse de dépôt sec des particules totales en suspension (TSP) et les facteurs météorologiques (Chen *et al.*, 2012 ; Mohan, 2016 ; Wu *et al.*, 2018). La vitesse de dépôt sec des particules totales en suspension est un paramètre qui détermine la capacité d'autoépuration de l'atmosphère, car il décrit la vitesse avec laquelle les particules atmosphériques se déposent sur les surfaces. La vitesse de dépôt sec des particules totales en suspension dépend de plusieurs paramètres, notamment météorologiques et environnementaux, et elle est soumise à de nombreuses incertitudes (Chen *et al.*, 2012).

La température

À Pékin, en Chine, Wu *et al.* (2018) ont évalué la corrélation entre la vitesse de dépôt sec et quelques paramètres météorologiques. La vitesse moyenne du vent, la température et l'humidité relative de leur site d'expérimentation étaient respectivement $0,16 \text{ m s}^{-1}$, $24,99 \text{ °C}$ et $32,52 \%$. Les résultats de leurs travaux avaient démontré une corrélation négative entre la température et la vitesse de dépôt sec, indiquant des coefficients de corrélation (r) suivants : $-0,72$ pour $\text{PM}_{2,5}$ et $-0,78$ pour PM_{10} . Ailleurs, dans la région de Guangzhou, toujours en Chine, Chen *et al.* (2012) ont rapporté que le site dont la température était la plus élevée ($21,1 \text{ °C}$) était également celui qui possédait la plus faible vitesse de dépôt de particules sèche ($1,13 \text{ cm s}^{-1}$). En général, plus la température est élevée, plus le mélange atmosphérique est grand, réduisant ainsi la stabilité de l'atmosphère. Cette diminution de la stabilité de l'air entraînerait un effet de turbulences provoquant la dispersion des particules, notamment lorsque la concentration de celles-ci est élevée. Ainsi, la vitesse de dépôt sec serait réduite, ce qui entraînerait cette corrélation négative (Mohan, 2016).

Le vent

Concernant la vitesse des vents, les résultats des travaux de Wu *et al.* (2018) ont indiqué qu'il n'y avait pas d'association significative entre la vitesse de dépôt sec des particules et la vitesse des vents. Ce qui n'est pas en accord avec de nombreuses études qui ont montré que la vitesse du vent était le facteur météorologique le plus important qui influençait la vitesse de dépôt (Mohan, 2016 ; Wu *et al.*, 2018 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021). Chen *et al.* (2012) ont trouvé une relation positive entre la vitesse de dépôt sec et la vitesse du vent. Dans leurs travaux, le site de Conghua qui avait tendance à avoir la vitesse de vent la plus élevée ($1,2 \text{ m s}^{-1}$), avait également une plus grande vitesse de dépôt sec ($1,82 \text{ cm s}^{-1}$). De même, Thiane, le site de leur étude qui avait la vitesse du vent la plus faible ($0,8 \text{ m s}^{-1}$) avait aussi la vitesse de dépôt la plus basse ($1,49 \text{ cm s}^{-1}$). Plus la vitesse du vent est élevée, plus le frottement l'est également et cela permettrait d'accélérer le

transport des particules. Plusieurs travaux rapportent une forte corrélation positive entre les dépôts secs et la vitesse du vent (Mohan, 2016).

L'humidité relative

Un autre facteur météorologique, l'humidité relative, influence également la vitesse de dépôt sec. L'augmentation de l'humidité relative entraînerait une augmentation de la taille des particules (croissance hygroscopique) (Chen *et al.*, 2012 ; Mohan, 2016 ; Wu *et al.*, 2018). Wu *et al.* (2018) ont rapporté qu'une augmentation de l'humidité relative pourrait entraîner une augmentation significative du taux de dépôt des particules, en raison de l'augmentation de la taille des particules (R= 0,78 pour PM_{2,5} et R= 0,82 pour PM₁₀).

L'humidité de l'air peut modifier la perméabilité de la surface des feuilles par l'hydratation des cuticules ou en modifiant les propriétés physico-chimiques des particules absorbées notamment en ce qui concerne leur solubilité (Shahid *et al.*, 2017 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021). Par ailleurs, l'eau transpirée peut recouvrir la feuille et modifier la topographie de celle-ci en la rendant plus lisse ou plus plate et inhiber le dépôt de poussière sur les feuilles (Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Lessivage et soufflage des particules

Les conditions météorologiques, en particulier la pluie et le vent sont probablement les principaux moteurs de variations de l'accumulation des particules sur les feuilles au fil du temps. L'élimination des polluants de la surface des feuilles peut se faire par lessivage (le retrait des PM de la surface des feuilles par les précipitations et leur transfert vers le sol) ou par soufflage (la remise en suspension par l'action du vent). Le lessivage représente la suppression nette des particules de l'atmosphère par les plantes permettant ainsi aux feuilles d'accueillir sur leurs surfaces de nouvelles particules (Chávez-García et González-Méndez, 2021). Toutefois, une certaine proportion des PM déposées au sol après lessivage peuvent tout de même être remises en suspension par l'action du vent, notamment dans le cas où la surface du sol est pavée (Chávez-García et González-Méndez, 2021). Selon les travaux réalisés par Liu *et al.* (2013) sur différentes espèces à Guangzhou, en Chine, la capacité maximale de rétention de particules par les feuilles des arbres pouvait être atteinte entre 24 et 28 jours. Il est donc important de considérer les effets de lessivage ou de soufflage pour estimer la quantité de PM retenue sur les feuilles (Wang *et al.*, 2015 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Wang *et al.* (2015) rapportent que des précipitations de 10,4 mm et 31,9 mm avaient respectivement éliminé 28 % et 48 % de particules accumulées sur les feuilles de *Ligustrum lucidum*. Pour ce qui est des vents, lorsque leur vitesse était inférieure à 11,1 m s⁻¹, ils n'avaient pas d'impact sur les particules retenues par les feuilles. Cependant, des vents plus forts de 12,1 m s⁻¹ et 15,2 m s⁻¹ avaient enlevé 27 % et 36 % de particules accumulées sur les feuilles de *Ligustrum lucidum*. La pluie et le vent (lavage et soufflage) peuvent dans certains cas contribuer à réintroduire des particules qui avaient été retenues sur les feuilles (Corada *et al.*, 2021). De même, les précipitations peuvent modifier les propriétés physico-chimiques des particules (par exemple les désagréger ou les

solubiliser) et entraîner une variation dans leur taille ainsi que leur susceptibilité à être remise en suspension (Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Des travaux rapportent que le vent et les précipitations n'affectent pas toutes les particules de la même manière. Les grosses particules (10 – 100 μm) étaient plus facilement retirées de la surface des feuilles pour ensuite être remises en suspension tandis que les particules plus fines (0,2 – 2,5 μm) semblaient être insensibles aux conditions météorologiques (Popek *et al.*, 2019). Des résultats similaires ont été rapportés par Przybysz *et al.* (2014) qui signalent que les plus grosses particules (10-100 μm) constituaient la plus grande proportion (75 à 87 %) des particules qui étaient éliminées par lessivage alors que la fraction fine (0,2-2,5 μm) représentait la plus faible proportion (2 à 5 %). Toutefois, une accumulation plus permanente des particules fines (0,2 à 2,5 μm) est bénéfique, car cette fraction représente la menace pour la santé humaine (Popek *et al.*, 2019).

Les précipitations n'éliminent généralement pas toutes les particules retenues à la surface des feuilles (Wang *et al.*, 2015). Par exemple, Przybysz *et al.* (2014) rapportent qu'une pluie simulée de 20 mm pouvait enlever entre 30 et 41 % des particules accumulées sur les pousses de *Pinus sylvestris* L. Plusieurs facteurs peuvent influencer l'élimination des particules retenues sur les feuilles par la pluie, entre autres, les caractéristiques des feuilles et l'intensité des précipitations. En effet, des caractéristiques des feuilles telles qu'une couche de cire, des trichomes et une rugosité (rainures) créent différents angles de contact entre les gouttes de pluie et les surfaces des feuilles (Corada *et al.*, 2021). Ces traits de feuille créent différentes conditions hydrofuges entre les espèces. Les trichomes et la rugosité des feuilles ont des propriétés de mouillage qui augmentent le contact avec les gouttelettes d'eau et éliminent plus de particules que sur les surfaces lisses. Pour une surface lisse, des précipitations de longue durée et de faible intensité sont plus efficaces pour éliminer les PM sur les feuilles, car ces conditions augmentent la quantité d'eau en contact avec la surface des feuilles. C'est l'inverse pour les feuilles ayant des surfaces rugueuses, ce sont les précipitations de haute intensité et de courte durée qui éliminent plus efficacement les PM. La saturation d'élimination des particules peut vite être atteinte avec des pluies de forte intensité, parfois dès les premières minutes (Corada *et al.*, 2021).

Variations quotidiennes et saisonnières

Les dépôts des particules en suspension sur les arbres varient également de façon quotidienne et saisonnière. Nguyen *et al.* (2015) ont rapporté des variations quotidiennes dans la quantité de $\text{PM}_{2,5}$ retenue par les arbres urbains à Pékin, en Chine. La concentration la plus élevée était constatée le matin et elle était plus faible l'après-midi et le soir. Par exemple pour les conifères dont les feuilles étaient bien développées, la quantité de $\text{PM}_{2,5}$ captés entre 7 h et 11 h du matin était de 219,57 $\mu\text{g m}^{-3}$ alors que plus tard entre 15 et 19 h, elle était de 83,94 $\mu\text{g m}^{-3}$. D'autres travaux ont également signalé la même tendance dans la variation quotidienne du potentiel de capture des PM par les arbres (Chávez-García et González-Méndez, 2021). Cela pourrait s'expliquer par les différences d'humidité et des vents entre ces moments de la journée, mais également par les activités humaines, dont les transports actifs le matin lorsque la densité du trafic est la plus élevée (Nguyen *et al.*, 2015 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Les variations saisonnières ont également un effet significatif sur le potentiel de rétention des particules par les arbres. D'ailleurs, les conditions atmosphériques ainsi que les concentrations en polluants varient selon les saisons (Kumar *et al.*, 2005). De l'été à l'hiver, en passant par la mousson, la vitesse moyenne de dépôt sec se situait entre 0,1 et 4,1 cm s⁻¹, en Inde, dans la région de Dayalbagh (Kumar *et al.*, 2005). La plus grande vitesse de dépôt était constatée en hiver, et cette grande variation est entre autres due à la variation de la taille des particules (3,1 µm à 7,15 µm), à celle des conditions atmosphériques comme l'humidité relative (allant de 25 à 95 %) ainsi qu'aux caractéristiques des surfaces des arbres. Wang *et al.* (2015) avaient eux aussi observé des variations dans l'accumulation de PM sur les feuilles de *Ligustrum lucidum*. Les plus hautes quantités retenues avaient été observées en novembre (4,48 g m⁻²) et les plus faibles en août (2,51 g m⁻²).

Des résultats similaires ont été rapportés par Wang *et al.* (2013) qui ont évalué l'accumulation des PM sur les espèces *Sophora japonica*, *Platanus acerifolia* et *Cedrus deodara*. De manière générale, ces trois espèces avaient tendance à accumuler plus de PM en allant d'avril à novembre 2009. Parmi elles, l'accumulation de PM sur les feuilles de *S. japonica* et *P. acerifolia* avaient augmenté de 0,29 à 3,10 g m⁻² et de 0,97 à 5,60 g m⁻², respectivement. Les feuilles striées de *P. acerifolia* avaient permis d'accumuler plus de particules que *S. japonica* et *C. deodara* dont les surfaces foliaires sont cireuses.

Ainsi, la capacité des feuilles à retenir les particules en suspension variera selon les différentes conditions météorologiques (par exemple, la vitesse du vent ou la fréquence et l'intensité des précipitations) ou encore les traits foliaires qui changent au cours de l'année (par exemple, la détérioration de la cuticule ou la chute des feuilles) peuvent entraîner des variations saisonnières. Le bilan de l'accumulation des particules sur les feuilles des arbres devra ainsi tenir compte de cette variabilité (Wang *et al.*, 2013 ; Xu *et al.*, 2018 ; Chávez-García et González-Méndez, 2021).

Encadré 2

De nombreux facteurs influencent la capacité des arbres à capturer les particules en suspension dans l'air.

Les microstructures de la surface des feuilles telles que les trichomes, la rugosité ou encore les rainures contribuent à la rétention des particules en suspension. La cire constitue également un piège dans lequel s'accumulent les particules, notamment les plus fines. La forme des feuilles, leur persistance au cours de l'année ou encore la forme de la canopée influencent la circulation du vent et par conséquent la rétention des particules.

Les conditions météorologiques ont un réel impact sur le potentiel de rétention des particules par les arbres, sans compter le fait que celles-ci sont sujettes à des variations quotidiennes et saisonnières dont il faut également tenir compte.

Il est difficile d'affirmer qu'un trait foliaire est plus important qu'un autre. Les différences dans la capacité de rétention des particules par les arbres s'expliquent mieux à travers la prise en considération de la combinaison des effets des traits foliaires ainsi que les conditions météorologiques et environnementales.

2.4. Références

- Depuis Agarwal, P., Sarkar, M., Chakraborty, B., Banerjee, T., 2019. Phytoremediation of air pollutants: prospects and challenges. In *Phytomanagement of Polluted Sites*. Elsevier, pp. 221-241.
- Appleton, B., Koci, J., Harris, R., Seyebeck K., Alleman, D., 2000. Trees for Problem Landscape Sites – Air Pollution. Virginia Cooperative Extension and Virginia Tech University Publication Number 430-022. Blacksburg, VA, 4p.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., Taylor, G., 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental pollution*, 99(3), 347-360.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P., Taylor, G., 2000. Effective tree species for local air-quality management. *Journal of arboriculture*, 26(1), 12-19.
- Brendel, O., Cochard, H., 2011. Comment les espèces végétales s'adaptent au stress hydrique. *L'eau pour les Forêts et les hommes en région méditerranéenne*, 84-89.
- Chaput-Desrochers, L. 2013. Caractéristiques des structures turbulentes de l'écoulement et du transport en charge de fond en rivière à lit de graviers lors de la montée d'une crue. Mémoire, Département de Géographie, Arts et Sciences, Université de Montréal, p.5.
- Chávez-García, E., González-Méndez, B., 2021. Particulate matter and foliar retention: Current knowledge and implications for urban greening. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 14(9), 1433-1454.
- 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.
- Chen, L., Peng, S., Liu, J., Hou, Q., 2012. Dry deposition velocity of total suspended particles and meteorological influence in four locations in Guangzhou, China. *Journal of Environmental Sciences*, 24(4), 632-639.
- Corada, K., Woodward, H., Alaraj, H., Collins, C. M., de Nazelle, A., 2021. A systematic review of the leaf traits considered to contribute to removal of airborne particulate matter pollution in urban areas. *Environmental Pollution*, 269, 116104, 1-13.
- Couot-Gastelier, J., Louguet, P., 1992. Effet de la colchicine sur les mouvements des stomates et l'ultrastructure des cellules stomatiques de *Tradescantia virginiana*. *Bulletin de la Société Botanique de France. Lettres Botaniques*, 139 (4-5), 345-356.
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., Gawroński, S. W., 2011. Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International journal of phytoremediation*, 13(10), 1037-1046.
- Guerrero-Leiva, N., Castro, S. A., Rubio, M. A., Ortiz-Calderón, C., 2016. Retention of atmospheric particulate by three woody ornamental species in Santiago, Chile. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(12), 1-9.
- Han, D., Shen, H., Duan, W., Chen, L., 2020. A review on particulate matter removal capacity by urban forests at different scales. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48, 126565, 1-10.
- Kozłowski, T. T., 1980. Impacts of air pollution on forest ecosystems. *BioScience*, 30(2), 88-93.
- Kumar, R., Rani, A., Kumari, K. M., Srivastava, S. S., 2005. Atmospheric dry deposition to marble and red stone. *Journal of atmospheric chemistry*, 50(3), 243-261.

- Launiainen, S., 2011. Canopy processes, fluxes and microclimate in a pine forest. Report series in aerosol science No 117, p.31.
- Leonard, R. J., McArthur, C., Hochuli, D. F., 2016. Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 249-253.
- Liang, D., Ma, C., Wang, Y. Q., Wang, Y. J., Chen-Xi, Z., 2016. Quantifying PM_{2.5} capture capability of greening trees based on leaf factors analyzing. *Environmental science and pollution research*, 23(21), 21176-21186.
- Liu, L., Guan, D., Peart, M. R., 2012. The morphological structure of leaves and the dust-retaining capability of afforested plants in urban Guangzhou, South China. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3440-3449.
- Liu, L., Guan, D., Peart, M. R., Wang, G., Zhang, H., Li, Z., 2013. The dust retention capacities of urban vegetation—a case study of Guangzhou, South China. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(9), 6601-6610.
- Locosselli, G. M., de Camargo, E. P., Moreira, T. C. L., Todesco, E., de Fátima Andrade, M., de André, C. D. S., de André, P.A., Singer, J.M., Ferreira, L.S., Saldiva, P.H.N. Buckeridge, M. S., 2019. The role of air pollution and climate on the growth of urban trees. *Science of the Total Environment*, 666, 652-661.
- McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., ... Nemitz, E., 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8455-8467.
- Mestayer, P. G., Brunet, Y., 2015. Impact de la végétation urbaine sur la qualité de l'air. *Innovations Agronomiques*, 45, 35-45.
- Mohan, M. S., 2016. An overview of particulate dry deposition: measuring methods, deposition velocity and controlling factors. *International journal of environmental science and technology*, 13(1), 387-402.
- Nguyen, T., Yu, X., Zhang, Z., Liu, M., Liu, X., 2015. Relationship between types of urban forest and PM_{2.5} capture at three growth stages of leaves. *Journal of Environmental Sciences*, 27, 33-41.
- Noland, T. L., Kozlowski, T. T., 1979. Effect of SO₂ on stomatal aperture and sulfur uptake of woody angiosperm seedlings. *Canadian Journal of Forest Research*, 9(1), 57-62.
- 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. J., Van den Bosch, M., 2019. Les effets des arbres et de la forêt sur la qualité de l'air et la santé humaine dans et autour des zones urbaines. *Sante Publique*, 1(HS1), 153-161.
- Ould-Dada, Z., Baghini, N. M., 2001. Resuspension of small particles from tree surfaces. *Atmospheric Environment*, 35(22), 3799-3809.
- 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), 1-12.
- Paull, N. J., Krix, D., Irga, P. J., Torpy, F. R., 2020. Airborne particulate matter accumulation on common green wall plants. *International Journal of Phytoremediation*, 22(6), 594-606.

- Popek, R., Haynes, A., Przybysz, A., Robinson, S. A., 2019. How much does weather matter? Effects of rain and wind on PM accumulation by four species of Australian native trees. *Atmosphere*, 10(10), 633, 1-14.
- Przybysz, A., Sæbø, A., Hanslin, H. M., Gawroński, S. W., 2014. Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Science of the Total Environment*, 481, 360-369.
- Richard, C., Halle, A. T., Sarakha, M., Mazellier, P., Chovelon, J., 2007. La lumière solaire à l'assaut des polluants. *Actualité chimique*, 308-309, 71-75.
- Robinson, M. F., Heath, J., Mansfield, T. A., 1998. Disturbances in stomatal behaviour caused by air pollutants. *Journal of Experimental Botany*, 461-469.
- Samson, R., Grote, R., Calfapietra, C., Cariñanos, P., Fares, S., Paoletti, E., Tiwary, A., 2017. Urban trees and their relation to air pollution. In *The urban forest*, Springer, Cham., pp. 21-30.
- Seigneur, C., 2018. Pollution atmosphérique. Concepts, théorie et application : Concepts, théorie et application. Belin education, pp. 206-208.
- Sgrigna, G., Baldacchini, C., Dreveck, S., Cheng, Z., Calfapietra, C., 2020. Relationships between air particulate matter capture efficiency and leaf traits in twelve tree species from an Italian urban-industrial environment. *Science of The Total Environment*, 718, 137310, 1-12.
- Shahid, M., Dumat, C., Khalid, S., Schreck, E., Xiong, T., Niazi, N. K., 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of hazardous materials*, 325, 36-58.
- Song, Y., Maher, B. A., Li, F., Wang, X., Sun, X., Zhang, H., 2015. Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: Source identification and size distribution. *Atmospheric environment*, 105, 53-60.
- Taylor, G., Frost, D. L., 1992. Impact of gaseous air pollution on leaf growth of hybrid poplar. *Forest Ecology and Management*, 51(1-3), 151-162.
- Wang, H., Shi, H., Li, Y., Yu, Y., Zhang, J., 2013. Seasonal variations in leaf capturing of particulate matter, surface wettability and micromorphology in urban tree species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 7(4), 579-588.
- Wang, H., Shi, H., Wang, Y., 2015. Effects of weather, time, and pollution level on the amount of particulate matter deposited on leaves of *Ligustrum lucidum*. *The Scientific World Journal*, 2015.
- Watanabe, M., Hoshika, Y., Koike, T., Izuta, T., 2017. Effects of ozone on Japanese trees. In Izuta, T. (Ed), *Air pollution impacts on plants in East Asia*. Tokyo, Springer, pp. 73-100.
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., Reiling, K., 2018. Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban forestry & urban greening*, 30, 98-107.
- Wróblewska, K., Jeong, B. R., 2021. Effectiveness of plants and green infrastructure utilization in ambient particulate matter removal. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 1-24.
- Wu, Y., Liu, J., Zhai, J., Cong, L., Wang, Y., Ma, W., Zhang, Z., Li, C., 2018. Comparison of dry and wet deposition of particulate matter in near-surface waters during summer. *PloS one*, 13(6), 1-15.

- Xu, X., Xia, J., Gao, Y., Zheng, W., 2020. Additional focus on particulate matter wash-off events from leaves is required: A review of studies of urban plants used to reduce airborne particulate matter pollution. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48, 126559, 1-9.
- Xu, Y., Xu, W., Mo, L., Heal, M. R., Xu, X., Yu, X., 2018. Quantifying particulate matter accumulated on leaves by 17 species of urban trees in Beijing, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(13), 12545-12556.
- Zhang, W., Wang, B., Niu, X., 2017. Relationship between leaf surface characteristics and particle capturing capacities of different tree species in Beijing. *Forests*, 8(3), 92, 1-12.
- Zhang, W., Zhang, Z., Meng, H., Zhang, T., 2018. How does leaf surface micromorphology of different trees impact their ability to capture particulate matter?. *Forests*, 9(11), 681, 1-10.
- Zheng, G., Li, P. 2019. Resuspension of settled atmospheric particulate matter on plant leaves determined by wind and leaf surface characteristics. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(19), 19606-19614.
- Zhou, S., Cong, L., Liu, Y., Xie, L., Zhao, S., Zhang, Z., 2021. Rainfall intensity plays an important role in the removal of PM from the leaf surfaces. *Ecological Indicators*, 128, 107778, 1-9.

2.5. Annexes

Espèces et leurs traits foliaires pour la capture des particules

(adapté de Chávez-García et González-Méndez, 2021)

Espèces	Observations	Références
<i>Fagus sylvatica</i>	De plus grandes densités de PM ont été trouvées sur les surfaces adaxiales. Les feuilles étaient largement elliptiques, présence d'une fine couche de cire, tolérance à la pollution de l'air. Le feuillage est à feuilles caduques.	Abhijith and Kumar 2020
<i>Cupressus arizonica</i> et <i>Platanus occidentalis</i>	La rétention des PM était plus élevée que celle de <i>Melia azedarach</i> , <i>Fraxinus spp.</i> , et <i>Morus spp.</i>	Alcalá <i>et al.</i> , 2011
<i>Populus alba</i> var. <i>pyramidalis</i>	Feuilles à une hauteur de 1 mètre retiennent plus de poussière que les feuilles à 2 et 4 mètres de hauteur.	Baidourela <i>et al.</i> 2015
<i>Liriodendron tulipifera</i>	Efficace pour la rétention des PM. Les feuilles étaient glabres, avec une plaquette en cire sur toute la surface. Les nervures principales étaient surélevées.	Baraldi <i>et al.</i> 2019
<i>Celtis australis</i>	Efficace pour la rétention des PM. Les feuilles étaient alternes, étroites et à dents acérées. Ridées sur les faces abaxiale et adaxiale. Présence de Trichomes et d'une couche de cire sur la face abaxiale. Microcrêtes profondes sur toute la surface.	Baraldi <i>et al.</i> 2019
<i>Acer campestre</i>	Efficace pour la rétention des PM. Les feuilles étaient larges, arrondies, lobées. Présence de trichomes simples sur les nervures des feuilles sur la surface adaxiale. Pas de cire épicuticulaire, profondes crêtes et sillons formés par revêtement cellulaire épidermique et des nervures.	Baraldi <i>et al.</i> 2019
<i>Acer platanoides</i>	Efficace pour la rétention des PM. Les feuilles étaient opposées, palmées, lobées. Cires épicuticulaires sur les deux surfaces. Crêtes sur les deux surfaces.	Baraldi <i>et al.</i> 2019
<i>Jatropha interrigima</i>	Feuilles entières, elliptiques ou ovales ou en forme de violon. Forte mouillabilité des trichomes permettant de capter plus de PM.	Baraldi <i>et al.</i> 2016
<i>Ficus benjamina</i>	Feuilles ovales acuminées (forme de pointe). Surfaces glabres. Les cires de feuilles étaient très mouillables, permettant la capture de plus de PM.	Barima <i>et al.</i> 2016
<i>Pinus nigra</i> var. <i>maritima</i> et <i>Cupressocyparis leylandii</i>	Les structures complexes de leur feuillage peuvent expliquer leur efficacité à capter des particules.	Beckett <i>et al.</i> 2000
<i>Pinus armandii</i> , <i>Platycladus orientalis</i> , <i>Cedrus deodara</i> , <i>Pinus tabuliformis</i>	La forme de l'aiguille aciculaire contribue à l'efficacité des conifères à accumuler plus de PM _{2,5} due à l'écoulement plus turbulent qu'ils provoquent.	Chen <i>et al.</i> 2017a

<i>Catalpa speciosa</i> , <i>Ulmus pumila</i> , <i>Amygdalus triloba</i> , et <i>Broussonetia papyrifera</i>	Ce sont les quatre plus efficaces pour la rétention des PM _{2,5} que les autres espèces feuillues. Les feuilles étaient couvertes de denses trichomes.	Chen <i>et al.</i> 2017a
<i>Ulmus pumila</i> , <i>Catalpa speciosa</i> , <i>Magnolia denudate</i> , <i>Fraxinus pennsylvanica</i> , and <i>Pinus tabulaeformis</i>	Parmi les arbres testés, ils ont montré la plus forte accumulation de PM (>30 mg cm ⁻² j ⁻¹). Cependant, en comparaison avec des arbustes et des lianes, les avantages des arbres n'étaient pas évidents.	Chen <i>et al.</i> 2016
<i>Sorbaria sorbifolia</i> et <i>Ilex chinensis</i>	Parmi les arbustes testés, ils avaient la capacité d'atteindre le premier rang en capturant toutes fractions de PM examinées.	Chen <i>et al.</i> 2016
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Dans le groupe de lianes testées, celle-ci a fait preuve d'une capture semblable à celles des arbres.	Chen <i>et al.</i> 2016
<i>Lagerstroemia speciosa</i> et <i>Syzygium malaccense</i>	Ces espèces ont intercepté la plus grande quantité de PM grâce à leurs grandes surfaces foliaires	Duran and Alzate 2009
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Son efficacité de captage des PM était supérieure au reste des espèces feuillues testées.	Freer-Smith, <i>et al.</i> 2004
<i>Quercus petraea</i>	Parmi les espèces feuillues, son efficacité de capture était la plus élevée.	Freer-Smith <i>et al.</i> 2004
<i>Pinus nigra</i> et <i>Cupressocyparis leylandii</i>	Leur plus grande absorption de particules était le résultat de leur structure foliaire complexe par rapport aux espèces à feuilles larges.	Freer-Smith <i>et al.</i> , 2004
<i>Cassia siamea</i>	La présence de stomates, la surface rugueuse, la présence de trichomes ont permis d'accumuler une grande quantité de PM.	Gajbhiye <i>et al.</i> 2016
<i>Psidium guajava</i>	Le dépôt des particules était élevé en raison de rugosité de surface et la disposition des feuilles.	Gupta <i>et al.</i> 2004
<i>Pinus densiflora</i> et <i>Taxus cuspidata</i>	Ces arbres à aiguilles pourraient avoir de grandes vitesses de dépôt donc une plus grande capacité d'élimination de particules de suie en suspension dans l'air.	Hwang <i>et al.</i> 2011
<i>Westringia fruticosa</i> , <i>Banksia integrifolia</i> , <i>Melaleuca styphelioides</i> , <i>Hakea sericea</i> , et <i>Acacia linifolia</i>	Efficace pour la rétention des PM. Les feuilles étaient de disposition verticillée ou alterne avec de petites surfaces foliaires et pétioles courts (sauf <i>B. integrifolia</i>).	Leonard <i>et al.</i> 2016
<i>Mangifera indica</i>	Efficace pour la rétention PM en raison de ses profondes rainures foliaires et de la grande densité de stomates.	Liu <i>et al.</i> 2012
<i>Broussonetia papyrifera</i>	Cette espèce avait les feuilles les plus velues et elle avait une forte proportion de rainures qui pourrait capturer PM _{2,5} plus efficacement.	Liang <i>et al.</i> 2016

<i>Grevillea robusta</i>	Cette espèce avait des feuilles possédant des rainures et pouvant capter des PM _{2,5} plus efficacement.	Liang <i>et al.</i> 2016
<i>Cunninghamia lanceolata</i>	C'était le conifère le plus efficace pour la capture des PM. Ses feuilles avaient une forte proportion de rainures.	Liang <i>et al.</i> 2016
<i>Mangifera indica</i>	La feuille a des rainures profondes et une forte densité de stomates. Sa capacité de rétention de la poussière était plus forte.	Liu <i>et al.</i> 2012
<i>Pinus tabulaeformis</i> et <i>Pinus bungeana</i>	Leurs feuilles avaient une plus grande capacité à retenir des PM _{2,5} que des feuillus comme <i>Acer elegantulum</i> et <i>Salix babylonica</i> .	Luo <i>et al.</i> 2020
<i>Betula utilis</i>	Les PM étaient entre autres retenus grâce aux trichomes ainsi qu'à la surface rugueuse des feuilles.	Maher <i>et al.</i> 2013
<i>Cephalotaxus sinensis</i> , <i>Euonymus japonicus</i> , <i>Broussonetia papyrifera</i> , <i>Koelreuteria paniculata</i> , et <i>Quercus variabilis</i>	La pubescence et la rugosité des feuilles ont permis d'accumuler des PM. D'importantes quantités de particules étaient également trouvées dans la cire.	Mo <i>et al.</i> 2015
<i>Picea sitchensis</i>	Grande accumulation de particules probablement en raison de la petite taille des arbres et de ses feuilles en forme d'aiguilles comme <i>Pinus sylvestris</i> .	Mori <i>et al.</i> 2015
<i>Hedera helix</i>	La surface adaxiale avait retenu plus de particules que le côté abaxial de la feuille en raison de la différence des dépôts de particules liée à la turbulence du vent.	Ottelé <i>et al.</i> 2010
<i>Epipremnum aureum</i> , <i>Plectranthus scutellarioides</i> , et <i>Dracaena cincta</i>	Ces espèces ont capturé des PM principalement grâce à leurs nervures. Les poils fins de <i>Plectranthus scutellarioides</i> ont permis de capturer les grosses et fines particules.	Panyametheekul <i>et al.</i> 2018
<i>Chlorophytum comosum variegatum</i>	Forte absorption des PM, probablement en raison de la morphologie des feuilles.	Paull <i>et al.</i> 2019
<i>Nematanthus glabra</i>	Forte absorption des PM, probablement en raison de la morphologie des feuilles.	Paull <i>et al.</i> 2019
<i>Spathiphyllum wallisii</i>	Forte capture des PM, probablement en raison de la morphologie des feuilles.	Paull <i>et al.</i> 2019
<i>Philodendron xanadu</i>	Grande accumulation de PM grâce à ses feuilles lobées, grandes. Absence de cire épaisse.	Paull <i>et al.</i> 2019
<i>Trachelospermum jasminoides</i> > <i>Hedera helix</i> > <i>Cistus 'Jessamy</i>	Les feuilles cireuses de <i>T. jasminoides</i> ont collecté le plus de PM. <i>H. helix</i> avait aussi accumulé un grand niveau de PM probablement en raison de sa cire et de la micromorphologie foliaire.	Perini <i>et al.</i> 2017

<i>Beauty' > Phlomis fruticosa</i>		
<i>Betula pendula</i>	Les feuilles avaient une grande quantité de cires épicuticulaires avec comme conséquence une plus grande proportion des PM accumulées dans la cire.	Popek <i>et al.</i> 2018
<i>Spiraea japonica</i>	Efficace pour l'accumulation de PM bien que les feuilles aient niveau moyen de cire par rapport à des espèces comme <i>Betula pendula</i> .	Popek <i>et al.</i> 2018
<i>Eucalyptus ovata</i>	Forte accumulation de PM probablement attribuée à la présence des glandes sébacées et de la couche de cire épaisse sur la surface des feuilles.	Popek <i>et al.</i> 2019
<i>Pittosporum undulatum</i>	L'accumulation élevée de PM pourrait être due aux plis sur les feuilles.	Popek <i>et al.</i> 2019
<i>Pinus nigra</i>	Les PM étaient accumulées à la fois sur le feuillage et dans les cires. Les petites feuilles et leurs structures complexes y ont contribué.	Przybysz <i>et al.</i> , 2019
<i>Pinus sylvestris > Taxus baccata > Hedera helix</i>	Toutes les espèces ont accumulé des PM à la fois sur les surfaces foliaires et dans les cires. Cependant, plus il y avait de cire, plus les PM étaient capturées.	Przybysz <i>et al.</i> 2014
<i>Picea abies</i>	Accumule des PM même sur des sols peu humides par rapport aux jeunes arbres bien arrosés.	Räsänen <i>et al.</i> 2012
<i>Tilia cordata</i>	Il y avait une forte accumulation de fines particules sur les feuilles et cela peut-être en raison de la présence de miellat.	Ristorini <i>et al.</i> 2020
<i>Cedrus atlantica et Magnolia grandiflora</i>	Ces espèces ont montré un taux relativement élevé de captures des PM, notamment des particules fines probablement en raison de la présence de résines (<i>C. atlantica</i>) et de trichomes (<i>M. grandiflora</i>) sur leurs feuilles.	Ristorini <i>et al.</i> 2020
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Les feuilles avaient des concentrations élevées de polluants probablement en raison de la surface rugueuse de la feuille avec rainures profondes plus grandes que 1 µm.	Ristorini <i>et al.</i> 2020
<i>Pinus mugo, Pinus sylvestris, Taxus media, Taxus baccata, Stephanandra incisa et Betula pendula</i>	Ces espèces étaient efficaces dans la capture de PM. Les caractéristiques de leurs feuilles étaient la présence de trichomes et leur couverture de cire. Dans le cas de l'espèce de pin, les aiguilles longues et étroites pourraient être plus facilement touchées par les PM et dans le cas de <i>B. pendula</i> , la plupart des accumulations étaient faites dans la cire. Aucune corrélation n'a été trouvée entre l'accumulation de PM, la rugosité de la surface des feuilles et la taille des feuilles.	Sæbø <i>et al.</i> 2012
<i>Quercus ilex</i>	L'accumulation de PM était liée à la présence de la cire. En plus d'être une espèce à feuilles persistantes, <i>Q. ilex</i> a un Indice de surface foliaire élevé qui pourrait augmenter la turbulence de l'air et en conséquence le dépôt de particules sur les feuilles.	Sgrigna <i>et al.</i> 2015
<i>Salix matsudana, Euonymus japonicus, Magnolia denudate,</i>	Ils capturaient efficacement toutes les fractions de PM. Les différences entre les espèces de cette étude étaient liées aux caractéristiques des feuilles comme les rainures, glandes et sécrétions. La rugosité pour <i>S. matsudana</i> et <i>S. japonica</i> étaient les plus élevés et elle a contribué à la rétention de plus de PM. Concernant <i>E. japonicus</i> et <i>M. denudate</i> , les surfaces de leurs feuilles	Shi <i>et al.</i> 2017

<i>Sophora japonica</i> , <i>Amygdalus persica</i> , <i>Salix babylonica</i> , <i>Fraxinus chinensis</i> , et <i>Ginkgo biloba</i>	étaient lisses, mais la rétention des PM pourrait être liée aux glandes et aux sécrétions des feuilles	
<i>Juniperus formosana</i>	Efficace dans la capture des PM en raison des caractéristiques des feuilles.	Song <i>et al.</i> 2015
<i>Pinus bungeana</i>	Accumulation de plus de PM en raison d'un grand indice de surface foliaire par rapport aux espèces comme <i>J. formosa</i> .	Song <i>et al.</i> 2015
<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Festuca rubra</i>	Efficaces pour la capture des PM ₁₀ en raison de leurs rainures qui empêchent également leur remise en suspension.	Speak <i>et al.</i> 2012
<i>Pinus pinea</i>	Accumulation élevée de PM par rapport à <i>Cornus mas</i> et <i>Acer pseudoplatanus</i> .	Terzaghi <i>et al.</i> 2013
<i>Sedum album</i> , <i>Sedum reflexum</i> , <i>Sedum palmeri</i> , et <i>Lampranthus spectabilis</i>	Ces espèces ont capturé le plus de PM. Parmi elles, <i>S. album</i> avait la plus haute accumulation de particules, en particulier dans la cire.	Viecco <i>et al.</i> 2018
<i>Platanus acerifolia</i>	Grande rétention de particules foliaires. Les feuilles ont des surfaces striées et étaient mouillables, ce qui permettait une accumulation de PM.	Wang <i>et al.</i> 2013
<i>Ulmus pumila</i> > <i>Salix babylonica</i> > <i>Ginkgo biloba</i>	La fine pellicule de cire d' <i>Ulmus pumila</i> a permis d'accumuler le plus efficacement des PM _{2,5} .	Wang <i>et al.</i> 2015a
<i>Buxus sempervirens</i>	La conception de plantation avec intercalation des plantes de différentes hauteurs avait permis une accumulation plus élevée de particules sur la surface des feuilles par rapport à une conception avec des plantes de hauteurs similaires.	Weerakkody <i>et al.</i> 2019
<i>Geranium macrorrhizum</i>	Cette espèce a montré le plus haut niveau de rétention des PM. Ses feuilles étaient densément couvertes de poils (135 cheveux par mm ²) ainsi que de trichomes glandulaires, tandis que la cire épicuticulaire était localisée et non proéminente.	Weerakkody <i>et al.</i> 2018
<i>Buxus sempervirens</i> , <i>Hebe albicans</i> , <i>Thymus Vulgaris</i> et <i>Hebex youngii</i>	Ces espèces à petites feuilles ont montré un niveau plus élevé de capture pour toutes les tailles de PM fractions que le reste des espèces testées.	Weerakkody <i>et al.</i> 2017
<i>Cedrus deodara</i> > <i>Acer palmatum</i> > <i>Sabina chinensis</i> > <i>Metasequoia glyptostroboides</i> >	Parmi ces espèces, les conifères avaient une plus forte rétention de PM par rapport aux feuillus espèces probablement en raison de la complexité du feuillage de conifères à conserver particules.	Xie <i>et al.</i> 2018

<i>Buxus sinica</i> > <i>Magnolia grandiflora</i>		
<i>Euonymus japonicus</i>	Cette espèce avait la plus grande capacité d'accumulation de PM avant la pluie, et une rétention maximale des PM en surface après les précipitations de toutes les espèces testées.	Xu <i>et al.</i> 2017
<i>Lonicera japonica</i> > <i>Hibiscus syriacus</i> > <i>Styphnolobium japonicum</i> > <i>Syringa oblata</i> > <i>Cerasus serrulata</i> > <i>Yulania biondii</i> > <i>Euonymus maackii</i> > <i>Viburnum opulus</i> > <i>Philadelphus incanus</i>	Les capacités de rétention des PM de ces espèces variaient de 0,55 à 3,08 g m ⁻² .	Xu <i>et al.</i> 2021
<i>L. japonica</i> > <i>H. syriacus</i> > <i>S. japonicum</i> > <i>S. oblata</i> > <i>C. serrulata</i> > <i>V. opulus</i> > <i>Y. biondii</i> > <i>E. maackii</i> > <i>P. incanus</i>	Les capacités de rétention des PM _{2,5} de ces espèces variaient de 0,88 à 4,89 g m ⁻² .	Xu <i>et al.</i> 2021
<i>L. japonica</i> > <i>S. japonicum</i> > <i>H. syriacus</i> > <i>S. oblata</i> > <i>C. serrulata</i> > <i>V. opulus</i> > <i>E. maackii</i> > <i>Y. biondii</i> > <i>P. incanus</i>	Les capacités de rétention des PM ₁₀ de ces espèces variaient de 3,93 à 16,44 g m ⁻² .	Xu <i>et al.</i> 2021
<i>Phragmites australis</i>	Les feuilles avaient de nombreuses saillies et des trichomes qui étaient bons pour la capture des particules.	Yan <i>et al.</i> 2018
<i>Rosa xanthina</i>	Son efficacité de rétention des particules était plus grande comparée à <i>Broussonetia papyrifera</i> et <i>Pinus bungeana</i> .	Yan <i>et al.</i> 2018
<i>Firmiana simplex</i>	La surface des feuilles était recouverte de tomentum, avec rainures entourant les stomates. Ces caractéristiques ont contribué à la haute quantité de poussière capturée.	Zha <i>et al.</i> 2018
<i>Platanus acerifolia</i>	C'était l'espèce la plus efficace pour la capture de PM en raison de la rugosité de ses feuilles.	Zhang <i>et al.</i> 2019
<i>Iris wilsonii</i> et <i>Phragmites australis</i>	Parmi les plantes aquatiques testées, ces espèces présentaient une accumulation moyenne la plus élevée de particules fines.	Zhang <i>et al.</i> , 2017
<i>Quercus variabilis</i>	Parmi les espèces d'arbres testées, il a présenté la moyenne la plus élevée dans l'accumulation de particules fines.	Zhang <i>et al.</i> , 2017

<i>Pinus tabulaeformis</i> et <i>Platycladus orientalis</i>	La capacité d'absorption des PM _{2,5} était plus élevée sur leurs feuilles en raison de la présence des nombreuses dépressions créées par les rainures.	Zhao <i>et al.</i> , 2013

Les références mentionnées dans ce tableau sont reprises dans l'article de Chávez-García et González-Méndez (2021).

Fiches synthèses

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 (Nature), N°7, 3206

TYPE DE DOCUMENT	Recherche originale
MOTS-CLÉS	PM _{2,5} , traits morphologiques, rétention, pluie et remise en suspension
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Les PM _{2,5} sont plus fines, mais surtout plus nocives que les PM ₁₀ . Cette étude identifie les traits des arbres qui favorisent la capture des PM à partir de feuilles récoltées en milieu urbain sur une 15aine d'espèces, ce qui est pertinent dans la conception de projets de verdissement.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Il existe des différences entre les espèces d'arbres dans leur capacité à retenir les PM _{2,5} . De même, les traits morphologiques responsables de ces variations influencent aussi la remise en suspension des PM _{2,5} suite à un événement pluvieux. De façon générale, les conifères ont retenu plus de PM _{2,5} que les feuillus grâce à leurs feuilles aciculaires (> 20 mg cm ⁻²). Les feuillus efficaces pour la rétention de PM _{2,5} étaient ceux caractérisés par des feuilles possédant des trichomes (poils denses) alors que les moins efficaces possédaient des feuilles lisses. Par exemple, des feuillus comme <i>Catalpa speciosa</i> et <i>Ulmus pumila</i> , dont les trichomes sont denses, avaient respectivement accumulé 17,894 et 13,553 mg cm ⁻² de PM _{2,5} durant l'été et l'automne. Ces valeurs étaient supérieures à celles des feuillus dont les feuilles sont lisses tels que <i>Tilia tuan</i> (2,159 mg cm ⁻²) et <i>Armeniaca sibirica</i> (2,398 mg cm ⁻²). L'élimination des PM _{2,5} par les précipitations dépendaient de la quantité de polluants retenue sur les feuilles avant la simulation de la pluie, pour cette raison, le cycle rétention-remise en suspension des PM _{2,5} par les arbres urbains, méritent d'être davantage étudié.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - In conclusion, needle-leaved coniferous species are more efficient at removing atmospheric PM_{2,5} and have a higher potential than broadleaved species to recapture PM_{2,5} after rain events - Across species, the highest rates of PM_{2,5} capture were observed on foliage with micromorphological structures that included dense grooves (Fig. 3a–h) and epicuticular trichomes - A correlation analysis indicated that the amount of captured PM_{2,5} trapped particulate matter was positively correlated with the total epicuticular trichomes (R = 0.69, Fig. 4a) and the groove density (Fig. 4b). No relationship was found between foliar PM_{2.5} accumulation and the stomatal density or diameter

Watanabe, M., Hoshika, Y., Koike, T., & Izuta, T., 2017.

Chapitre de livre : *Effects of ozone on Japanese trees*. (p. 73-100)

Tiré du livre : **Air pollution impacts on plants in East Asia**. Izuta, T. (Springer édition, Tokyo, Japon), 315 p.

TYPE DE DOCUMENT	Chapitre de livre, recherche bibliographique.
MOTS-CLÉS	Ozone, espèces forestières japonaises, croissance, fonctions physiologiques, fonction stomatique
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Identification des facteurs influençant la sensibilité des arbres à l'ozone. La concentration d'ozone a un effet sur la vigueur des arbres, qui en retour détermine leur capacité de capter les polluants atmosphériques.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	<p>Les auteurs recensent les résultats de différentes études expérimentales faites au Japon en ce qui a trait à la sensibilité des arbres à l'O₃. Il existe des différences entre les espèces concernant la réponse à l'exposition à l'O₃. Les effets négatifs de l'O₃ sur les arbres incluent, entre autres, une réduction de leur production de matière sèche (croissance), les perturbations des cycles de vie des feuilles, les changements dans les taux de photosynthèse ou encore le dysfonctionnement des stomates. Les auteurs présentent une liste d'espèces classées selon leur sensibilité à l'ozone. En plus de la variation de la sensibilité selon les espèces, les facteurs environnementaux comme la température ou encore l'humidité de l'air et du sol sont à prendre en compte lors des évaluations des risques de l'exposition des arbres à l'ozone.</p>
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- Many studies have reported decreased leaf photosynthetic rates (usually in light-saturated conditions) under elevated O₃. A decreased photosynthetic rate is considered to be one of the most important factors that induces growth reduction in trees.- When plants are exposed to elevated O₃, their dry-matter growth is generally decreased.

Zheng, G., & Li, P., 2019.

Resuspension of settled atmospheric particulate matter on plant leaves determined by wind and leaf surface characteristics

Environmental Science and Pollution Research, N°26, 19606-19614.

TYPE DE DOCUMENT	Recherche originale
MOTS-CLÉS	Remise en suspension, poils des feuilles, stomates, capacité de rétention des PM, pollution de l'air
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des polluants atmosphériques en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Les PM se déposent temporairement à la surface des arbres et elles retournent (remise en suspension) sous certaines conditions météorologiques, notamment celles liées au vent.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	<p>Les feuilles des arbres ont un effet direct de rétention des PM_{2,5} et ₁₀. Toutefois, ce processus dépend de nombreux facteurs comme la rugosité des feuilles et le vent. Les auteurs de cet article ont examiné de quelles manières ces deux facteurs pouvaient influencer la remise en suspension des particules capturées par quatre espèces couramment utilisées pour le verdissement urbain en Chine (<i>Prunus triloba</i>, <i>Platanus acerifolia</i>, <i>Lonicera maackii</i> et <i>Cercis chinensis</i>). Les résultats de leurs travaux démontrent que la densité des poils à la surface des feuilles était positivement corrélée à la rétention des PM ($R^2 = 0,71$).</p> <p>La rétention maximale des PM par <i>P. acerifolia</i> et <i>P. triloba</i>, dont les densités des poils étaient 2,5 et 3,39 mm⁻², s'élevait à 11,05 et 11,04 g m⁻², respectivement. Par contre, les deux autres espèces ayant de plus faibles densités de poils (< 0,9 mm⁻²) n'avaient accumulé que 5,64 et 4,77 g m⁻², respectivement pour <i>Lonicera maackii</i> et <i>Cercis chinensis</i>. Leurs résultats indiquent également que lorsque la force du vent (vitesse du vent + temps de soufflage du vent) était faible, la densité stomatique et la densité des poils des feuilles ont un effet significatif en réduisant le taux de remise en suspension des PM. Cependant, plus la force du vent augmente (passant de 5 à 10 m s⁻¹), l'influence de la structure de la surface foliaire diminuait quant à la rétention des PM.</p>
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- The correlation analysis showed that leaf epidermal hair had a significantly negative correlation with the resuspension rate at a low wind speed (1 m s⁻¹) but no correlation at a higher speed (5m s⁻¹ or 10 m s⁻¹)- Nevertheless, the present study shows that when the external force (wind speed + wind blowing time) is small, the stomatal density and leaf hair density have a significant influence on APM resuspension; whereas when the external force is large, the effect of the leaf surface structure on APM resuspension becomes less profound (Table 3), indicating that APM resuspension is comprehensively affected by these two factors complementing each other and jointly determining the fate of the particles after they settle on the leaves.

CHAPITRE 3 : DESSERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES ARBRES EN MILIEU URBAIN

Auteur : Vincent Gauthray-Guyénet, révision interne : Samuel Royer-Tardif

3.1. Introduction

Parallèlement aux très nombreux services écosystémiques qu'offre la forêt urbaine, est également source de « desservices écosystémiques » (de l'anglais « ecosystemic disservice ») ; c'est-à-dire des fonctions écosystémiques qui sont perçues comme négatives pour le bien-être humain (par opposition au terme de « service écosystémique ») (Escobedo *et al.*, 2011). Les deux principaux desservices des arbres relatifs à la qualité de l'air sont les émissions de pollens et de composés organiques volatils (COV). Ces émissions peuvent causer des problèmes de santé chez les citoyens (ex : allergies) et peuvent interagir avec le cortège de polluants atmosphériques de façon à réduire la qualité de l'air (Eisenman *et al.*, 2019). Il est donc important de considérer ces aspects dans la planification du verdissement des villes.

3.2. Les pollens

Émission de pollen et santé publique

Le pollen est un gamétophyte mâle qui remplit un rôle essentiel dans la reproduction des plantes, qu'il s'agisse d'angiospermes (plantes à fleurs) ou de gymnospermes (conifères). À ce titre, les concentrations de pollen augmentent fortement dans l'air lors de la période de reproduction des végétaux ; ces périodes variant en fonction de l'espèce considérée. Par exemple, la période d'émission des pollens pour les arbres et arbustes s'étend principalement de mars à juin. Or, d'après le gouvernement du Québec, l'allergie saisonnière au pollen (la rhinite, aussi appelée couramment rhume des foins) touche une personne sur cinq au Québec². Cette problématique gagne en importance récemment, car elle est désormais reconnue comme un enjeu de santé publique. Pierre Gosselin, ancien médecin-conseil à l'INSPQ, indiquait d'ailleurs que bien qu'il ne s'agisse pas d'une problématique conduisant à une surmortalité (et que les hospitalisations pour cette raison restent rares), le désagrément causé par les allergies se traduit par des gênes au quotidien pouvant être plus ou moins sévères selon les personnes. Cela peut conduire à une baisse de la productivité au travail, une baisse de l'attention dans le milieu scolaire, à un taux d'absentéisme plus important et nécessite la prise de médicaments (Radio-Canada, 2021). D'une manière générale, il en résulte une baisse de la qualité de vie plus ou moins marquée pour les personnes qui en sont atteintes (Ellis *et al.*, 2021). Bien qu'il soit complexe d'évaluer précisément le coût associé aux allergies dues au pollen dans une région donnée, des études ont démontré qu'environ 70 % des personnes ayant été diagnostiquées comme étant asthmatiques sont également allergiques au pollen (Nowak et Ogren,

² Site du Gouvernement du Québec, Mis à jour le 9 juin 2021. Consulté le 10 mars 2022. <https://www.quebec.ca/sante/problemes-de-sante/a-z/rhinite-saisonniere-rhume-des-foins>

2021) et de très nombreuses allergies alimentaires sont initialement déclenchées par des allergies au pollen (ACAAI, 2018). Ce même organisme estimait que le coût total des différentes allergies s'élevait à plus de 18 millions de dollars (US) par année pour l'ensemble des États-Unis (ACAAI, 2018). Enfin, il a été montré que l'exposition au pollen varie grandement entre un milieu résidentiel rural et un milieu urbain (Nowak et Ogren, 2021). En milieu urbain, la concentration globale de pollen est en général nettement inférieure à celle du milieu rural (Nowak et Ogren, 2021). Cependant, la diversité des pollens retrouvés dans l'air des villes est souvent beaucoup plus faible, ce qui se traduit donc par une surreprésentation de certains taxa ou espèces (Sousa-Silva *et al.*, 2021), dont certaines sont jugées plus allergènes (Ogren, 2015), bien qu'il n'existe pas de consensus actuellement sur une échelle d'allergénicité des espèces.

Défis pour comparer l'allergénicité des espèces

On note actuellement un intérêt croissant des autorités de santé à une meilleure prise en compte de l'émission de pollen en milieu urbain, et la volonté des gestionnaires d'intégrer cet aspect dans leur planification, notamment dans l'approche du verdissement des villes.

Or, à ce jour, deux écueils majeurs s'opposent à ces besoins : 1) le sujet de l'émission de pollen par la forêt urbaine est actuellement insuffisamment documenté (Sousa-Silva *et al.*, 2020; Nowak et Ogren, 2021) et 2) il n'existe pas de consensus sur l'évaluation de l'allergénicité des espèces (Sousa-Silva *et al.*, 2020). Ce dernier élément peut conduire à des variations très importantes lors de l'estimation du risque d'exposition au pollen dans une même ville, comme l'a démontré l'étude de Sousa-Silva *et al.*, (2021). En utilisant 9 échelles d'allergénicité différentes des espèces (provenant de 9 sources bibliographiques distinctes telles que l'*American Academy of Allergy, Asthma & Immunology* ou la *Canada's Aerobiology Research Laboratories (ARL)*, le risque d'exposition peut varier de 1 à 74 % pour un même site (conservant les mêmes espèces présentes). Ceci conduit à des interprétations très différentes, ce qui complique grandement le choix des gestionnaires (Figure 13).

Si dans le cas du premier écueil, on peut penser que l'intérêt croissant pour cet enjeu de santé publique devrait favoriser la production de nombreuses études dans les années à venir, le deuxième écueil complexifie grandement cette tâche. En effet, définir l'allergénicité d'une espèce donnée repose sur l'apparition et la sévérité des symptômes observés. Or, la manifestation des symptômes allergiques peut être déclenchée soit par une exposition cumulative et progressive à certains types et à certaines concentrations de pollen, soit par une exposition immédiate et à de fortes concentrations de la même espèce ou de plusieurs espèces dont les pollens ont des caractéristiques proches (Sousa-Silva *et al.*, 2021). Notons également qu'il est ardu d'identifier le pollen à l'échelle de l'espèce et que cela peut nécessiter le recours à des méthodes de différenciation génétique. Par ailleurs, la relation entre les symptômes allergiques et l'abondance du pollen peut différer considérablement non seulement entre les différents pays, villes et régions bioclimatiques, mais aussi entre les différents individus dans la même ville, et ce, pour chaque type de pollen considéré (Sousa-Silva *et al.*, 2021).

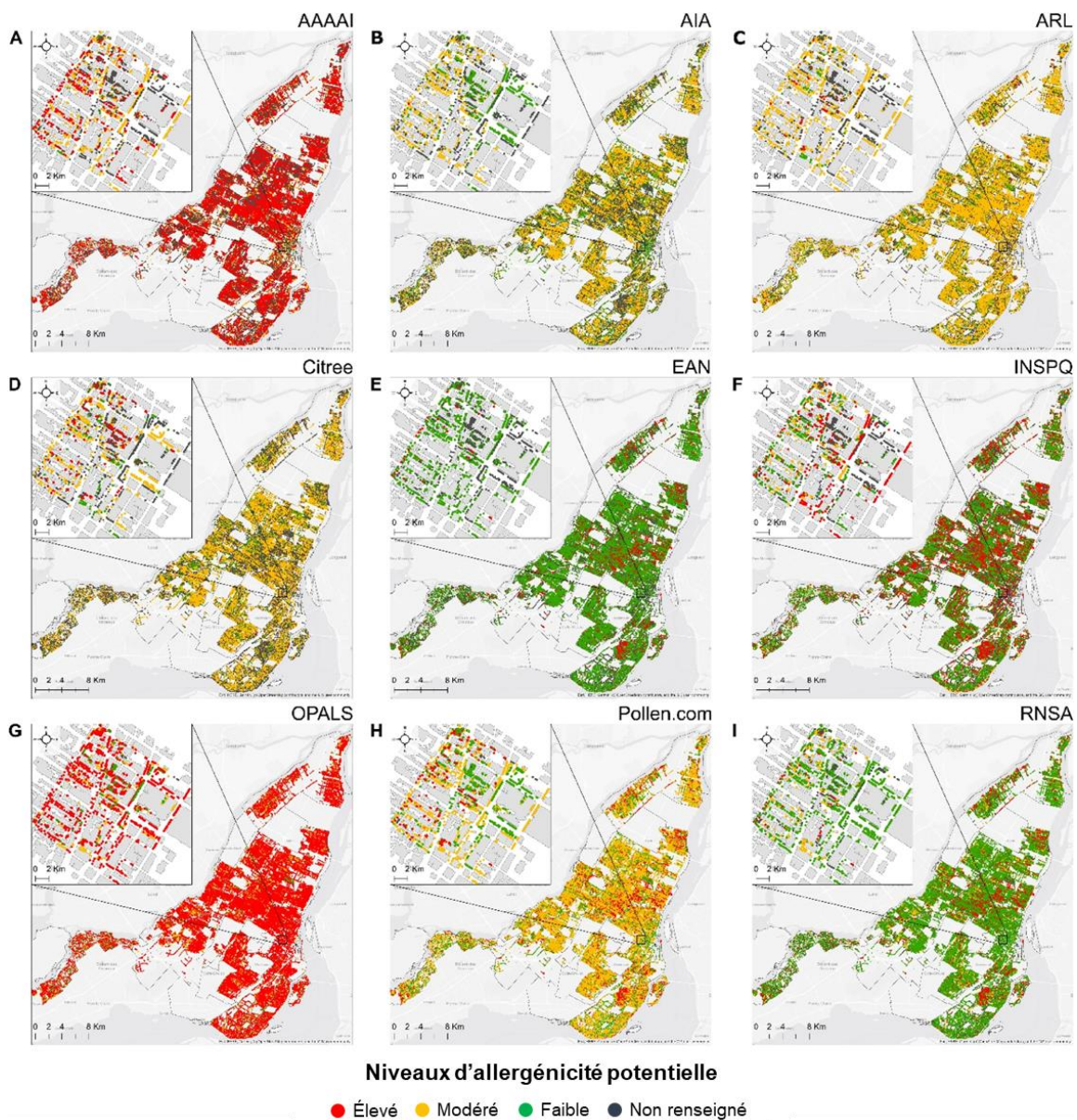


Figure 13 : Cartes des niveaux d'allergénicité potentielle de la ville de Montréal, construites à partir des mêmes données d'inventaire et pour 9 échelles différentes d'allergénicité des espèces (Figure tirée de Sousa-Silva *et al.*, 2021).

Les difficultés susmentionnées expliquent très certainement l'absence de consensus dans la construction d'échelles d'allergénicité pour les espèces végétales, de même que les contradictions dans les différentes bases de données existantes : une espèce pouvant être décrite comme très allergène par une source, et très peu par une autre comme souligné par les études de Sousa-Silva *et al.* (2020, 2021). On trouve toutefois quelques exceptions qui font consensus dont « l'herbe à poux » composée des deux espèces *Ambrosia trifida* et *Ambrosia artemisiifolia* (dont cette dernière est la plus allergène et pousse souvent en colonie sur des terrains pauvres et anthropisés) de même que les aulnes et les bouleaux (genres *Alnus* et *Betula*) qui sont systématiquement reconnus comme étant très allergènes (Sousa-Silva *et al.*, 2021). Enfin, d'autres facteurs liés à l'inventaire de la

canopée urbaine compliquent l'estimation de la production de pollen et donc le niveau d'exposition auquel est soumise la population. En effet, les inventaires des arbres en milieu urbain sont souvent incomplets puisqu'ils n'incluent pas les arbres se trouvant sur domaine privé (Sousa-Silva *et al.*, 2021). De plus, en raison de la forte capacité de dispersion des pollens, le niveau d'exposition de la population aux pollens est également fonction des forêts naturelles en périphérie des milieux urbains, à plusieurs kilomètres de ceux-ci (Nowak et Ogren, 2021). Par exemple, une étude de traçage génétique menée sur l'épinette blanche (*Picea glauca*) a permis de démontrer que la majorité des graines (87,1 %) étaient engendrées par du pollen provenant d'arbres situés de 250 m à 3 km de distance (O'Connell *et al.*, 2007).

Pollen et diversité spécifique de la forêt urbaine

Malgré ces défis nombreux et complexes à relever, les études récentes s'accordent sur le lien entre allergies et diversité spécifique de la forêt urbaine. Il apparaît en effet assez clair que le risque d'allergie augmente fortement avec une diminution de la diversité spécifique (Nowak et Ogren, 2021; Sousa-Silva *et al.*, 2021). À ce sujet, l'étude de Cariñanos *et al.* (2017), visant à évaluer l'allergénicité du pollen dans des parcs de grands milieux urbains, a démontré que l'allergénicité était fortement dépendante de la densité des arbres et du nombre d'espèces présentes. La surreprésentation de certaines espèces dans les villes (souvent liée à des considérations d'ordre pratique) entraîne donc de très fortes concentrations de pollen d'une même espèce sur un intervalle de temps réduit. De plus, la synchronicité de la reproduction chez certaines espèces peut exacerber l'exposition aux pollens. Ainsi, des forêts urbaines plus diversifiées seraient moins susceptibles de générer des charges polliniques élevées monospécifiques, c.-à-d. d'une seule espèce (Sousa-Silva *et al.*, 2021). Ainsi, il est préconisé de favoriser une véritable diversité d'espèces, reposant à la fois sur l'abondance, la régularité et les caractéristiques des espèces, afin de réduire le risque général d'exposition au pollen (Paquette *et al.*, 2021 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021).

Ces études font également consensus quant à la surreprésentation d'arbres et de cultivars mâles dans les villes. Bien que ceci facilite la gestion en limitant la quantité de fruits à ramasser au sol (ou pouvant poser un enjeu d'entretien des systèmes d'évacuation des eaux pluviales par exemple), la sélection quasi systématique d'arbres mâles entraîne nécessairement des émissions de pollen plus importantes dans l'air (Cariñanos *et al.*, 2017 ; Nowak et Ogren, 2021 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021). À l'inverse, laisser une part importante aux arbres femelles lors des plans d'aménagement urbain permettrait non seulement une émission dans l'air moins importante, mais également de piéger une partie du pollen en suspension (Nowak et Ogren, 2021).

Quantification et prévisions de l'émission de pollen

Des études récentes s'intéressent à la question de la modélisation des émissions de pollen dans le temps et dans l'espace en milieu urbain, dans le but de contribuer à une meilleure compréhension du phénomène. Les travaux de Katz *et al.* (2020) s'appuient par exemple sur des variables dendrométriques couramment mesurées dans les inventaires forestiers des milieux urbains (surface terrière, surface de la canopée et hauteur de l'arbre) afin de bâtir des équations allométriques permettant de réaliser d'assez bonnes prédictions de la production de pollen pour 13 espèces

communes des États-Unis et du Canada. Bien que d'autres paramètres soient nécessaires à l'obtention d'un modèle complet capable de prédire l'exposition au pollen (et nécessitant la considération de variables relatives au transport et au dépôt des pollens), ce type d'approche a le mérite de fournir des outils accessibles à la recherche d'une meilleure connaissance de la relation entre l'émission et l'exposition aux pollens.

Dans le même ordre d'idées, des efforts sont également consentis afin d'accroître l'accessibilité des données relatives aux pollens. Ainsi, l'étude de Lo *et al.* (2019) s'est intéressée à produire des cartes et des calendriers pour établir la temporalité des pics de concentration de pollen par genre végétal (date de début, date de fin et durée) en Amérique du Nord. L'une des principales conclusions de ce travail est que dans une vaste majorité des localités de l'étude, un petit nombre de taxa constitue l'essentiel de la concentration totale de pollen. Ce constat à grande échelle appuie les appels à diversifier les forêts urbaines en choisissant des espèces maximisant la diversité de taxa et de groupes fonctionnels (Paquette *et al.*, 2021 ; Sousa-Silva *et al.*, 2021). Par ailleurs, dans le contexte actuel des changements climatiques, il est attendu que l'exposition globale aux pollens augmente dans l'hémisphère nord, principalement en raison de l'allongement de la saison de végétation et d'une quantité de pollen produite plus importante (Lake *et al.*, 2017 ; Ziska *et al.*, 2019). Certaines études ont montré que les plantes pouvaient présenter une photosynthèse et des effets reproductifs améliorés, conduisant ainsi à une production de pollen accrue en réponse à des niveaux atmosphériques élevés de dioxyde de carbone (CO₂) (D'Amato *et al.*, 2020). En outre, il est attendu que les pics d'émission de pollen sont moins prévisibles et se produisent plus tôt en saison.

Toutefois, les prédictions faisant le lien entre changements climatiques et phénologie des plantes sont complexes en raison, d'une part, de l'incertitude liée à l'évolution des changements climatiques en eux-mêmes, et d'autre part, en raison des conséquences multiples sur de nombreux facteurs connexes tels que la sensibilité des plantes aux changements de température ou au stress hydrique, de la réponse du sol, etc. (Wolkovich *et al.*, 2012). Dans ce contexte, les études adressant la question de la dynamique spatiotemporelle des concentrations atmosphériques de pollen seront d'autant plus nécessaires afin de lever les zones d'ombre restantes, compte tenu de la prévalence croissante des allergies et de ses implications économiques majeures (Sousa-Silva *et al.*, 2021). Les coûts associés à l'utilisation accrue des services de santé, à la distribution de médicaments, à l'absentéisme et à la baisse des performances sur le lieu de travail en lien avec les allergies et l'asthme s'estiment à plusieurs dizaines de milliards de dollars par an pour des pays comme les États-Unis ou le Canada (Reed *et al.*, 2004 ; Sierra-Heredia *et al.*, 2018). Si on considère l'asthme uniquement, les coûts pour l'économie canadienne devraient augmenter pour atteindre près de 4 milliards de dollars par an d'ici 2030, soit plus du double du coût actuel (Hermus *et al.*, 2012 ; Sierra-Heredia *et al.*, 2018). Dans le futur, il est également attendu que l'allergénicité du pollen augmente en lien avec d'autres paramètres tels que le vieillissement de la population (induisant une plus grande sensibilité de la population à ces impacts), l'augmentation des feux en lien avec les changements climatiques et ayant des conséquences directes sur la qualité de l'air (comme l'émission de grandes quantités de particules fines), la hausse des niveaux de polluants atmosphériques tels que les particules fines, l'ozone ou le dioxyde de carbone qui affectent les

capacités pulmonaires, et de la température moyenne de l'air (European Environment Agency, 2017 ; Damialis *et al.*, 2019 ; Eguiluz-Gracia *et al.*, 2020).

3.3. Les composés organiques volatils

Depuis une vingtaine d'années, la forêt urbaine est connue pour émettre des composés organiques volatils (COV) altérant la qualité de l'air (Nowak et Crane, 2000). Les COV sont en réalité une famille immense et très hétérogène de substances organiques à forte volatilité (passant facilement de l'état liquide à l'état gazeux dans des conditions normales de température de pression (Observatoire régional de santé Île-de-France *et al.*, 2007). La plupart de ces composés sont encore mal connus, tandis que d'autres, comme le benzène, sont étudiés depuis longtemps. L'origine de ces COV peut être tant anthropique (principalement due au trafic routier et aux industries chimiques dont les raffineries) que biogénique (c.-à-d. de source naturelle). Dans la plupart des pays du monde, très peu de ces composés font l'objet d'une réglementation par les autorités de santé (Observatoire régional de santé Île-de-France *et al.*, 2007). En ce qui concerne les COV d'origine biogénique (ou COVB), les estimations divergent d'une étude et d'une région à l'autre, mais la très large majorité s'accorde à dire qu'à l'échelle du globe, ils représentent une proportion nettement supérieure aux COV d'origine anthropique et proviennent à la fois des océans et des plantes (Guenther *et al.*, 1995).

Réactions chimiques et santé publique

Les COVB constituent l'un des métabolites secondaires les plus importants produits par les végétaux et ils jouent un rôle essentiel dans l'évolution des plantes (Picazo-Aragonés *et al.*, 2020). Par exemple, les COV provenant des fleurs sont impliqués dans les processus de défense de la plante et d'attraction des pollinisateurs (Picazo-Aragonés *et al.*, 2020), et peuvent également intervenir dans la croissance et le développement de la plante de façon plus générale (Laothawornkitkul *et al.*, 2009). Ces composés lipophiles (qui se solubilisent dans les gras) ont un faible poids moléculaire et des pressions de vapeur élevées à température ambiante (ce qui les rend donc très volatils). Plus de 1700 COV produits par les plantes ont été identifiés dans différentes espèces d'angiospermes et de gymnospermes (Picazo-Aragonés *et al.*, 2020). Parmi eux, trois sont identifiés comme ayant des conséquences néfastes lorsqu'ils se lient à d'autres polluants atmosphériques. Il s'agit des isoprènes, des monoterpènes et sesquiterpènes.

L'enjeu majeur lié au COVB repose principalement sur leurs effets indirects pour la santé humaine. En effet, ils représentent un enjeu crucial au regard de leur forte capacité de réaction chimique en se liant avec d'autres molécules, notamment les ions hydroxyles et les radicaux nitrate (NO₃) après seulement quelques heures après leur émission (Kumar *et al.*, 2019). Après leur formation, ces composés organiques secondaires peuvent demeurer longtemps en suspension dans l'air et affecter sensiblement la chimie des polluants atmosphériques à l'échelle locale, régionale, voire mondiale, s'ils sont transportés sur de longues distances (Kumar *et al.*, 2019). Au sein des villes, ces COVB, et notamment les monoterpènes et les sesquiterpènes, peuvent agir en tant que précurseurs des épisodes de smog (principalement à l'hiver), en formant des particules fines comme les PM10 et les PM2.5 (Churkina *et al.*, 2017). Ils sont également précurseurs de l'ozone (l'isoprène tout particulièrement), en particulier lorsque les émissions d'oxydes d'azote (NOx) avec lesquelles ils se

lient sont importantes, conduisant à de fortes concentrations atmosphériques d’ozone dans la troposphère (Kumar *et al.*, 2019). Cette réaction a lieu principalement l’été lorsque le rayonnement solaire (une condition nécessaire à cette réaction) est plus important (Livesley *et al.*, 2016).

Gestion urbaine des COVB

Les espaces verts urbains ont des intensités d’émission de COVB plus élevées qu’en milieu rural, et certaines estimations récentes se basant sur une classification en trois groupes (isoprènes, monoterpènes et les autres COVB) indiquent que les concentrations urbaines vont plus que tripler d’ici 2050 si aucun effort n’est consenti pour limiter leurs émissions par la végétation urbaine (Ren *et al.*, 2017). Or, les principaux COVB (isoprènes et les monoterpènes, ainsi que les sesquiterpènes) sont ceux qui possèdent la réactivité chimique la plus importante, et sont donc les plus susceptibles de produire des molécules dangereuses pour la santé humaine en se liant avec d’autres particules (Calfapietra *et al.*, 2013). Des études récentes ont démontré que les isoprènes sont principalement impliqués dans la formation de l’ozone en se liant à NO_x, tandis que les deux autres contribuent principalement à la formation de particules fines telles que les PM_{2,5} et les PM₁₀ (Figure 14) (Churkina *et al.*, 2017 ; Kumar *et al.*, 2019). Ces trois polluants posent, nous l’avons vu dans le Chapitre 1, des problèmes cruciaux de santé publique dans les villes.

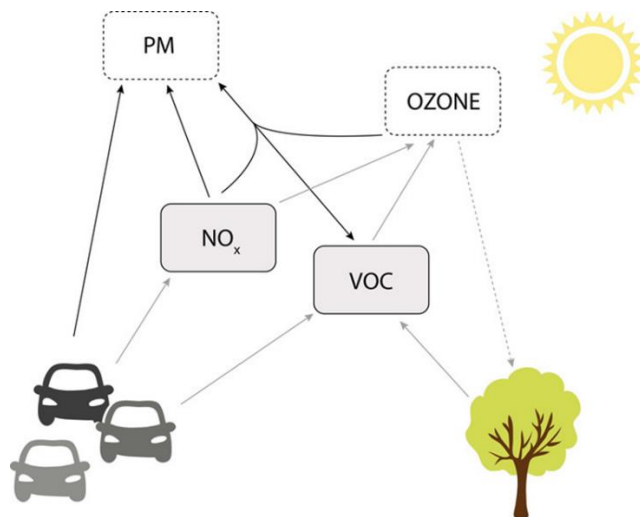


Figure 14 : Schéma simplifié représentant les liens entre BVOC, NO_x, Particules fines (PM) et ozone

Un élément clé pouvant aider les gestionnaires à lutter contre les émissions importantes de COVB en milieu urbain semble être, à l’instar de l’enjeu lié aux pollens, la diversité spécifique. En effet, l’étude de Ren *et al.* (2017) qui utilise la ville de Qingdao (Nord-Est de la Chine) identifie que là où la diversité spécifique et phylogénétique des arbres est respectivement inférieure de 22 et 16 % en milieu urbain comparativement au milieu rural environnant, les émissions de COVB étaient en moyenne supérieure de 0,5 g/m² et par an (passant de 2,1 à 2,6 g.m⁻².an⁻¹). L’introduction d’espèces choisies dans la planification des aménagistes urbains peut augmenter la diversité spécifique des arbres tout en réduisant les émissions de COVB. Par exemple, le peuplier blanc de Chine (*Populus*

tomentosa) a été identifié comme un émetteur très important d'isoprène (plus de 1313 g par arbre et par an), tandis que le pin Napoléon (*Pinus bungeana*) et le frêne de Chine (*Fraxinus chinensis*) sont de très faibles émetteurs de COVB (inférieurs à 50 g par arbre et par an) et le peuplier hybride euraméricain (*Populus xcanadensis*) se situe à un niveau intermédiaire de 417 g par arbre et par an (Ren *et al.*, 2017).

Au regard de ces différents éléments, il apparaît évident qu'une meilleure connaissance de la capacité d'émission des espèces pouvant être plantées en milieu urbain constitue une étape importante afin de guider les aménagistes dans l'optimisation de leur planification de verdissement. À ce titre, en Amérique du Nord, des travaux ont déjà permis d'établir différents scénarios d'émissions de COVB en fonction des espèces sélectionnées (Simpson et McPherson, 2011). Il existe des tables d'émissions de COVB pour les espèces fréquentes retrouvées en Europe, comme l'illustre la figure 15, tirée de l'article de Fitzky *et al.* (2019), et construite à partir d'une revue de littérature :

Genus	Species	Distribution area	ISO	MT	SQT	OVOC	References
<i>Acer</i>	<i>sp.</i>		Green	Green	Green	Green	c, n
	<i>platanoides</i>	N/C	Green	Green	Green	Green	c, t
	<i>pseudoplatanus</i>	N/C	Green	White	Grey	Grey	w
<i>Aesculus</i>	<i>hippocastanum</i>	N/C	White	White	White	White	u
<i>Betula</i>	<i>pendula</i>	N/C	Green	Yellow	Red	Green	g, h, l, r
<i>Carpinus</i>	<i>betulus</i>	N/C	Green	Green	Green	Green	a, m
<i>Celtis</i>	<i>occidentalis</i>	S	Green	Green	Grey	Green	d, e
<i>Fagus</i>	<i>sylvatica</i>	N/C	White	Red	Green	Green	l, o°, t
<i>Fraxinus</i>	<i>sp.</i>		White	White	Grey	Grey	t
	<i>excelsior</i>	N/C	Green	Green	Green	Green	a, c
	<i>ornus</i>	S	White	White	White	White	c
<i>Picea</i>	<i>abies</i>	N/C	Green	Yellow	Green	Green	f, l
<i>Pinus</i>	<i>sylvestris</i>	N/C	Green	Green	Green	Green	a, j, l, v
	<i>pinea</i>	S	White	Yellow	Green	Green	y
<i>Platanus</i>	<i>acerifolia</i>	N/C, S	Red	White	Grey	Grey	b
	<i>orientalis</i>	N/C, S	Yellow	Green	Green	Green	a, c, b
<i>Populus</i>	<i>sp.</i>		Red	White	Grey	Grey	t
	<i>nigra</i>	N/C, S	Red	White	Green	Green	c
	<i>tremula</i>	N/C, S	Yellow	Green	Green	Green	a, c
<i>Prunus</i>	<i>avium</i>	C	White	Green	Green	Green	c, f
	<i>serotina</i>	N/C	White	Green	Green	Green	c, f
<i>Quercus</i>	<i>ilex</i>	S	Green*	Red	Green	Green	b*, l, p, t
	<i>pubescens</i>	N/C	Red	Green	Green	Green	t, y
	<i>robur</i>	N/C	Red*	Green	Green	Green	b, l, o°, t
<i>Robinia</i>	<i>pseudoacacia</i>	N/C, S	Yellow	Red	Green	Green	b, c, r, t
<i>Sophora</i>	<i>japonica</i>	S	Yellow	Red	Green	Green	b, k
<i>Tilia</i>	<i>cordata</i>	N/C	White	White	Green	Green	c, t
	<i>platyphyllos</i>	N/C	White	White	Green	Green	c
<i>Ulmus</i>	<i>minor</i>	S	Green	Green	Green	Green	c

Figure 15 : Potentiels d'émissions standard ($\mu\text{g. g Masse sèche}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; à une température de feuille de 30 °C et 1 000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ PPFD) d'isoprène (ISO), de monoterpène (MT), de sesquiterpènes (SQT) et COV oxygénés (OVOC) des espèces d'arbres fréquentes dans les zones urbaines du nord/centre (N/C) et du sud (S) de l'Europe (Figure tirée de Fitzky *et al.*, 2019).

Les taux d'émission potentiels sont regroupés en classes d'émission nulle (blanc), faible (vert), moyenne (jaune) et élevée (rouge). ISO : faible < 10, élevé > 30,1 ; MT et OVOC : faible < 2, élevé > 5,1 ; SQT : faible < 0,5, élevé > 1,1 ; les autres catégories ont des valeurs intermédiaires. Un dégradé de couleurs indique les taux d'émission traversant les classes définies ; le gris indique : « aucune donnée disponible ».

Les données empiriques relatives aux émissions de COVB par espèce pour l'ensemble des espèces d'arbres plantées dans une région donnée n'étant pas toujours disponibles, il est possible d'utiliser des simulateurs dédiés fonctionnant en Amérique du Nord tels que MEGAN (pour *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature*, Guenther *et al.*, 2012), ou encore l'outil d'i-Tree (Nowak *et al.*, 2018), appelé i-Tree Species Selector (<https://species.itreetools.org/selector/>). Ces modèles s'appuient sur les estimations réalisées par le système BEIS (Biogenic Emissions Inventory System) développé par l'agence de la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) (U.S. EPA 2017 au lien suivant : <https://www.epa.gov/air-emissions-modeling/biogenic-emission-inventory-system-beis>). À ce jour, assez peu d'études traitent spécifiquement des potentiels d'émission de COVB des espèces nord-américaines à notre connaissance (par exemple, telle que l'étude de Zhao *et al.*, 2016 en Californie), et très peu ou pas pour le Québec.

3.4. Références

- ACAAI, 2018. Allergy Facts [WWW Document]. ACAAI Public Website.
URL <https://acaai.org/allergies/allergies-101/facts-stats/> (consulté le 3.14.22).
- Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G., Loreto, F., 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environ. Pollut., Selected Papers from Urban Environmental Pollution 2012* 183, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.012>
- Cariñanos, P., Casares-Porcel, M., Díaz de la Guardia, C., Aira, M.J., Belmonte, J., Boi, M., Elvira-Rendueles, B., De Linares, C., Fernández-Rodríguez, S., Maya-Manzano, J.M., Pérez-Badía, R., Rodríguez-de la Cruz, D., Rodríguez-Rajo, F.J., Rojo-Úbeda, J., Romero-Zarco, C., Sánchez-Reyes, E., Sánchez-Sánchez, J., Tormo-Molina, R., Vega Maray, A.M., 2017. Assessing allergenicity in urban parks: A nature-based solution to reduce the impact on public health. *Environ. Res.* 155, 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.02.015>
- Churkina, G., Kuik, F., Bonn, B., Lauer, A., Grote, R., Tomiak, K., Butler, T.M., 2017. Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave. *Environ. Sci. Technol.* 51, 6120–6130. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06514>
- D’Amato, G., Chong-Neto, H.J., Monge Ortega, O.P., Vitale, C., Ansotegui, I., Rosario, N., Haahtela, T., Galan, C., Pawankar, R., Murrieta-Aguttes, M., Cecchi, L., Bergmann, C., Ridolo, E., Ramon, G., Gonzalez Diaz, S., D’Amato, M., Annesi-Maesano, I., 2020. The effects of climate change on respiratory allergy and asthma induced by pollen and mold allergens. *Allergy* 75, 2219–2228. <https://doi.org/10.1111/all.14476>
- Damialis, A., Traidl-Hoffmann, C., Treudler, R., 2019. Chapter 3 : Climate change and pollen allergies, in: *Biodiversity and Health in the Face of Climate Change*. Springer, Cham, Switzerland, pp. 47–66.
- Eguiluz-Gracia, I., Mathioudakis, A.G., Bartel, S., Vijverberg, S.J.H., Fuertes, E., Comberiati, P., Cai, Y.S., Tomazic, P.V., Diamant, Z., Vestbo, J., Galan, C., Hoffmann, B., 2020. The need for clean air: The way air pollution and climate change affect allergic rhinitis and asthma. *Allergy* 75, 2170–2184. <https://doi.org/10.1111/all.14177>
- Eisenman, T.S., Jariwala, S.P., Lovasi, G.S., 2019. Urban trees and asthma: a call for epidemiological research. *Lancet Respir. Med.* 7, e19–e20. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(19\)30193-6](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(19)30193-6)
- Ellis, A.K., Gagnon, R., Hammerby, E., Shen, J., Gosain, S., 2021. Sublingual immunotherapy tablet: a cost-minimizing alternative in the treatment of tree pollen-induced seasonal allergic rhinitis in Canada. *Allergy Asthma Clin. Immunol.* 17, 66. <https://doi.org/10.1186/s13223-021-00565-y>
- Escobedo, F.J., Kroeger, T., Wagner, J.E., 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environ. Pollut., Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA* 159, 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>
- Radio-Canada, 2021. Étudier le pollen pour mieux verdier les villes : Reportage de Chantal Srivastava. *Années Lumières*.

- European Environment Agency, 2017. Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016 : An indicator-based report. Luxembourg.
- Fitzky, A.C., Sandén, H., Karl, T., Fares, S., Calfapietra, C., Grote, R., Saunier, A., Rewald, B., 2019. The Interplay Between Ozone and Urban Vegetation—BVOC Emissions, Ozone Deposition, and Tree Ecophysiology. *Front. For. Glob. Change* 0. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00050>
- Guenther, A., Hewitt, C.N., Erickson, D., Fall, R., Geron, C., Graedel, T., Harley, P., Klinger, L., Lerdau, M., McKay, W.A., 1995. A global model of natural volatile organic compound emissions. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 100, 8873–8892.
- Guenther, A.B., Jiang, X., Heald, C.L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T., Emmons, L.K., Wang, X., 2012. The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions. *Geosci. Model Dev.* 5, 1471–1492. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012>
- Hermus, G., Stonebridge, C., Goldfarb, D., Thériault, L., Bounajm, F., 2012. Cost risk analysis for chronic lung disease in Canada. Conference Board of Canada.
- Katz, D.S.W., Morris, J.R., Batterman, S.A., 2020. Pollen production for 13 urban North American tree species: allometric equations for tree trunk diameter and crown area. *Aerobiologia* 36, 401–415. <https://doi.org/10.1007/s10453-020-09638-8>
- Kumar, P., Druckman, A., Gallagher, J., Gatersleben, B., Allison, S., Eisenman, T.S., Hoang, U., Hama, S., Tiwari, A., Sharma, A., Abhijith, K.V., Adlakha, D., McNabola, A., Astell-Burt, T., Feng, X., Skeldon, A.C., de Lusignan, S., Morawska, L., 2019. The nexus between air pollution, green infrastructure and human health. *Environ. Int.* 133, 105–181. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105181>
- Lake, I.R., Jones, N.R., Agnew, M., Goodess, C.M., Giorgi, F., Hamaoui, Lynda, Semenov, M.A., Solomon, F., Storkey, J., Vautard, R., Epstein, M.M., 2017. Climate Change and Future Pollen Allergy in Europe. *Environ. Health Perspect.* 125, 385–391. <https://doi.org/10.1289/EHP173>
- Laothawornkitkul, J., Taylor, J.E., Paul, N.D., Hewitt, C.N., 2009. Biogenic volatile organic compounds in the Earth system. *New Phytol.* 183, 27–51. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.02859.x>
- Livesley, S.J., McPherson, E.G., Calfapietra, C., 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *J. Environ. Qual.* 45, 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- Lo, F., Bitz, C.M., Battisti, D.S., Hess, J.J., 2019. Pollen calendars and maps of allergenic pollen in North America. *Aerobiologia* 35, 613–633. <https://doi.org/10.1007/s10453-019-09601-2>
- Nowak, D.J., Crane, D.E., 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions.
- Nowak, D.J., Maco, S., Binkley, M., 2018. i-Tree: Global tools to assess tree benefits and risks to improve forest management. *Arboric. Consult.* 51 4 10-13 51, 10–13.
- Nowak, D.J., Ogren, T.L., 2021. Variations in urban forest allergy potential among cities and land uses. *Urban For. Urban Green.* 63, 127–224. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127224>

- Observatoire régional de santé d'Île-de-France, Grange, D., Host, S., Gremy, I., 2007. Les composés organiques volatils (COV), Etat des lieux : définition, sources d'émissions, exposition, effets sur la santé.
- O'Connell, L.M., Mosseler, A., Rajora, O.P., 2007. Extensive Long-Distance Pollen Dispersal in a Fragmented Landscape Maintains Genetic Diversity in White Spruce. *J. Hered.* 98, 640–645. <https://doi.org/10.1093/jhered/esm089>
- Ogren, T.L., 2015. *The Allergy-Fighting Garden: Stop Asthma and Allergies with Smart Landscaping*. Ten Speed Press.
- Paquette, A., Sousa-Silva, R., Maure, F., Cameron, E., Belluau, M., Messier, C., 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban For. Urban Green.* 62, 127157. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157>
- Picazo-Aragonés, J., Terrab, A., Balao, F., 2020. Plant Volatile Organic Compounds Evolution : Transcriptional Regulation, Epigenetics and Polyploidy. *Int. J. Mol. Sci.* 21, 8956. <https://doi.org/10.3390/ijms21238956>
- Reed, S.D., Lee, T.A., McCrory, D.C., 2004. The Economic Burden of Allergic Rhinitis. *PharmacoEconomics* 22, 345–361. <https://doi.org/10.2165/00019053-200422060-00002>
- Ren, Y., Ge, Y., Ma, D., Song, X., Shi, Y., Pan, K., Qu, Z., Guo, P., Han, W., Chang, J., 2017. Enhancing plant diversity and mitigating BVOC emissions of urban green spaces through the introduction of ornamental tree species. *Urban For. Urban Green.* 27, 305–313.
- Sierra-Heredia, C., North, M., Brook, J., Daly, C., Ellis, A.K., Henderson, D., Henderson, S.B., Lavigne, É., Takaro, T.K., 2018. Aeroallergens in Canada: Distribution, Public Health Impacts, and Opportunities for Prevention. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1577. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081577>
- Simpson, J.R., McPherson, E.G., 2011. The tree BVOC index. *Environ. Pollut., Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA* 159, 2088–2093. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.034>
- Sousa-Silva, R., Smargiassi, A., Kneeshaw, D., Dupras, J., Zinszer, K., Paquette, A., 2021. Strong variations in urban allergenicity risks due to poor knowledge of tree pollen allergenic potential. *Sci. Rep.* 11, 10 196. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89353-7>
- Sousa-Silva, R., Smargiassi, A., Paquette, A., Kaiser, D., Kneeshaw, D., 2020. Exactly what do we know about tree pollen allergenicity? *Lancet Respir. Med.* 8, e10. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(19\)30472-2](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(19)30472-2)
- Wolkovich, E.M., Cook, B.I., Allen, J.M., Crimmins, T.M., Betancourt, J.L., Travers, S.E., Pau, S., Regetz, J., Davies, T.J., Kraft, N.J.B., Ault, T.R., Bolmgren, K., Mazer, S.J., McCabe, G.J., McGill, B.J., Parmesan, C., Salamin, N., Schwartz, M.D., Cleland, E.E., 2012. Warming experiments underpredict plant phenological responses to climate change. *Nature* 485, 494–497. <https://doi.org/10.1038/nature11014>
- Zhao, C., Huang, M., Fast, J.D., Berg, L.K., Qian, Y., Guenther, A., Gu, D., Shrivastava, M., Liu, Y., Walters, S., Pfister, G., Jin, J., Shilling, J.E., Warneke, C., 2016. Sensitivity of biogenic volatile organic compounds to land surface parameterizations and vegetation distributions in California. *Geosci. Model Dev.* 9, 1959–1976. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1959-2016>

Ziska, L.H., Makra, L., Harry, S.K., Bruffaerts, N., Hendrickx, M., Coates, F., Saarto, A., Thibaudon, M., Oliver, G., Damialis, A., Charalampopoulos, A., Vokou, D., Heiðmarsson, S., Guðjohnsen, E., Bonini, M., Oh, J.-W., Sullivan, K., Ford, L., Brooks, G.D., Myszkowska, D., Severova, E., Gehrig, R., Ramón, G.D., Beggs, P.J., Knowlton, K., Crimmins, A.R., 2019. Temperature-related changes in airborne allergenic pollen abundance and seasonality across the northern hemisphere: a retrospective data analysis. *Lancet Planet. Health* 3, e124–e131. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(19\)30015-4](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(19)30015-4).

3.5. Annexe

Fiches synthèses

Fitzky, A.C., Sandén, H., Karl, T., Fares, S., Calfapietra, C., Grote, R., Saunier, A., Rewald, B., 2019. The Interplay Between Ozone and Urban Vegetation—BVOC Emissions, Ozone Deposition, and Tree Ecophysiology. *Frontiers in Forests and Global Change*, N°2, 50.

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Composés organiques volatils biogéniques (COVB), Formation et dépôt d’ozone, Forêt urbaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Émission de COV en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette revue de littérature répond au besoin actuel de plus amples connaissances sur les émissions de composés organiques volatils d’origine biogénique (COVB) et leurs conséquences, notamment sur les concentrations d’ozone dans les villes.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les COV d’origine biogénique représentent un enjeu au regard de leur contribution importante à la production d’O ₃ troposphérique, et des répercussions de l’O ₃ sur la santé des personnes en milieu urbain. Le rôle de la végétation urbaine sur la régulation locale des concentrations d’O ₃ repose à la fois sur les taux d’émission de COVB, et sur les taux de dépôt d’O ₃ spécifiques à l’espèce, ces deux processus étant fortement modifiés par l’état physiologique des arbres. Dans un milieu où les oxydes d’azote (de source anthropique) ne sont pas limitants, la haute réactivité des COVB (l’isoprène est 22 fois plus réactif que le benzène, le plus courant des COV anthropiques) est source de production importante d’O ₃ . Le processus d’émission et de dépôt des COV dépend de la composition de la communauté et des conditions environnementales qui affectent la physiologie des arbres. Et il est possible de choisir les espèces en fonction de leur taux d’émission inférieur, lorsque ces espèces ont été suffisamment étudiées.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - The profiles of emitted BVOCs vary considerably among tree species [...] and even genotypes - Isoprene is known as the major BVOC emitted by trees globally [...] and also the one that has the highest potential contributing to tropospheric O₃ formation [...]. Among the most common city trees, <i>Populus nigra</i>, <i>P. tremula</i>, <i>Quercus robur</i> and <i>Q. pubescens</i> were identified as high isoprene emitters. - Monoterpenes are emitted by conifers and several broad-leaved trees including <i>F. sylvatica</i>, [...], and thus may be important pre-cursors for particles and O₃ especially in rural-suburban transition zones. Common urban trees such as <i>Acer platanoides</i> and <i>Ulmus minor</i> are considered low emitters [...] while some as for example <i>Fraxinus excelsior</i>, and <i>Tilia platyphyllos</i> are generally assumed to be non-monoterpene and -isoprene emitters. - Sesquiterpenes are mainly emitted in low quantities and have a similar O₃ formation potential than monoterpenes, although less than isoprene, and have thus a minor influence on O₃ formation. - Higher temperatures and light intensities are often accompanied by increased formation of secondary air pollutants in the atmosphere including O₃.

- With increasing drought stress the stomata close and the stomatal depletion of ozone decreases [...], increasing ozone levels by up to 10%.
- Closing the stomata results in increasing leaf temperature as transpirational cooling decreases; this induces isoprene production in the short-term to increase the thermo-tolerance of tissue [...].
- Deficient nutrition results in decreased growth and increased sensitivity to pests—leading to relatively reduced leaf area, affecting O₃ deposition negatively [...].
- Achieving the goal to abate or at least not to increase ozone concentrations in cities, newly planted tree species would need the following requirements: (i) emit low or no BVOCs under current and future environmental conditions, (ii) have a large resistance to drought and biotic stresses, (iii) maximize biomass in terms of leaf area, and (iv) have a high photosynthetic capacity and therefore high stomatal conductance (and thus being high ozone sinks) [...].
- A key knowledge gap is the response of BVOCs emissions to stressful conditions, which often lead to large increases that can potentially affect air quality

Ren, Y., Ge, Y., Ma, D., Song, X., Shi, Y., Pan, K., Qu, Z., Guo, P., Han, W., Chang, J., 2017. *Enhancing plant diversity and mitigating BVOC emissions of urban green spaces through the introduction of ornamental tree species.*

Urban Forestry & Urban Greening, N°27, p. 305–313.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique avec modélisation
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Services écosystémiques, Isoprène, Ozone, Verdissement urbain
AXE (S) TRAITÉ (S)	Émission de COV en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette étude montre comment l'introduction d'espèces d'arbres sélectionnées dans les plans de verdissement urbain peut permettre d'augmenter la diversité spécifique tout en contribuant à la réduction de composés organiques volatils d'origine biogénique (COVB). Elle va dans le sens de la nécessité d'une bonne connaissance des émissions de COVB des espèces que l'on souhaite intégrer dans les plans de verdissement d'une ville.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Cette étude de cas, basée à Qingdao (Chine), a évalué la diversité végétale et les émissions de BVOC des espaces verts urbains. Dans un contexte de demande croissante en espaces verts urbains, elle tente de dégager de grandes lignes afin de guider les gestionnaires dans leurs plans de verdissement. Elle souligne notamment : (1) la diversité spécifique des arbres dans les espaces verts urbains était de 22 % inférieures à celles de la forêt rurale de cette région ; (2) les zones urbaines avaient une intensité d'émission de COVB plus élevée (2,6 g C m ⁻² an ⁻¹) que leur environnement rural (2,1 g C m ⁻² an ⁻¹) ; (3) l'introduction de 11 espèces d'arbres sélectionnées augmentera de 15 % la diversité spécifique ; et enfin : (4) bien que les émissions de COVB des espaces verts feront plus que tripler d'ici 2050, une introduction choisie des espèces d'arbres à faibles émissions sélectionnées pourrait réduire de 34 % ces émissions.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - [...], many common tree species in the urban green spaces of Qingdao are strong BVOC emitters. - The total BVOC emissions from urban green spaces in Qingdao were dominated by only a few tree species despite the fact that dozens of tree species were planted. <i>P. acerifolia</i>, <i>P. tomentosa</i>, <i>S. japonica</i>, <i>P. orientalis</i> and <i>P. thunbergii</i> contributed the most to the total urban BVOC emissions. - Preserving biodiversity should be an important goal of strategic urban green space planning and management, especially in highly urbanized areas where little natural habitat remains [...]. - Through the introduction of 11 selected ornamental tree species, the plant diversity of green spaces improved significantly. - By 2050, through a moderate introduction of the 11 selected low-emitting tree species to green spaces ('proactive introduction' scenario), the total BVOC emissions could be reduced by 34% compared with the BAU scenario. - The scheme of introducing low-emitting species leads to a win-win situation and also has implications for the green space management of other cities located in the temperate zone.

Nowak, D.J., Ogren, T.L., 2021.
Variations in urban forest allergy potential among cities and land uses
Urban Forestry & Urban Greening. N°63, 127224.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique (avec modélisation)
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Pollen, Santé humaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Émission de pollens en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cet article propose un indice construit afin de mieux prendre en compte le potentiel allergène des différentes espèces arborescentes du paysage urbain à grande échelle.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	L'émission de pollen par les forêts urbaines est un phénomène encore assez mal documenté, mais connaissant un intérêt croissant en raison de sa reconnaissance en tant qu'enjeu de santé publique. Le pollen est l'une des substances inhalées provoquant des allergies les plus courantes chez les humains, avec des sévérités extrêmement variables. En se basant sur les données de 53 villes (échelle mondiale), un indice d'allergie (IA) a été construit pour chaque espèce à partir de son potentiel allergène (d'après l'échelle d'OPALS) pondéré par son LAI. Les résultats montrent que les forêts environnant les villes peuvent avoir un impact majeur sur les allergies, que les conifères, et notamment la famille des pinacées, sont potentiellement moins allergènes, et qu'au sein de la ville, la sélection des espèces d'arbres/cultivars, la prépondérance des arbres mâles (chez les dioïques) et l'emplacement de la plantation influencent l'exposition aux allergènes et donc le risque d'allergie.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Tree species composition, cultivar selection and the proximity of certain trees to humans can influence allergic responses. - Forest/open space areas contributed over 40 percent of total leaf area and may influence allergenicity in cities. - While native forests influence pollen exposure and allergy potential in cities, it is the more managed landscapes around homes that will likely have the greatest impact on pollen exposure and allergy potential to humans due to their close proximity to residents. - Many coniferous genera tend to have low allergen potentials (e.g., <i>Abies</i>, <i>Cedrus</i>, <i>Larix</i>, <i>Picea</i>, <i>Pseudotsuga</i>, <i>Tsuga</i>), but other non-coniferous genera also contain species with index scores less than four (e.g., <i>Amelanchier</i>, <i>Arbutus</i>, <i>Diospyros</i>, <i>Ficus</i>, <i>Melia</i>, <i>Persea</i>, <i>Prunus</i>, <i>Washingtonia</i>). Many genera also contain species with index scores of four or five (e.g., <i>Citrus</i>, <i>Cornus</i>, <i>Crataegus</i>, <i>Jacaranda</i>, <i>Liriodendron</i>, <i>Magnolia</i>, <i>Malus</i>, <i>Metasequoia</i>, <i>Pinus</i>, <i>Pyrus</i>, <i>Sophora</i>, and <i>Sorbus</i>). - Reducing male trees can reduce pollen exposure while selection of females can also help reduce pollen by trapping and removing pollen.

Sousa-Silva, R., Smargiassi, A., Kneeshaw, D., Dupras, J., Zinszer, K., Paquette, A., 2021.
Strong variations in urban allergenicity riskscapes due to poor knowledge of tree pollen allergenic potential. Scientific Reports (Nature), N°11, 10196

TYPE DE DOCUMENT	Méta-analyse (basée sur 5 villes tempérées dans le monde)
MOTS-CLÉS	Pollen, Forêt urbaine, Allergénicité, zone d'exposition à risque
AXE (S) TRAITÉ (S)	Émission de pollens en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Dans le contexte de l'augmentation croissante de l'intérêt pour le desservice écosystémique que représente l'émission de pollen, cet article fournit des éléments de compréhension sur l'allergénicité des différentes espèces composant la forêt urbaine de grandes villes.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les données fiables, bien documentées et évaluées par des pairs sur l'allergénicité du pollen d'espèces arborescentes communes en milieu urbain font grandement défaut. En utilisant le concept de « paysage de risque » (riskscape), l'étude s'intéresse à la façon dont différentes sources de données traitant de l'allergénicité des pollens d'arbres influent sur le risque d'allergies au pollen dans cinq grandes villes, et comment la diversité des arbres affecte cette allergénicité. Les résultats montrent que les estimations du risque d'exposition au pollen varient de 1 à 74 % pour les arbres considérés comme hautement allergisants dans une même ville. Ce large écart est principalement lié à la variabilité très importante que l'on retrouve d'une échelle à l'autre pour une espèce donnée dans la littérature s'intéressant à l'allergénicité des espèces. Par ailleurs, cet écart augmente drastiquement avec la diminution du nombre d'espèces dans un milieu urbain donné. En règle générale, plus la forêt urbaine est diversifiée, plus la charge de pollen dans l'air pour une espèce ou un genre donné est susceptible d'être faible.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Recent estimates suggest the annual cost of allergies to the health care system and the economy in the United States to be approximately \$18 billion - Different sources of data, for the same city and the same tree species and genera, diverge and result in very different allergenicity riskscapes - The more diverse cities may be more likely to have a smaller pollen load for any given species or genus, allergenic and non-allergenic, as a high true species diversity (which reflects both the abundance and evenness of the species present) prevents the production of large quantities of monospecific pollen, resulting in a lower pollen exposure risk given any allergenicity dataset - [...] for most of the tree species used in urban areas, there is no convincing evidence or only limited evidence that its pollen may be responsible for allergic sensitizations and clinically relevant allergies. As a result, species-level or taxon information for many trees is lacking and if present, often based on assumptions and best guesses. - A concerted effort to reduce the presence of tree species (even if few) for which there is a consensus of high pollen allergenicity should therefore be a key objective of urban planners.

- In the absence of good data on tree species allergenicity, avoiding plantations of monodominant species may be a safe 'remedy' for respiratory health by diluting the load of pollen of any given tree species, at any given time and location, as different species flower at different times. Moreover, increasing the diversity of tree species for which there is not consensus on allergenicity may also be relevant in promoting the development and maintenance of immune tolerance to different allergens, including those of tree pollen
- Taxonomic (genera and species), functional (plant size, pollen size, and number), and biological diversity (pollination strategies, flowering phenology) is key not only for preventing widespread canopy loss but may also be for minimizing the impact of highly allergenic species.
- Vegetation diversity may protect against respiratory allergies through greater and more diverse microbial exposure that is vital for the development of the immune system
- [...] the establishment of general allergenicity levels is not an easy task. First, because the manifestation of allergic symptoms can be triggered either by gradually cumulative exposure to certain types and certain amounts of pollen or by immediate exposure to large amounts of pollen, of the same species or those of other species. Second, because the relationship between allergic symptoms and pollen abundance can differ significantly not only among different cities, countries, and bioclimatic regions, but also among different individuals within the same city, and for each different pollen type

CHAPITRE 4 : VERDISSEMENT ET CAPTATION DES EAUX DE PLUIE

Auteur : Vincent Gauthray-Guyénet, révision interne : Samuel Royer-Tardif

4.1. Enjeux reliés aux eaux pluviales en milieu urbain

L'urbanisation entraîne l'augmentation de surfaces imperméables interconnectées entre elles (majoritairement des rues, des stationnements et des toits) ce qui forme un réseau continu en remplacement des surfaces naturellement poreuses. Ceci a pour conséquence d'accroître le volume des eaux de ruissellement en milieu urbain, c.-à-d. les eaux d'écoulement à la surface du sol et des infrastructures (Berland *et al.*, 2017). Or, cette augmentation en volume s'accompagne généralement 1) d'une érosion accrue, 2) d'inondations d'intensité variable en aval, 3) d'une réduction du stockage des eaux souterraines et 4) de l'augmentation des charges de polluants dans l'eau (Shakya *et al.*, 2019; Vilhar, 2017). A ce titre, l'augmentation des volumes de ruissellement urbain est devenue une préoccupation environnementale et financière majeure partout dans le monde (Vilhar, 2017). Par exemple, les investissements pour mettre à niveau les réseaux d'égouts du Québec pour les 10 prochaines années sont estimés à près de 18 G\$ (Montel *et al.*, 2021).

Facteurs physiques affectant le ruissellement

L'augmentation des volumes de ruissellement associé à l'urbanisation dépend de différents facteurs qui agissent en synergie. Selon Kirnbauer *et al.* (2013), ceux-ci sont la diminution de l'infiltration des eaux dans le sol en milieu urbain, le vieillissement des infrastructures urbaines d'évacuation (tel que le mauvais état des canalisations d'évacuation des eaux pluviales qui diminue leur efficacité de conduction) et les capacités insuffisantes en infrastructures adaptées (par exemple, l'augmentation de la population au cours du temps dans une aire urbaine n'est pas toujours suivie d'une augmentation adéquate et synchrone des infrastructures d'évacuation des eaux usées). Les changements climatiques sont également en cause puisqu'ils peuvent accroître la quantité et la répartition temporelle des précipitations.

Pour identifier le risque que le ruissellement dépasse les capacités d'évacuation de chaque milieu urbain, un examen de ces différents paramètres en lien avec la topographie et la situation des cours d'eau à proximité est donc nécessaire. À partir de simulations hydrologiques, il a été établi que le débit de pointe du ruissellement de surface dans un des sous-bassins versants de la zone urbaine de Las Vegas pourrait augmenter de 12% à 104% avec l'augmentation de l'intensité des épisodes de pluies attendues dans les prochaines années (Thakali *et al.*, 2018).

Impact biochimique du ruissellement

En milieu urbain, l'augmentation du volume des eaux de ruissellement constitue un enjeu important, tout particulièrement lorsque ces eaux ont vocation à être collectées, traitées puis réutilisées (Gallo *et al.*, 2012). Les conséquences de l'augmentation de ces volumes sur la qualité de l'eau sont connues depuis longtemps. En attestent les travaux de Duda *et al.* (1982), mettant déjà en évidence une qualité biologique des eaux de ruissellement en milieu urbain inférieure à celles

des milieux ruraux, notamment en ce qui concerne la quantité et la diversité des organismes macro-invertébrés benthiques. D'un point de vue chimique, cette même étude démontre que les eaux d'écoulement du milieu urbain présentent aussi des concentrations de bactéries fécales et une demande globale en oxygène plus importantes qu'en milieu rural ainsi que des concentrations supérieures en plomb (Pb) et en zinc (Zn) et très supérieures en aluminium (Al), fer (Fe) et manganèse (Mn). Plus récemment, il a été démontré que les eaux provenant du ruissellement urbain ainsi que des rejets d'eaux usées pouvaient présenter une importante contamination en éléments traces (Pb, Zn, Cuivre (Cu) et Antimoine (Sb)) présents à la fois dans les particules de matières en suspension et sous forme dissoute, cette dernière forme étant plus biodisponible et toxique pour les organismes vivants (Le Pape *et al.*, 2012). La même étude a également mis en évidence que la pollution provenant de ces écoulements urbains se retrouvait bien en aval de leur source, et affectait fortement la géochimie de la rivière effluente.

Le principal processus responsable de la dégradation de la santé des cours d'eau dans de nombreuses zones urbaines a été identifié comme étant « l'imperméabilité effective », c'est-à-dire la proportion d'un bassin versant recouverte de surfaces imperméables et directement reliées au cours d'eau par des conduits de drainage des eaux pluviales (Walsh *et al.*, 2005 ; Armson *et al.*, 2012). Cette connexion directe des surfaces imperméables aux cours d'eau implique que le ruissellement de surface engendré par des précipitations peut causer des perturbations fréquentes par l'apport régulier d'eau et de polluants (Armson *et al.*, 2012), même dans le cas de précipitations peu intenses (Walsh *et al.*, 2005). Par opposition, en l'absence de cette connexion directe, ces eaux de ruissellement seraient partiellement interceptées et filtrées par la végétation et le sol (Walsh *et al.*, 2005).

4.2. Forêt urbaine et cycle de l'eau

Les forêts et les arbres font partie intégrante du cycle de l'eau, en milieu urbain comme ailleurs. En effet, lors de précipitations, ils interceptent et stockent temporairement une partie de l'eau à la surface de leurs feuilles, de leurs branches et de leurs troncs (Vilhar, 2017). L'interception et l'écoulement qui s'en suit sont deux facteurs hydrologiques qui conditionnent le devenir des eaux de pluie en milieu urbain. Dans les milieux urbains où on trouve beaucoup de surfaces imperméabilisées, les arbres permettent également à une partie de l'eau de s'infiltrer dans le sol, et ainsi évitent son ruissellement à la surface. Enfin, lors de leur fonctionnement photosynthétique, les arbres absorbent une quantité importante d'eau en la puisant dans le sol et en la réémettant sous forme de vapeur via leurs stomates. En raison de ces différents mécanismes, de nombreuses études considèrent les arbres comme un outil efficace pour lutter contre le ruissellement en milieu urbain. De plus, puisque les changements climatiques risquent de bouleverser le régime des pluies dans plusieurs régions du monde, les arbres peuvent également constituer une piste d'adaptation à ces changements (Pataki *et al.*, 2021).

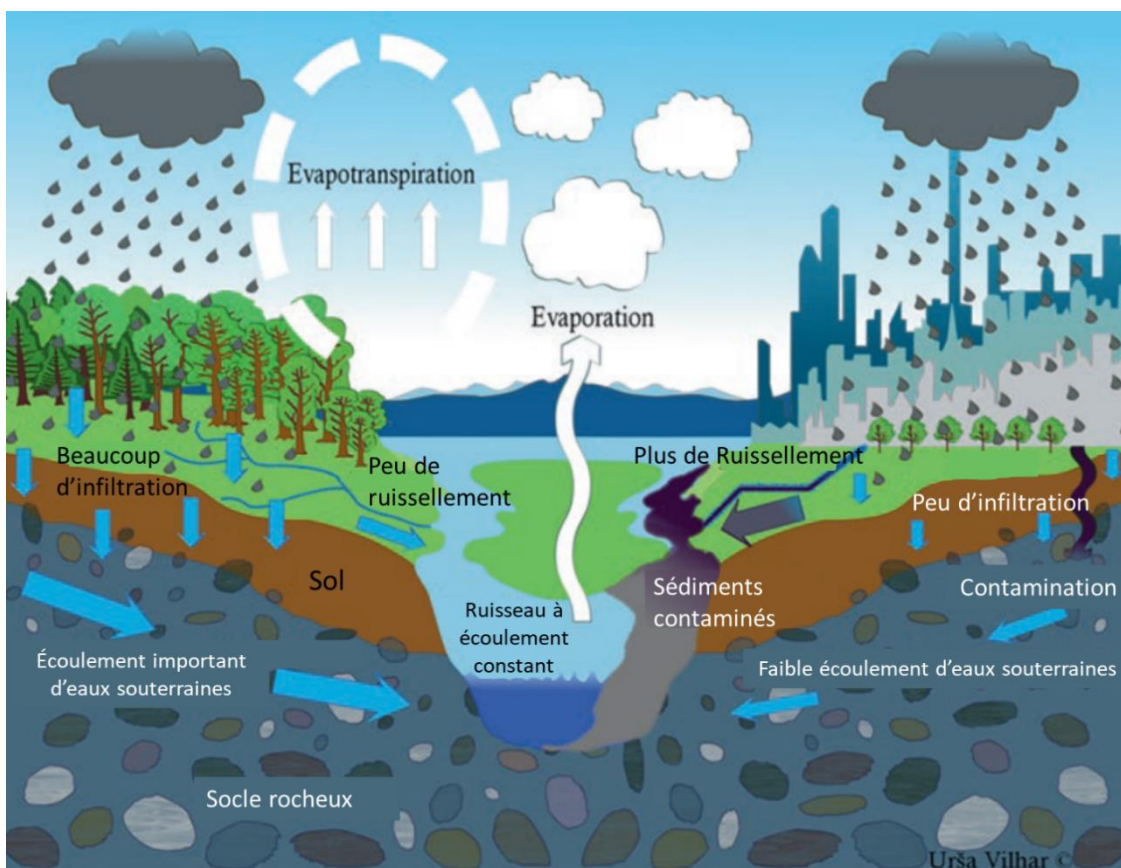


Figure 16 : Comparaison du cycle de l'eau en forêt et en milieu urbain (Figure adaptée de Vilhar, 2017)

Processus affectant le cycle de l'eau en milieu urbain

Les différents processus (Figure 17) résultant de la présence d'un couvert forestier affectent le volume et la biogéochimie des intrants du cycle hydrologique des villes (Carlyle-Moses et Schooling, 2015). Notamment, l'interception des précipitations par les parties aériennes de la végétation permet un stockage temporaire de l'eau avant qu'une petite partie puisse être ensuite évaporée alors que le ruissellement le long des branches et du tronc ralentit le ruissellement urbain global (Seitz et Escobedo, 2008). De même, l'absorption de l'eau par les racines et l'évapotranspiration (évaporation de l'eau par le biais de la transpiration des plantes) sont autant de fonctions biologiques remplies par les arbres et qui expliquent l'intérêt croissant porté aux « infrastructures vertes » (arbres isolés, en peuplement ou toits verts) depuis une vingtaine d'années (Schooling et Carlyle-Moses, 2015). En effet, l'efficacité de la forêt urbaine pour réduire les eaux de ruissellement a fait l'objet de nombreuses études. Il a par exemple été démontré que, comparativement au volume de ruissellement mesuré sur l'asphalte nu, l'interception par des arbres plantés en fosses pouvait réduire jusqu'à 62 % le ruissellement et que les surfaces gazonnées pouvaient éliminer presque en totalité le ruissellement grâce à l'infiltration (Armson *et al.*, 2013). Les systèmes décentralisés flexibles tels que les toits verts et les chaussées perméables sont d'autres infrastructures vertes possibles permettant une adaptabilité et une efficacité accrues des stratégies

de gestion des eaux de ruissellement en milieu urbain ainsi qu'une durabilité augmentée des infrastructures hydrauliques à long terme (Willuweit *et al.*, 2016). Parmi ces différents éléments, l'interception des précipitations par la canopée est un processus de première importance dans l'influence qu'exerce la forêt urbaine sur le ruissellement, et elle est contrôlée par de nombreux facteurs, tant biotiques qu'abiotiques (Seitz et Escobedo, 2008 ; Gotsch *et al.*, 2018). Parmi ces facteurs, les plus importants sont détaillés dans les sections suivantes.

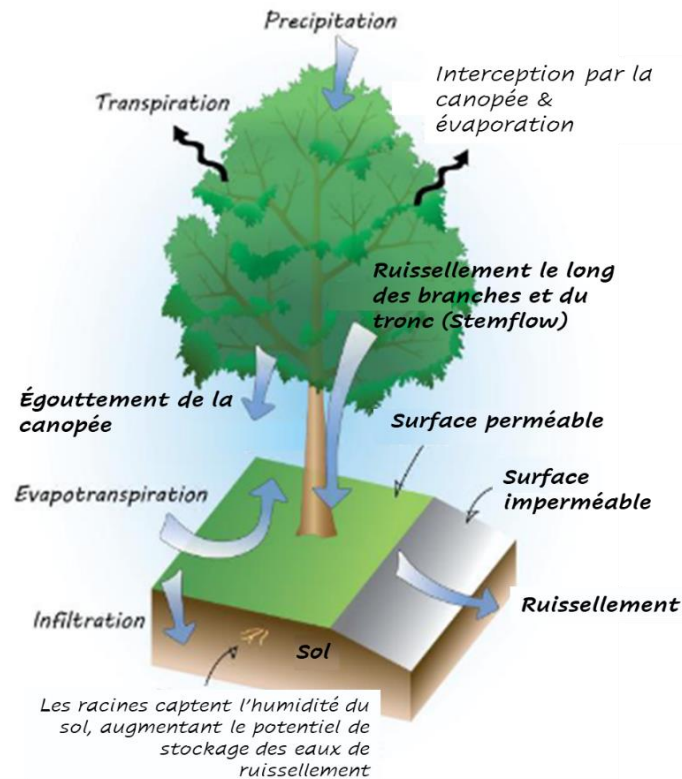


Figure 17 : Schéma simplifié des mouvements de l'eau à l'échelle de l'arbre (Figure adaptée de McKeand et Vaughn, 2013).

La densité des arbres dans les plantations et forêts urbaines est un autre élément important affectant le cycle de l'eau en forêt urbaine (Armson *et al.*, 2013). En effet, l'infiltration des eaux de ruissellement dans une rue donnée va dépendre de la proximité entre les arbres et de leur nombre (Carlyle-Moses *et al.*, 2020). De plus, l'interception globale pour une aire urbaine va logiquement augmenter avec l'augmentation de la surface couverte par la canopée, et donc avec le nombre d'arbres sur cette aire (O'Neill, 2018). Par ailleurs, pour maximiser les bénéfices apportés par les arbres dans la gestion des eaux urbaines, il est nécessaire qu'ils puissent rester en bonne santé (Baptista, 2019). En effet, un arbre en mauvaise santé aura tendance à avoir une couronne dégarnie, ce qui réduira le taux d'évapotranspiration et d'interception. Ainsi, les aménagistes doivent également tenir compte des ressources limitées dans le sol urbain (Baptista, 2019) et éviter de planter les arbres trop serrés pour éviter un potentiel stress supplémentaire lié à une compétition trop forte entre les arbres.

Interception des précipitations

En interceptant une partie des précipitations, la canopée de la forêt urbaine permet de réduire les coûts nécessaires à la construction d'infrastructures d'évacuation des eaux pluviales, ce qui permet d'importantes économies de fonds publics (Seitz et Escobedo, 2008). Néanmoins, les facteurs physiques tels que l'intensité des pluies (généralement exprimée en mm, ce qui correspond au nombre de litres d'eau tombés sur une surface plane d'un mètre carré), leur distribution spatiale, l'angle d'inclinaison des précipitations et la vitesse du vent ont également une grande importance sur le processus d'interception par les arbres et conséquemment sur le volume des eaux de ruissellement (Carlyle-Moses et Schooling, 2015 ; Kermavnar et Vilhar, 2017). Parmi ces éléments, la pluviométrie est d'ailleurs fréquemment mise de l'avant comme le paramètre le plus important (Schooling et Carlyle-Moses, 2015). À l'échelle d'une ville, le climat local peut également être déterminé par l'utilisation du sol dans cette aire (Seitz et Escobedo, 2008) résultant par exemple à des différences de pluviométrie entre un centre-ville et sa zone périurbaine.

Pour ce qui est des paramètres biologiques, en premier lieu, la taille de la couronne et la hauteur de l'arbre sont deux paramètres de première importance dans l'interception des eaux de pluie (Livesley *et al.*, 2014 ; Lundholm *et al.*, 2015) et de la capacité de stockage en eau (Armson *et al.*, 2013). La densité de feuilles au sein de la canopée associée à la surface foliaire sont également deux traits fonctionnels jouant un rôle important dans l'interception (Holder et Gibbes, 2017 ; Carlyle-Moses *et al.*, 2020). En résumé, ces différentes études mettent en évidence que l'interception et le stockage temporaire de l'eau seront plus importants lorsqu'on choisit des espèces de grande taille, avec des couronnes importantes et denses et, dans une certaine mesure, pourvues de larges feuilles.

Dans un autre ordre d'idée, la phénologie des arbres est également un aspect important influant sur le processus d'interception des eaux de pluie (Crockford et Richardson, 2000). En général, les feuillus interceptent une quantité de pluies légèrement inférieure aux résineux durant la saison estivale (Inkiläinen *et al.*, 2013 ; Nooraei Beidokhti et Moore, 2021), bien que leur couronne plus large offre d'autres avantages (telle qu'une surface d'ombre plus importante au sol). Cette observation tient du fait que la canopée des feuillus est souvent plus poreuse que celle des conifères et que les feuilles sont plus souples que les aiguilles, ce qui contribue à une perte d'eaux de pluie à l'impact sur la feuille. La différence d'interception entre les deux types de feuillage s'accroît nettement durant la période hivernale où les feuillus ont perdu leurs feuilles (Nooraei Beidokhti et Moore, 2021), et la présence de feuillage des résineux dans la canopée pendant l'hiver contribue à une plus grande interception annuelle par ce type d'arbres (Siegert *et al.*, 2016). De plus, à l'hiver les conifères ralentissent la fonte de la neige en retenant une quantité importante de neige sur leurs branches ; la sublimation de cette neige permet d'atténuer le pic de crues en étirant la période de fonte (Essery et Pomeroy, 2001). Cet effet sera moins marqué sur les feuillus en raison de la plus faible quantité de neige retenue en l'absence de feuillage.

Enfin, lorsqu'il s'agit d'interception réalisée par un peuplement forestier urbain (comme ceux que l'on peut trouver dans un parc), la taille des arbres et la structure du peuplement peuvent également jouer un rôle. Entre autres, Kermavnar et Vilhar (2017) mettent en évidence l'effet de la

composition des peuplements puisque les forêts mixtes, c'est-à-dire composées à la fois de feuillus et de résineux, interceptaient de plus grands volumes d'eaux de pluie que les forêts composées uniquement de pins ou de feuillus. Les hypothèses des auteurs expliquant ces résultats reposent sur un meilleur assemblage des couronnes (entre feuillus et conifères) formant une canopée plus dense et des arbres de plus grandes tailles en raison d'une compétition interspécifique plus faible (Kermavnar et Vilhar, 2017).

Écoulement de l'eau après l'interception

En ce qui concerne l'écoulement de l'eau après l'interception par la canopée, outre la distribution spatiale et l'intensité des précipitations, les facteurs liés à la géographie du bassin versant exercent également une influence sur le ruissellement. Plus spécifiquement, l'altitude, la topographie du relief (valeur de pente et position dans la pente) et l'orientation des pentes sont autant de paramètres importants à prendre en compte lorsqu'on veut être capable d'utiliser des modèles hydrologiques à des fins de prédictions des volumes de ruissellement (Siegert *et al.*, 2016). Des paramètres biologiques tels qu'une écorce rugueuse et des branches plus perpendiculaires au tronc permettent de ralentir l'écoulement en direction du sol, et par conséquent le ruissellement urbain en général (Livesley *et al.*, 2014 ; Carlyle-Moses et Schooling, 2015). De plus, les grands arbres avec des couronnes importantes sont susceptibles d'avoir des taux d'évaporation et de transpiration plus importants, et donc d'éviter une plus grande part du ruissellement (Carlyle-Moses *et al.*, 2020).

Infiltration et stockage de l'eau de pluie

L'infiltration de l'eau dans le sol associée à l'environnement perméable de la végétation urbaine est une autre fonction très recherchée des infrastructures vertes (Vilhar, 2017). Par exemple, les fosses dans lesquelles sont plantés les arbres de rue agissent comme des « puits » au milieu de l'étendue imperméable et permettent de capter une partie importante des eaux de ruissellement (Grey *et al.*, 2018). Néanmoins, la captation des eaux de ruissellement ne peut être efficace que si le sol permet à l'eau de s'infiltrer. Ainsi, des sols très compactés auront des capacités d'infiltration moindre (Delagrangé et Maheu, 2019). La limite à partir de laquelle les différentes infrastructures vertes (arbre isolé planté dans une fosse, toits verts, parc dont la surface est recouverte de gazon ou de peuplements boisés, etc.) ne peuvent plus capter les eaux de ruissellement devient alors la limite de stockage du sol, ce qui détermine la vitesse d'infiltration (Woltemade, 2010) et celle du drainage (Schifman et Shuster, 2019). Ainsi la texture et la compaction vont être des éléments déterminants influant sur la capacité de captation des eaux de ruissellement (Woltemade, 2010 ; Delagrangé et Maheu, 2019).

Dans le contexte du climat subtropical océanique de Melbourne (Australie), il a été démontré que même dans un contexte urbain dense, avec des sols à faible conductivité (riches en argiles lourdes), il était possible d'obtenir une réduction de 90 % du ruissellement urbain annuel (soit une réduction à seulement 15 jours par an de ruissellement important). Ceci a été réalisé en installant des fosses circulaires (où sont plantés les arbres) qui couvraient de 2,5 % à 8 % de la surface totale de la zone urbaine imperméable où la réduction de l'écoulement était désirée (Grey *et al.*, 2018). Dans un climat tempéré (Manchester, Royaume-Uni), des placettes de 9 m² couvertes de gazon suffisent à

éliminer la quasi-totalité du ruissellement comparativement à l'asphalte et des fosses (plantées) conduisent à une réduction de l'ordre de 62 % (Armson *et al.*, 2013). L'efficacité de ces infrastructures, largement reconnue, peut encore être accrue lorsqu'on les couple avec des pavements perméables (des blocs de pavés agencés de manière à laisser l'eau s'infiltrer entre les éléments) couvrant le sol des rues et des toits verts (Berland *et al.*, 2017 ; Thakali *et al.*, 2018). L'utilisation de pavements perméables est d'ailleurs reconnue depuis quelques années comme une méthode très prometteuse permettant de favoriser la croissance des arbres urbains (Mullaney *et al.*, 2015).

Absorption de l'eau par les racines

Une partie de l'eau du sol est également absorbée par les racines et éventuellement transpirée par le feuillage. Cette captation contribue également à la diminution des eaux de ruissellement en milieu urbain (Seitz et Escobedo, 2008). Malheureusement à ce jour, en milieu urbain, la proportion d'eau absorbée par les racines et retournée à l'atmosphère par l'évapotranspiration est moins documentée que d'autres services vus précédemment. Une étude a néanmoins établi que la transpiration par les arbres représentait de 46 à 72 % de la sortie totale en eau du système d'étude (une infrastructure sous forme de rigole dans laquelle des arbres ont été plantés), ce qui démontre l'importance de cette composante dans le cycle urbain en milieu urbain (Scharenbroch *et al.*, 2016). D'autres études ont mis en évidence des taux de transpiration pour les conifères variant de 10 à 12 % (en ratio des précipitations reçues) et de 25 % pour les feuillus (pendant la période où les feuilles sont présentes) (Herrera Environmental Consultants, Inc., 2008), un arbre mature pouvant transpirer jusqu'à 379 L (100 gallons) par jour (Moore *et al.*, 2014). Cette différence s'explique, car les conifères sont plus efficaces pour retenir l'humidité emmagasinée en raison de la structure de leurs feuilles (Moore *et al.*, 2014).

L'absorption de l'eau par les racines a également pour effet de diminuer l'humidité relative du sol, ce qui permettra de réinitialiser les capacités de stockage du sol pour le prochain épisode de pluie (McKeand et Vaughn, 2013). Lors des épisodes de sécheresse estivale, il a été démontré qu'en réponse à des conditions atmosphériques et/ou de sol sec, de nombreuses espèces d'arbres urbains contrôlent la transpiration en fermant leurs stomates (Chen *et al.*, 2012). Les espèces d'arbres ayant une conductance stomatique élevée, et étant capable de croître à la fois dans des conditions de sols secs et de sols saturés en eau sont susceptibles de mieux s'adapter aux contraintes urbaines (Livesley *et al.*, 2016).

Enfin, les racines de l'arbre et la litière de feuilles au sol permettent de stabiliser le sol, et d'en réduire l'érosion (Seitz et Escobedo, 2008). La litière au sol remplit la même fonction que la canopée en interceptant une partie des gouttes d'eau lors de précipitations et en réduisant leur vitesse, ce qui a pour conséquence physique de diminuer l'érosion (McKeand et Vaughn, 2013). Les racines permettent quant à elles de maintenir le sol et l'empêchent ainsi d'être entraîné par le ruissellement souterrain.

Filtration des eaux de ruissellement

À l'instar de la captation des polluants atmosphériques, la forêt urbaine a également la capacité de capter une partie des polluants des eaux de ruissellement (Moore *et al.*, 2014). Dans leur étude, Xiao *et al.* (1998) avancent même l'idée que les forêts urbaines sont susceptibles de produire de plus grands avantages grâce à l'amélioration de la qualité de l'eau que dans la lutte contre les inondations puisque les précipitations d'intensité faible à modérée sont responsables de la majeure partie du lessivage des polluants en surface. La pollution des eaux de bassins versants des zones urbanisées est en effet souvent plus importante en nitrates, phosphates, sulfates, carbone et en métaux lourds (Livesley *et al.*, 2016) ainsi qu'en bactéries fécales (Gallo *et al.*, 2012). La forêt urbaine et les sols urbains peuvent alors jouer un rôle important dans la réduction des concentrations de ces polluants (Livesley *et al.*, 2016), notamment grâce aux mécanismes de filtration, d'adsorption et de stockage dans les différents organes des végétaux (Davis *et al.*, 2009). Au fil du temps, la quantité de matière organique dans le sol et provenant des arbres augmente également, et cette matière permet de lier et retenir de nombreux polluants ; ce qui a pour conséquence d'accroître le pouvoir de filtration du sol (Cappiella *et al.*, 2005 ; Moore *et al.*, 2014). La forêt urbaine peut également contribuer à limiter le développement d'algues problématiques dans les cours d'eau urbains, puisque les arbres captent les nitrates présents dans les eaux de ruissellement et limitent le réchauffement des cours d'eau par leur ombrage (Newham *et al.*, 2011). Ces conditions permettent de maintenir des niveaux plus élevés d'oxygène dissout dans l'eau, une condition favorisant la biodiversité dans les cours d'eau.

4.3. Le choix des espèces

La plantation d'arbres en milieu urbain conduit à des bénéfices supplémentaires dans le cycle hydrologique des municipalités, et ce, même à court terme (Kirnbauer *et al.*, 2013). Toutefois, le choix des espèces à planter peut s'avérer complexe pour les gestionnaires, au regard des nombreux paramètres à considérer. La décision d'éclairer les choix en s'appuyant sur les traits fonctionnels des espèces peut être une approche très prometteuse (Carlyle-Moses et Schooling, 2015), à la condition de ne pas se focaliser sur un seul et unique trait fonctionnel (tel que le LAI pour indice de surface foliaire), ce qui peut s'avérer contre-productif sur une période de temps donnée comme le démontre l'étude de Kirnbauer *et al.* (2013). En effet, malgré un LAI maximal 30 ans après plantation, l'érable argenté (*Acer saccharinum*) présentait les valeurs d'évaporation les plus faibles durant les sept années de cette étude. Le choix de l'espèce doit bien évidemment être adapté aux contraintes climatiques de la municipalité où on veut planter les arbres et, dans la mesure du possible, maximiser le ou les services ciblés sans altérer les très nombreux autres services que peut offrir la forêt urbaine. A ce titre, une stratégie intéressante est de diversifier les traits fonctionnels des espèces retenues. Par exemple, les espèces avec des canopées larges et denses (surface foliaire élevée) sont susceptibles d'intercepter une plus grande part des précipitations avec leur couronne, alors que les espèces avec une forte conductance stomatique sont susceptibles de transpirer une quantité d'eau plus importante et enfin, les espèces à fort potentiel de croissance auront plus de potentiel pour capter des charges plus importantes d'azote dans les eaux de ruissellement (Moore *et al.*, 2014 ; Livesley *et al.*, 2016 ; Carlyle-Moses *et al.*, 2020).

4.4. Outils de modélisation disponibles

Modèles fréquemment utilisés

De nombreux modèles ont été développés pour estimer les effets de la forêt urbaine sur le cycle de l'eau. Parmi les plus anciens encore utilisés aujourd'hui, le modèle de Gash qui permet d'estimer l'interception des précipitations par la canopée (Gash, 1979). Aujourd'hui, de très nombreux modèles sont utilisés et la littérature qui s'intéresse à la comparaison de la qualité de ces modèles souligne la nécessité d'une meilleure interpolation des modèles dans le but de profiter de leurs fonctions spécifiques afin de répondre au mieux aux besoins des communautés urbaines (Coville *et al.*, 2020). Le modèle i-Tree Hydro (initialement appelé UFORE-Hydro, Wang *et al.*, 2008) est un modèle à complexité modérée spatialement semi-distribué qui simule la quantité et la qualité du ruissellement pour les zones de bassin versant ou non, et qui sont soumises à un événement de précipitation unique ou à des conditions météorologiques continues (Coville *et al.*, 2020). Ce modèle est l'un des plus utilisés aujourd'hui.

Études empiriques sur la quantité d'interception

De nombreuses études se sont intéressées à quantifier l'interception des pluies et la réduction du ruissellement associées à la présence de forêt urbaine. Bien qu'étant difficile à généraliser, car dépendant (nous l'avons vu) du climat et des espèces retenues dans chacun des cas, ces études permettent de se faire une idée en termes de quantité de l'efficacité de la forêt urbaine. La variation est généralement importante entre les différentes espèces et lorsqu'on compare conifères et feuillus, les estimations de précipitations interceptées varient de 15 % à 51 % dans le premier cas, et de 8 % à 20 % dans le cas des feuillus (Moore *et al.*, 2014). Quelques valeurs issues de différentes études ont été synthétisées dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Exemples de valeurs d'interceptions

	Étude	Lieu	Espèce	Approche	% de précipitations	Quantité en mm/arbre/an	Méthode de calcul	Remarque
Interception seulement	Asadian et Weiler, 2009	Vancouver (CB, CAN)	Sapin de Douglas	Empirique	49.1		7 événements 2007 et 2008	Arbres isolés
			Cèdre rouge de l'Ouest		60.9			
	Xiao et McPherson, 2011	Oakland (CA, É.-U.)	Copalme d'Amérique	Empirique	14.3		25 événements 2005 et 2006	Arbres isolés
			Citronnier		25.2			
Zabret et Šraj, 2019	Ljubljana (Slovénie)	Bouleau verruqueux	Empirique	23		252 événements 2014 et 2015	Arbres isolés	
		Pin noir		45				
Interception et évaporation	Huang <i>et al.</i> , 2017	Vancouver (CB, CAN)	Chêne blanc	Modèle		650	Construction d'un modèle : données 2007 - 2008	
			Érable de Norvège			310		
			Frêne rouge			100		
			Prunus			50		
	Kirnbauer <i>et al.</i> , 2013	Hamilton (ON, CAN)	Ginkgo biloba	Modèle (I-Tree Hydro)	6.5 à 11		Précipitations horaires 2002-08	Arbres en peuplement
		Platane commun						
		Érable argenté						
		Copalme d'Amérique			17 à 27			

4.5. Références

- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2013. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban For. Urban Green.* 12, 282–286. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.04.001>
- Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2012. The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban For. Urban Green.* 11, 245–255. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.05.002>
- Asadian, Y., Weiler, M., 2009. A New Approach in Measuring Rainfall Interception by Urban Trees in Coastal British Columbia. *Water Qual. Res. J.* 44, 16–25. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2009.003>
- Baptista, M.D., 2019. Urban trees and rainfall. RMIT University.
- Berland, A., Shiflett, S.A., Shuster, W.D., Garmestani, A.S., Goddard, H.C., Herrmann, D.L., Hopton, M.E., 2017. The role of trees in urban stormwater management. *Landsc. Urban Plan.* 162, 167–177.
- Cappiella, K., Schueler, T., Wright, T., Center for Watershed Protection, 2005. *Urban Watershed Forestry Manual: Part 1/ Methods for Increasing Forest Cover in a Watershed.* United States Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area, State and Private Forestry, Ellicott City (MD), USA.
- Carlyle-Moses, D.E., Livesley, S., Baptista, M.D., Thom, J., Szota, C., 2020. Urban Trees as Green Infrastructure for Stormwater Mitigation and Use, in: Levia, D.F., Carlyle-Moses, D.E., Iida, S., Michalzik, B., Nanko, K., Tischer, A. (Eds.), *Forest-Water Interactions, Ecological Studies.* Springer International Publishing, Cham, pp. 397–432. https://doi.org/10.1007/978-3-030-26086-6_17
- Carlyle-Moses, D.E., Schooling, J.T., 2015. Tree traits and meteorological factors influencing the initiation and rate of stemflow from isolated deciduous trees. *Hydrol. Process.* 29, 4083–4099.
- Chen, L., Zhang, Z., Ewers, B.E., 2012. Urban Tree Species Show the Same Hydraulic Response to Vapor Pressure Deficit across Varying Tree Size and Environmental Conditions. *PLOS ONE* 7, e47882. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047882>
- Coville, R., Endreny, T., Nowak, D.J., 2020. Modeling the Impact of Urban Trees on Hydrology, in: Levia, D.F., Carlyle-Moses, D.E., Iida, S., Michalzik, B., Nanko, K., Tischer, A. (Eds.), *Forest-Water Interactions, Ecological Studies.* Springer International Publishing, Cham, pp. 459–487. https://doi.org/10.1007/978-3-030-26086-6_19
- Crockford, R.H., Richardson, D.P., 2000. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. *Hydrol. Process.* 14, 2903–2920.
- Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G., Clar, M., 2009. Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *J. Environ. Eng.* 135, 109–117.
- Delagrangé, S., Maheu, A., 2019. Réseau CAPNAT : Une infrastructure de recherche et de suivi des services écosystémiques. Institut des Sciences de la Forêt Tempérée, Ripon (QC).
- Duda, A.M., Lenat, D.R., Penrose, D.L., 1982. Water quality in urban streams: what we can expect. *J. Water Pollut. Control Fed.* 1139–1147.
- Essery, R., Pomeroy, J., 2001. Sublimation of snow intercepted by coniferous forest canopies in, in: *Soil-Vegetation-Atmosphere Transfer Schemes and Large-Scale Hydrological Models: Proceedings of an International Symposium (Symposium S5) Held During the Sixth Scientific Assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS) at Maastricht, The Netherlands, from 18 to 27 July 2001.* IAHS, p. 343.

- Gallo, E.L., Lohse, K.A., Brooks, P.D., McIntosh, J.C., Meixner, T., McLain, J.E.T., 2012. Quantifying the effects of stream channels on storm water quality in a semi-arid urban environment. *J. Hydrol.* 470–471, 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.047>
- Gash, J.H.C., 1979. An analytical model of rainfall interception by forests. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 105, 43–55.
- Gotsch, S.G., Draguljić, D., Williams, C.J., 2018. Evaluating the effectiveness of urban trees to mitigate storm water runoff via transpiration and stemflow. *Urban Ecosyst.* 21, 183–195. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0693-y>
- Grey, V., Livesley, S.J., Fletcher, T.D., Szota, C., 2018. Tree pits to help mitigate runoff in dense urban areas. *J. Hydrol.* 565, 400–410. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.038>
- Herrera Environmental Consultants, Inc., 2008. *The Effects of Trees on Stormwater Runoff*. Seattle (Washington).
- Holder, C.D., Gibbes, C., 2017. Influence of leaf and canopy characteristics on rainfall interception and urban hydrology. *Hydrol. Sci. J.* 62, 182–190. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1217414>
- Huang, J.Y., Black, T.A., Jassal, R.S., Lavkulich, L.M.L., 2017. Modelling rainfall interception by urban trees. *Can. Water Resour. J. Rev. Can. Ressour. Hydr.* 42, 336–348. <https://doi.org/10.1080/07011784.2017.1375865>
- Inkiläinen, E.N.M., McHale, M.R., Blank, G.B., James, A.L., Nikinmaa, E., 2013. The role of the residential urban forest in regulating throughfall: A case study in Raleigh, North Carolina, USA. *Landsc. Urban Plan.* 119, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.002>
- Kermavnar, J., Vilhar, U., 2017. Canopy precipitation interception in urban forests in relation to stand structure. *Urban Ecosyst.* 20, 1373–1387. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0689-7>
- Kirnbauer, M.C., Baetz, B.W., Kenney, W.A., 2013. Estimating the stormwater attenuation benefits derived from planting four monoculture species of deciduous trees on vacant and underutilized urban land parcels. *Urban For. Urban Green.* 12, 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.03.003>
- Le Pape, P., Ayrault, S., Quantin, C., 2012. Trace element behavior and partition versus urbanization gradient in an urban river (Orge River, France). *J. Hydrol.* 472–473, 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.042>
- Livesley, S.J., Baudinette, B., Glover, D., 2014. Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban For. Urban Green.* 13, 192–197. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>
- Livesley, S.J., McPherson, E.G., Calfapietra, C., 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *J. Environ. Qual.* 45, 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- Lundholm, J., Tran, S., Gebert, L., 2015. Plant Functional Traits Predict Green Roof Ecosystem Services. *Environ. Sci. Technol.* 49, 2366–2374. <https://doi.org/10.1021/es505426z>
- McKeand, T., Vaughn, S., 2013. *Stormwater to Street Trees: Engineering Urban Forests for Stormwater Management* (No. U.S. EPA 841-B-13-001). U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC (USA).
- Montel, B., Audet, K., Derome, P., Leroux, J., 2021. Estimation du retour sur investissement pour les infrastructures en eau au Québec. Groupe AGECO inc.
- Moore, J., Macrellis, A., Bailey, K., 2014. *Stormwater Management Benefits Of Trees - Final Report* (No. Stone Project 12-161). Stone Environmental, Inc., Montpelier (VE), USA.

- Mullaney, J., Lucke, T., Trueman, S.J., 2015. A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. *Landsc. Urban Plan.* 134, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.013>
- Newham, M.J., Fellows, C.S., Sheldon, F., 2011. Functions of riparian forest in urban catchments: a case study from sub-tropical Brisbane, Australia. *Urban Ecosyst.* 14, 165–180. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0151-6>
- Nooraei Beidokhti, A., Moore, T.L., 2021. The effects of precipitation, tree phenology, leaf area index, and bark characteristics on throughfall rates by urban trees: A meta-data analysis. *Urban For. Urban Green.* 60, 127052. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127052>
- O’Neill, S., 2018. Measuring Urban Forest Canopy Effects on Stormwater Runoff in Guelph, Ontario. University of Guelph.
- Pataki, D.E., Alberti, M., Cadenasso, M.L., Felson, A.J., McDonnell, M.J., Pincetl, S., Pouyat, R.V., Setälä, H., Whitlow, T.H., 2021. The Benefits and Limits of Urban Tree Planting for Environmental and Human Health. *Front. Ecol. Evol.* 9.
- Scharenbroch, B.C., Morgenroth, J., Maule, B., 2016. Tree Species Suitability to Bioswales and Impact on the Urban Water Budget. *J. Environ. Qual.* 45, 199–206. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0060>
- Schifman, L.A., Shuster, W.D., 2019. Comparison of Measured and Simulated Urban Soil Hydrologic Properties. *J. Hydrol. Eng.* 24, 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001684. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001684](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001684)
- Schooling, J.T., Carlyle-Moses, D.E., 2015. The influence of rainfall depth class and deciduous tree traits on stemflow production in an urban park. *Urban Ecosyst.* 18, 1261–1284.
- Seitz, J., Escobedo, F., 2008. Urban forests in Florida: Trees control stormwater runoff and improve water quality. EDIS 2008.
- Shakya, S., Tamaddun, K.A., Stephen, H., Ahmad, S., 2019. Urban Runoff and Pollutant Reduction by Retrofitting Green Infrastructure in Storm Water Management System 93–104. <https://doi.org/10.1061/9780784482360.010>
- Siegert, C.M., Levia, D.F., Hudson, S.A., Downtin, A.L., Zhang, F., Mitchell, M.J., 2016. Small-scale topographic variability influences tree species distribution and canopy throughfall partitioning in a temperate deciduous forest. *For. Ecol. Manag.* 359, 109–117.
- Thakali, R., Kalra, A., Ahmad, S., Qaiser, K., 2018. Management of an urban stormwater system using projected future scenarios of climate models: a watershed-based modeling approach. *Open Water* 5, 1.
- Vilhar, U., 2017. Chapter 5: Water Regulation and Purification, in: Pearlmutter, D., Calfapietra, C., Samson, R., O’Brien, L., Krajter Ostoić, S., Sanesi, G., Alonso del Amo, R. (Eds.), *The Urban Forest: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment, Future City*. Springer International Publishing, Cham, pp. 41–47. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_5
- Walsh, C.J., Fletcher, T.D., Ladson, A.R., 2005. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *J. North Am. Benthol. Soc.* 24, 690–705. <https://doi.org/10.1899/04-020.1>
- Wang, J., Endreny, T.A., Nowak, D.J., 2008. Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model 1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 75–85.

- Willuweit, L., O'Sullivan, J.J., Shahumyan, H., 2016. Simulating the effects of climate change, economic and urban planning scenarios on urban runoff patterns of a metropolitan region. *Urban Water J.* 13, 803–818. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2015.1036086>
- Woltemade, C.J., 2010. Impact of Residential Soil Disturbance on Infiltration Rate and Stormwater Runoff1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 46, 700–711. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00442.x>
- Xiao, Q., McPherson, E.G., 2011. Rainfall interception of three trees in Oakland, California. *Urban Ecosyst.* 14, 755–769. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0192-5>
- Xiao, Q., McPherson, E.G., Simpson, J.R., Ustin, S.L., 1998. Rainfall interception by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture.* 24, 235-244
- Zabret, K., Šraj, M., 2019. Rainfall Interception by Urban Trees and Their Impact on Potential Surface Runoff. *CLEAN – Soil Air Water* 47, 1800327. <https://doi.org/10.1002/clen.201800327>

4.6. Annexe

Fiches synthèses

Armson, D., Stringer, P., Ennos, A.R., 2013.

The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK.

Urban Forestry & Urban Greening, N°12, p.82–286.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique (sans modélisation)
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Gazon d'agrément, Interception, Ruissellement, Inondations légères
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des eaux de ruissellement en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette étude s'appuie sur un dispositif construit en extérieur pour quantifier de manière empirique les effets de la végétation (arbres et gazon) sur le volume de ruissellement des eaux pour un climat tempéré (Manchester, GB). Elle fournit des mesures en conditions réelles de la contribution des infrastructures vertes à la gestion des eaux de ruissellement lors de fortes précipitations en milieu urbain.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Cette étude a évalué l'impact des arbres et des surfaces gazonnées sur le ruissellement des eaux de surface urbaines en mesurant le ruissellement à partir de parcelles de 9 m ² recouvertes d'herbe, d'asphalte et d'asphalte avec des fosses (un arbre planté au centre). Comparativement à l'absence d'infrastructure verte, il a été constaté que les surfaces gazonnées éliminaient en presque totalité les eaux de ruissellement tandis que les fosses plantées en captaient jusqu'à 62 %. La réduction était supérieure à ce que l'interception seule aurait pu produire. Cette étude apporte un regard quantitatif sur le volume de ruissellement urbain. Toutefois, d'autres fonctions comme l'absorption et la transpiration de l'eau puisée dans le sol par les racines des arbres au cours du temps ne sont pas prises en compte. Ces résultats plaident néanmoins en faveur d'une diversification des infrastructures vertes dans le but d'obtenir de meilleurs résultats.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- The process of urbanization greatly alters the hydrology of an area, reducing the amount of infiltration into the soil and increasing the speed at which water travels over the surface, thus significantly increasing both surface water runoff and peak discharge rates- Of the surfaces tested, grass performed the best at reducing surface water runoff: reducing runoff by 99% compared with asphalt.- The tree units reduced the runoff by around 60%. [...] the tree canopies over our plots were only small, covering an average of only around 35% of their total area. As a result the rainfall interception by the tree is likely to have had only a small effect upon the runoff total.- The reduction of surface water runoff is not solely due to interception by the canopy but also to the presence of the tree pit into which much of the rainfall drains.- A method needs to be developed in which large impervious surfaces can be sloped towards tree pits shedding enough water to alleviate pressure upon the drainages system, while not waterlogging the tree.

Berland, A., Shiflett, S.A., Shuster, W.D., Garmestani, A.S., Goddard, H.C., Herrmann, D.L., Hopton, M.E., 2017.

The role of trees in urban stormwater management

Landscape and Urban Planning N°162, p. 167–177.

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Infrastructures vertes et Forêt urbaine, Eaux de ruissellement, Interception par la canopée, Gestion des eaux de ruissellement
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des eaux de ruissellement en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Revue de littérature assez récente et complète qui souligne l'intérêt de la forêt urbaine et des infrastructures vertes pour diminuer le volume des eaux de ruissellement. La synthèse indique qu'on ne peut pas se baser uniquement sur les méthodes facilitant l'infiltration dans la gestion du cycle de l'eau en milieu urbain et elle souligne également les limites actuelles à une meilleure intégration de ces infrastructures vertes dans les villes.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	La gestion des eaux de ruissellement en milieu urbain s'effectue généralement à l'aide des infrastructures grises qui se détériorent et qui sont coûteuses sur le long terme, et devenant inopérantes une fois leur capacité maximale atteinte. Les diverses infrastructures vertes permettent de gérer le problème à sa source pour un coût modéré. La végétation intercepte notamment les précipitations, élimine l'eau du sol par transpiration, améliore l'infiltration. L'interception par la partie aérienne de l'arbre s'étant évaporé sans atteindre le sol peut atteindre environ 20 % du total de précipitation (aux États-Unis), l'évapotranspiration des toits verts (mesurée en Allemagne) entre 60 et 79 % des précipitations annuelles totales. Enfin, les fosses dans lesquelles sont plantés les arbres permettent de diminuer le ruissellement de 62 % par infiltration (Royaume-Uni).
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Green infrastructure (also termed green stormwater infrastructure) leverages the properties of soil and vegetation to enhance watershed or sewershed detention capacity, and in this way, manages stormwater volume. - Examples of green infrastructure include rain gardens or bioretention areas, permeable pavements, bioswales, green roofs, stormwater curb cutouts to collect and route street runoff into detention areas, rainwater harvesting with rain barrels or cisterns for later use, and disconnection of roof downspouts from storm sewers - [...] trees are an obvious candidate for increasing losses from the urban hydrologic cycle because they can provide relatively dense vegetation in a small footprint, and their extensive canopies and subsurface root systems are capable of capturing and pumping substantial amounts of water. - [...] interception on residential properties with relatively high canopy cover in N.C. (USA), was measured at 19.9–21.4% of total precipitation, based on averages of mean observations from 14 storms

Carlyle-Moses, D.E., Schooling, J.T., 2015.

Tree traits and meteorological factors influencing the initiation and rate of stemflow from isolated deciduous trees.

Hydrological Processes N°29, p. 4083–4099.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique
MOTS-CLÉS	Arbres urbains isolés, Ruissellement le long du tronc, Traits fonctionnels, Gestion des eaux pluviales
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des eaux de ruissellement en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette étude empirique est l'une des rares à adopter une approche par les traits fonctionnels. Bien qu'elle se concentre uniquement sur l'écoulement le long de la tige après interception (stemflow), ce type d'approche permet d'identifier des critères généraux simplifiant le choix qui s'offre aux urbanistes au regard des très nombreuses espèces qu'il est possible d'implanter dans un milieu urbain.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	L'étude se base sur un échantillon de 37 arbres feuillus isolés. L'effet de plusieurs caractéristiques physiques de l'arbre sur le volume d'écoulement atteignant le sol a été quantifié. Ces caractéristiques sont les angles des branches, le relief de l'écorce, la taille des arbres, la taille médiane des feuilles et le nombre de branches, l'importance relative de la canopée et de bois apparent ont été testés. Il en résulte que les arbres avec des angles de branches prononcés favorisaient des volumes d'écoulement plus importants tandis qu'une écorce rugueuse composée de plusieurs écailles ralentissait grandement le flux en direction du sol, contribuant ainsi à diminuer le ruissellement global au sol. Parmi les variables météorologiques, l'intensité de pluie ainsi que l'angle d'inclinaison des précipitations et la vitesse du vent étaient liés à des écoulements importants. Ceci met également en évidence l'importance de connaître les paramètres météorologiques d'une ville afin d'optimiser la gestion des eaux d'écoulement.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- Smooth bark and steeply inclined branch angles are among traits previously associated with high stemflow yields- Single-leader trees tended to have higher stemflow yields if they had (i) high branch angles; (ii) low DBH and canopy cover (associated with lower thresholds); (iii) greater tree height, BRI (particularly when furrows were linear), canopy volume, and median leaf size; and (iv) fewer branches (associated with higher stemflow rates)- While bark relief was negatively correlated with stemflow rates in multi-leader trees, it was positively correlated with rates for single-leader trees, possibly reflecting the conducive role of linear furrows once bark of single-leader trees is saturated- Like others, we found seasonal patterns of enhanced stemflow from leafless canopies, especially at low rain depths; eight of 13 trees in partial leaf exhibited an inverse relationship between stemflow yield and actual canopy cover (<i>in %</i>)

Carlyle-Moses, D.E., Livesley, S., Baptista, M.D., Thom, J., Szota, C., 2020.
 Chapitre de livre : *Urban Trees as Green Infrastructure for Stormwater Mitigation and Use* (p. 397- 432)
 Tiré du livre : **Forest-Water Interactions.** Levia, D.F., Carlyle-Moses, D. E., Michalzik, B., Nanko, K., Tischer, A., (Springer édition, Berlin/Heidelberg, Germany), 624 p.

TYPE DE DOCUMENT	Chapitre de livre
MOTS-CLÉS	Influence de la forêt urbaine sur le cycle de l'eau, Interception par la canopée, Évapotranspiration, Ruissellement, Écoulement le long de la tige, Modèles
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des eaux de ruissellement en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Chapitre de livre récent (2020) et très complet sur l'état des connaissances sur le sujet. Idéal pour avoir une vue d'ensemble récente des différents processus régissant l'action de la forêt urbaine sur le cycle de l'eau.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Ce chapitre synthétise les dernières études traitant de la proportion des précipitations interceptées et évaporées (<i>pouvant varier par exemple entre 49,1 et 60,9 % à Vancouver et entre 9,1 et 21,4 % en Caroline du Nord</i>), la capacité de stockage d'eau de la canopée (s'élevant en moyenne à 1,25 mm pour les résineux et 0,78 mm pour les feuillus), la quantité d'eau atteignant le sol au travers de la canopée et les processus physiques qui en découlent (les arbres permettront de réduire cette quantité davantage dans un climat dominé par des tempêtes de faible intensité, courtes et fréquentes), l'écoulement de l'eau le long de la tige (pouvant varier de moins de 5 % jusqu'à 15 %). Ces processus sont hautement dépendants des caractéristiques de l'arbre et du climat ainsi que les dernières avancées en matière de modélisation de ces différents processus.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Although canopy interception studies in urban areas are limited, the available data suggest that interception loss is appreciable for individual trees in urban landscapes, as it is for urban woodlots and urban remnant forest patches (table 17.1 evidence interception loss ranging from 3.9% to 60.9% of mean interception loss) - [...] the rainfall regime of a city can influence the potential proportion of rainfall lost through canopy interception - The relationship between rainfall depth and the fraction of that rainfall partitioned into canopy interception loss is asymptotic, with interception loss as a percentage of rainfall decreasing rapidly with increasing rainfall depth until remaining quasi-constant for relatively large events - The canopy throughfall process ultimately determines the amount of rainfall that can potentially become runoff beneath or adjacent to an urban tree canopy, which is especially important in impervious urban landscapes, such as streetscapes and car parks - Studies of stemflow from city trees are scarce. However, the results presented to date suggest that although the proportion of rainfall partitioned into stemflow by the crowns of many isolated trees is similar to that by the canopies of rural forests, i.e., <5 % [...], stemflow from certain urban trees may constitute a substantially greater fraction of rainfall.

Inkiläinen, E.N.M., McHale, M.R., Blank, G.B., James, A.L., Nikinmaa, E., 2013.
The role of the residential urban forest in regulating throughfall: A case study in Raleigh, North Carolina, USA.
Landscape and Urban Planning N°119, p. 91–103.

TYPE DE DOCUMENT	Étude empirique
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine privée, Eaux de ruissellement, Interception des précipitations
AXE (S) TRAITÉ (S)	Captation des eaux de ruissellement en milieu urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	En milieu urbain, la forêt privée est rarement incluse dans les inventaires en raison de divers enjeux. Cette étude met en évidence le rôle non négligeable de la forêt urbaine privée dans la gestion des eaux de ruissellement en plus de fournir une quantification de la réduction du ruissellement et de l'interception par la canopée des arbres. Ces informations permettent aux gestionnaires urbains de mieux prendre en compte l'importance de la composante de forêts privées.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les arbres du domaine privé sont rarement pris en compte dans les inventaires de la forêt urbaine en raison de la complexité entourant les inventaires (comme les autorisations nécessaires). Cependant, ils représentent une composante non négligeable de la forêt urbaine. Dans un contexte de précipitations souvent intenses (climat subtropical), l'interception des précipitations s'élevait de 9,1 à 21,4 % par ces forêts privées. L'importance de la couverture de la canopée s'est avérée être une variable explicative de l'interception bien plus importante que le LAI (non significatif ici) qui est pourtant souvent utilisée dans divers modèles par commodité. Par ailleurs, les conifères formaient la variable de végétation la plus influente expliquant le débit, en raison de leur forte capacité d'interception. Toutefois, il est difficile de généraliser les résultats en raison de la forte hétérogénéité de ces peuplements. Ceci plaide en faveur d'inventaires plus détaillés de cette composante privée.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Urban forests, [...] have a great potential for reducing stormwater damage, by enhancing infiltration and evapotranspiration, as well as regulating the amount of throughfall reaching the ground via rainfall interception - [...] urban forest characteristics that may be influencing rainfall interception are difficult to establish as these environments are extremely heterogeneous and managed, to a large extent, by private residents with varying landscape preferences - [...] vegetation has a significant influence on the regulation of throughfall and potential stormwater runoff. Results also show that residents can considerably affect the process. - Canopy cover was found to be more influential in predicting throughfall than LAI, whose significant change from summer to fall period failed to considerably influence throughfall in our models. - According to our calculations, increasing forest cover and the amount of coniferous trees would provide a moderate reduction in throughfall and potential stormwater runoff.

Livesley, S.J., McPherson, E.G., Calfapietra, C., 2016.

The Urban Forest and Ecosystem Services : Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale.

Journal of Environmental Quality N°45, p. 119–124

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Services écosystémiques, Eaux d'écoulement, Îlots de chaleur, Captation des polluants, Amélioration de l'hydrologie urbaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Littérature Générale (multiaxes) sur le verdissement urbain
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Revue de littérature transdisciplinaire et synthétique sur les services écosystémiques (eaux de ruissellement, îlots de chaleur et pollution) de la forêt urbaine qui décortique la relation entre les traits fonctionnels et la gestion du cycle de l'eau en milieu urbain, notamment en termes d'interception des pluies et d'amélioration de la qualité de l'eau de ruissellement par la captation d'éléments en suspension par les plantes.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	La forêt urbaine offre plusieurs services écosystémiques majeurs et cette étude met en évidence leurs interrelations (p. ex., l'évapotranspiration permet de réduire les eaux d'écoulement et joue un rôle majeur dans la lutte contre les îlots de chaleur). En ce qui concerne l'interception de la pluie, les arbres avec de grandes canopées sont plus efficaces, mais des durées de précipitations modérées à fortes supérieures à 30 min dépassent les capacités de stockage. Malgré cela, l'implantation d'arbres dans des infrastructures vertes peut réduire le ruissellement de 46 à 72 %. Les arbres avec une forte conductance stomatique et une capacité de croissance en conditions sèches et saturées en eau sont les meilleurs candidats. Les arbres permettent aussi de filtrer l'eau de ruissellement en captant des éléments comme des dérivés azotés et phosphorés et des métaux lourds et une meilleure connaissance des capacités des espèces dans ce domaine est nécessaire pour guider les aménagistes.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- [...] there is an increasing need for empirical evidence as to the magnitude of the impacts, both beneficial and adverse, that urban trees can provide and the role that climatic region and built landscape circumstance play in modifying those impacts.- The urban forest can be managed to impact the urban water, heat, carbon, and pollution cycles.- Tree crowns intercept rain and reduce the amount of water reaching the pervious or impervious surfaces below [...].A threefold variation among tree species was found: from 0.6 mm on Lagerstroemia indica to 1.8 mm for the needle leaf evergreen Picea pungens. Simulation modeling over 40 yr indicates that for most rainfall intensities, an event duration exceeding 30 min invariably exceeded the storage capacity of even large tree.- Trees were able to reduce oxidized nitrogen and reactive phosphorus in comparison to unplanted controls. There were no significant differences among the four tree species in their ability to reduce stormwater nutrient pollution, but Denman et al. (2016) suggest that future research should target the most promising tree species based on their traits.

CHAPITRE 5 : VERDISSEMENT ET SÉQUESTRATION DU CARBONE

Auteur : David Grenier-Héon, révision interne : Emmanuelle Boulfroy, Samuel Royer-Tardif

5.1. Introduction

Bien qu'elles représentent seulement 7,5 % de la superficie de la Terre (IPCC, 2022 ; Pesaresi *et al.*, 2016), les zones urbaines sont responsables de plus des deux tiers de la consommation mondiale d'énergie (IEA, 2021), d'au moins 70 % des émissions mondiales de gaz à effets de serre (IPCC, 2022) et d'au moins 70 % des émissions de dioxyde de carbone (CO₂ ; IEA, 2021 ; IPCC, 2022). Les émissions de CO₂ sont majoritairement attribuables aux activités anthropiques urbaines, comme la production de l'énergie alimentant les bâtiments, ainsi que le secteur des transports (UN Habitat, 2014 ; Wei *et al.*, 2021). Dans ce contexte, la réduction de l'empreinte carbone des centres urbains s'avère une mesure incontournable pour ralentir le rythme actuel du réchauffement du climat et atteindre les objectifs de réductions d'émissions (Davies *et al.*, 2013).

Dans les dernières années, le Québec a pris plusieurs engagements et initiatives au niveau provincial et international pour lutter contre les changements climatiques. On y retrouve le marché du carbone Québec-Californie, le Fonds vert (remplacé par le Fonds d'électrification et de changements climatiques), le plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques, le plan d'action en électrification des transports 2015-2020, la politique énergétique 2030 ainsi que les mesures de collaboration avec les pays en développement pour la lutte contre les changements climatiques (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2017). En 2016, le Québec adoptait une motion pour l'approbation de l'accord de Paris qui officialisait son engagement pour contribuer à l'effort mondial de réduction d'émissions de gaz à effets de serre (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2017). Plus récemment, le gouvernement publiait son Plan pour une économie verte 2030, jetant notamment les bases pour une « économie sobre en carbone » et « résiliente face aux changements climatiques » (Gouvernement du Québec, 2020). Ce plan vise à la fois à augmenter la capacité adaptative de la province face aux changements climatiques et à soutenir l'atteinte de ses objectifs en termes de lutte contre ceux-ci, consistant en une réduction de 37,5 % des émissions des gaz à effets de serre par rapport au niveau de 1990 d'ici 2030 ainsi que l'atteinte de la carboneutralité d'ici 2050. Au niveau municipal, plusieurs villes ont également entrepris des actions en ce sens. Notamment, les trois seules villes canadiennes ayant signé l'Accord de Paris, soient les municipalités de Montréal et d'Oka ainsi que la municipalité régionale de comté (MRC) de Marguerite-D'Youville sont situées au Québec (Paris, 2021). À l'heure actuelle, au moins 525 municipalités québécoises ont endossé la Déclaration d'Urgence climatique (GroupMobilisation, 2019, 2021). L'Union des Municipalités du Québec a lancé en 2021 la *Plateforme municipale pour le climat*, « un outil qui permet aux municipalités de s'unir pour le climat tout en s'engageant à agir collectivement pour lutter et s'adapter aux changements climatiques » (Union des Municipalités du Québec, 2021). À ce jour, 96 villes, municipalité, MRC et arrondissements y ont adhéré. On y aborde plusieurs thèmes clés comme la biodiversité, la santé et le bien-être. Comme plusieurs autres municipalités de la province, les villes de Montréal et Québec, qui représentent plus du quart de la

population de la province (Institut de la statistique du Québec, 2020), ont toutes deux émis un plan d'action climatique soulignant leur intention d'atteindre la carboneutralité d'ici 2050 (Ville de Montréal, 2020 ; Ville de Québec, 2021).

Dans leurs différents plans d'action, les municipalités de Québec et Montréal affirment que les projets de verdissements urbains prendront une place significative dans la gestion des émissions de carbone dans le futur (Ville de Montréal, 2020 ; Ville de Québec, 2021). Montréal, qui compte déjà un couvert de canopée de près de 25 %, prévoit notamment encourager le verdissement par la conversion de stationnements à ciel ouvert et la plantation de 500 000 arbres d'ici 2030 (Ville de Montréal, 2020). La ville de Québec prévoit également augmenter son couvert de canopée, son objectif étant de passer de 32 % (2015) à 35 % d'ici 2025 (Ville de Québec, 2021). L'un des projets de verdissement mis de l'avant est l'aménagement de « rues conviviales », qui vise à favoriser la qualité de l'air, la gestion de l'eau et augmenter la canopée urbaine. Le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec a aussi subventionné de nombreux projets de verdissements comme option d'adaptation aux changements climatiques dans de nombreuses municipalités à travers la province dans le cadre de son programme Climat Municipalité, lancé en 2009 (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2022 ; Regroupement national des conseils régionaux de l'environnement du Québec, 2009).

Bien qu'il puisse être admis que les nombreuses initiatives de verdissement entreprises au Québec depuis les dernières décennies auront sans doute un impact positif sur son bilan de carbone et d'émissions de gaz à effet de serre, l'ampleur de cet impact reste difficilement mesurable. Cela ne peut être réalisé qu'en quantifiant avec précision le carbone séquestré et stocké par les infrastructures vertes en milieux urbains. Toutefois, comme il sera détaillé plus loin dans ce document, les outils disponibles pour y parvenir sont actuellement mal adaptés au contexte québécois. Notamment, la dynamique du carbone dans les forêts urbaines au Québec est encore méconnue. Il est toutefois établi que les forêts urbaines peuvent constituer un bassin de carbone important dans certaines villes (Davies *et al.*, 2013). Considérant le couvert forestier relativement important de certaines villes du Québec (*p. ex.* >25 % à Montréal et 32 % à Québec), il est plausible que cette réalité soit aussi présente dans plusieurs zones urbaines de la province. La raison principale derrière le manque de connaissance à ce niveau serait la rareté d'inventaires forestiers urbains. Cela fait en sorte que peu de données locales sont disponibles pour l'élaboration d'outils de modélisation (*p. ex.* équations allométriques permettant de modéliser la biomasse d'un arbre) représentatifs du territoire. Dans de nombreux cas, le Québec dépend d'ailleurs des outils d'estimations élaborés avec des données provenant d'autres pays, en particulier les États-Unis (Tree Canada, 2019). Les choix de stratégies optimales pour les projets de verdissements au sein des municipalités québécoises restent entourés d'une grande incertitude, laquelle persistera sans doute tant que des outils adéquats ne seront pas développés et mis en application.

La présente revue de littérature vise à établir le portrait des connaissances actuelles, des approches potentielles et des lacunes présentes dans la quantification de l'impact des projets de verdissement sur le bilan carbone des villes. Plus spécifiquement, elle poursuit les objectifs principaux suivants : 1) effectuer un inventaire descriptif des grands principes et méthodes pour quantifier le carbone en

forêts urbaines et contextualiser celui-ci en fonction de ce qui est fait au Québec et 2) faire état des connaissances sur le potentiel de séquestration de carbone des forêts urbaines du Québec, et ce, en fonction de ses différents compartiments de stockage et des différentes essences qui y sont plantées.

5.2. Y a-t-il un consensus sur ce que l'on devrait inclure ou non dans le bilan de carbone des forêts urbaines?

Le carbone stocké par les forêts urbaines ne représente qu'une faible proportion du carbone forestier national canadien (McGovern et Pasher, 2016 ; Pasher et al., 2014). Ces écosystèmes constituent néanmoins le principal puits de carbone naturel en milieu urbain au pays, et peuvent parfois représenter une part importante des stocks de carbone organique en ville (Davies et al., 2011, 2013 ; Pataki et al., 2006). La croissance des arbres urbains serait en moyenne plus rapide qu'en forêt naturelle, leur conférant des taux de séquestrations individuels supérieurs aux individus évoluant en forêts naturelles (Jo et McPherson, 1995 ; Lal et Augustin, 2012 ; Nowak et Crane, 2002).

Malgré un intérêt grandissant pour la séquestration du carbone en forêt urbaine, les bilans de carbone peuvent varier considérablement en fonction des choix de méthodologies et des approches employées. Cela rend souvent la comparaison entre études particulièrement ardue. Ces divergences entre les études scientifiques tirent généralement leur origine la définition même de ce qui constitue une forêt urbaine qui fait souvent l'objet d'une confrontation entre des nécessités pratiques et des considérations théoriques. Concrètement, l'étendue possible des définitions des forêts urbaines dans l'objectif de quantifier leur stock et leur potentiel de séquestration de carbone peut être perçue selon l'axe géospatial et l'axe biophysique (ou biogéochimique). L'axe géospatial concerne la zone géographique pouvant correspondre à une forêt urbaine, alors que l'axe biophysique concerne les entités considérées comme faisant partie intégrante de cette dernière. Dans les deux cas, le consensus scientifique est actuellement beaucoup moins solide pour définir ce qui constitue une forêt urbaine que lorsqu'il est question des forêts dites naturelles. La zone géographique obtenue en définissant les forêts urbaines selon une frontière ou une délimitation administrative d'une municipalité, d'une ville ou d'une « zone urbaine » diffèrera de celle obtenue selon des métriques visant à caractériser la forêt urbaine d'après le couvert forestier ou la densité d'habitants. La première option peut avoir l'avantage d'être plus simple d'application et parfois plus intuitive, alors que la deuxième permettrait de standardiser davantage les bilans de carbone entre les études, rendant leur comparaison plus rigoureuse. Dans tous les cas, cet aspect peut avoir d'importantes répercussions sur les estimations des stocks de carbone. Il a été démontré que la façon dont les zones urbaines sont délimitées peut faire varier significativement les estimations des stocks de carbone contenus dans les forêts urbaines (Raciti et al., 2012).

La définition des forêts urbaines du point de vue écologique est également importante. Théoriquement, un écosystème est formé par l'addition d'un biotope (milieu dont les caractéristiques biogéochimiques sont homogènes) et de la biocénose qu'il contient (ensemble des êtres vivants évoluant au sein d'un biotope). Comme le cycle du carbone transige entre les deux, le choix de les considérer dans la délimitation des forêts urbaines, partiellement ou en partie, peut

avoir des répercussions considérables sur la quantification du carbone stocké et séquestré par ces écosystèmes. En pratique, le terme « forêt urbaine » est presque universellement employé pour faire référence à la végétation et plus particulièrement, aux espèces arborescentes. De même, la plupart des études réalisant des bilans de carbone en forêt urbaine se concentrent généralement sur la biomasse aérienne des arbres (Davies et al., 2011 ; Giannico et al., 2016 ; Kükenbrink et al., 2021 ; Latifah et al., 2021 ; Wilkes et al., 2017). Cette réalité est vraisemblablement due aux contraintes techniques associées à l'inclusion d'autres éléments de la biocénose et du biotope urbain. Par exemple, la minorité d'études incluant la biomasse racinaire dans les estimations de biomasses le fait par allométrie (Russo et al., 2014 ; Spiegel, 2015 ; voir section 4.3 pour plus de détails). Malgré la grande disparité géographique des études, celles-ci utilisent le même rapport de biomasse racine : tige de 0.26 (Cairns et al., 1997) et les équations de Jenkins et al. (2003). En admettant que l'utilisation de ces équations soit valide dans les contextes où elles ont été appliquées, cela suggérerait que la proportion de carbone dans les racines y est non négligeable relativement au compartiment aérien (Spiegel, 2015). De même, ces études se concentrent généralement sur la biomasse vivante de la forêt urbaine, ce qui soulève un questionnement sur la nécessité d'inclure les autres réservoirs de carbone de la forêt urbaine associés à différents stades du cyclage de la matière organique lors de l'évaluation de l'impact de projets de verdissements sur le bilan de carbone local. Dans cet ordre d'idée, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC ou IPCC pour l'abréviation anglaise) découpe le cycle du carbone en six grands réservoirs (IPCC, 2006, voir figure 1), lesquels sont tous compris dans l'équation donnant la valeur du changement des stocks de carbone dans le secteur Agriculture, Foresterie et Autres Utilisations des Terres (AFAUT) :

$$\Delta C_{LU} = \Delta C_{AB} + \Delta C_{BB} + \Delta C_{DW} + \Delta C_{LI} + \Delta C_{SO} + \Delta C_{HWP} \quad (\text{Équation 1})$$

Où ΔC_{LU} est le changement de stock au sein d'une strate (c.-à-d. une sous-division du territoire antérieure à l'échantillonnage et basée sur des données auxiliaires comme l'écotype ou encore les délimitations administratives des forêts) d'une des six catégories d'utilisation des terres du GIEC (c.-à-d. terres forestières, terres cultivées, prairies, zones humides, établissements ou autres terres) et où AB, BB, DW, LI, SO et HWP sont les différents réservoirs de carbone compris dans son cycle, soit respectivement la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le bois mort, la litière, les sols et les produits d'exploitation du bois (Figure 18).

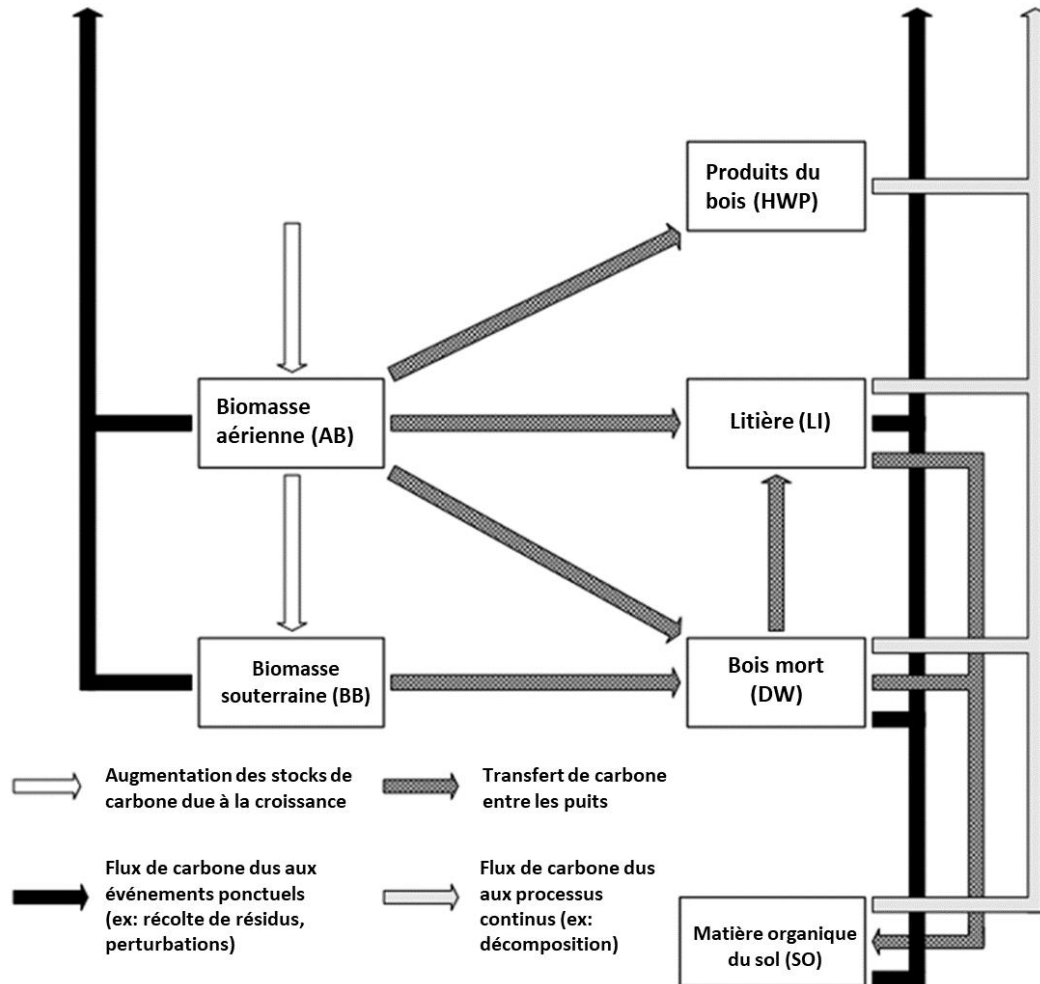


Figure 18. Schéma du cycle du carbone entre les six réservoirs du secteur Agriculture, Foresterie et Autres Utilisations des Terres comme décrit par le GIEC. Figure adaptée de IPCC (2006).

L'inclusion ou non du réservoir de carbone relié aux produits du bois est un bon exemple pour illustrer l'importance d'intégrer une vision plus holistique du cycle du carbone dans la méthodologie de quantifications des stocks et de la séquestration. Entre autres, le réservoir des produits du bois soulève la question de pérennité des stocks de carbone issus de projets de verdissement. La problématique de l'agrite du frêne (*Agrilus planipennis*) en Amérique du Nord est un bon exemple. Depuis que sa présence a été détectée au Québec en 2008, l'importante mortalité des frênes (*Fraxinus* sp.) encourue a mené à plusieurs études de cas à propos de la valorisation du bois du frêne dans différentes municipalités québécoises (*Jour de la Terre, 2020*). Certaines études projettent des pertes économiques importantes à l'échelle nord-américaine dans les décennies à venir dues aux coûts liés au retrait de ces arbres (Cuddington *et al.*, 2018), leur remplacement, de leur traitement ainsi que des « coûts généraux pour la communauté » (McKenney *et al.*, 2012). Les coûts généraux comprennent le temps pris par le personnel d'entretien pour coordonner et mettre en œuvre la réponse à l'invasion, de même que les coûts de communications, de suivi et surveillance ainsi que

les coûts encourus par les opérations pour disposer des débris d'arbres. Dans le même ordre d'idée, des facteurs d'ordre administratif peuvent également impacter significativement la pérennité des stocks de carbone. À Québec, les terrains le long du littoral peuvent être vendus de façon subséquente et à fréquence rapprochée, ce qui peut mettre en péril les plantations réalisées dans le passé et ultimement amoindrir leur contribution aux stocks de carbone urbain (communication personnelle, Jérôme Picard, 2022). Ces études tendent à suggérer que l'inclusion des différents réservoirs du cycle du carbone en forêt urbaine demeure une question complexe requérant non seulement la considération des nombreux facteurs biogéochimiques, mais aussi d'ordre socioéconomique.

5.3. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre : un outil de décision pour choisir les approches méthodologiques

L'estimation des stocks et de la séquestration de carbone en forêt urbaine représente un défi important dont la nature peut varier considérablement entre les villes, les régions, les provinces ou les pays, d'abord en fonction des objectifs spécifiques poursuivis, mais également selon la disponibilité des données et des moyens techniques disponibles pour y parvenir. Comme c'est le cas à travers le Canada (Tree Canada, 2019), de nombreuses municipalités du Québec n'ont pas d'inventaire forestier et de nombreux pays n'ont pas les ressources nécessaires pour réaliser un inventaire forestier national, pourtant nécessaires à la production d'un bilan de carbone forestier (IPCC, 2006). Par conséquent, avant même de se pencher sur les aspects techniques des méthodologies possibles pour quantifier les stocks et la séquestration de carbone par les forêts urbaines d'un territoire donné, il importe de planifier rigoureusement l'approche à préconiser au point de vue des ressources disponibles pour le faire. À cet égard, les lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (IPCC, 2006) constituent une référence incontournable. Cette publication constitue un guide pour orienter les pays qui désirent mener leur inventaire de carbone et de gaz à effet de serre selon l'approche et la méthode la plus adaptée à leur contexte. Bien que cette question y soit abordée principalement à l'échelle nationale et globale, il en demeure que les mêmes problématiques subsistent à des échelles spatiales plus petites, par exemple dans le cas où une province ou une municipalité veut évaluer l'effet de différents projets de verdissement sur le bilan de carbone de son territoire. Compte tenu de l'importance de cette référence internationale, un bref survol des éléments essentiels sera effectué dans la présente section. Plus particulièrement, l'accent sera mis sur le volume 4 de cette publication, qui traite du secteur AFAUT.

Les approches « différence des stocks » et « gain-perte »

Dans ses recommandations (IPCC, 2006), le GIEC décrit deux grandes approches pour estimer les stocks de carbone, nommées « différence des stocks » (ou « stock-change », « stock-difference ») et « gain-perte » (ou « gain-loss »). Ces deux approches diffèrent entre elles par les bases sur lesquelles repose leur raisonnement mathématique.

L'approche « **différence des stocks** » est, comme son nom l'indique, basée sur la mesure du contenu (stock) en carbone d'un réservoir (figure 18) donné à différents points dans le temps. Selon cette approche, la différence moyenne annuelle, des stocks à deux points dans le temps est donnée par :

$$\Delta C = \frac{(C_{t_2} - C_{t_1})}{(t_2 - t_1)} \quad (\text{Équation 2})$$

Où ΔC est le changement ou la différence annuelle de carbone dans le réservoir (tonnes C an⁻¹) et où C_{t_1} et C_{t_2} sont respectivement les stocks de carbone dans le réservoir estimé aux temps t_1 et t_2 . Lorsque plusieurs catégories de territoire ou strates³ sont présentes pour un même réservoir de carbone et que les estimations sont produites par densité de carbone par hectare, les estimations sont multipliées par l'aire occupée par chaque strate pour obtenir le changement total de quantité de carbone pour chaque réservoir. Lorsque cette approche est employée pour une catégorie d'utilisation des terres en particulier (*p. ex.* forêt), il est important que l'aire considérée demeure constante entre t_1 et t_2 dans cette catégorie afin d'éviter de confondre le changement des estimations des stocks avec le changement de superficie lié par exemple à une modification de l'utilisation des terres (IPCC, 2006). De manière générale, cette approche produit de bons résultats lorsque les inventaires forestiers nationaux utilisés pour estimer les stocks de carbone sont rigoureux statistiquement et que la différence entre la biomasse estimée aux différents inventaires est grande (IPCC, 2006).

En contraste avec l'approche « différence des stocks », l'approche « **gain-perte** » n'est pas basée sur l'estimation des stocks à des moments ponctuels, mais est plutôt basée sur des processus se déroulant dans le temps. Selon cette approche, des valeurs de flux de carbone sont attribuées aux différents processus menant à des gains et pertes de carbone dans un réservoir donné. Cela permet ultimement d'estimer la balance nette des additions et retraits de carbone dans un réservoir, donné selon :

$$\Delta C = \Delta C_G - \Delta C_L \quad (\text{Équation 3})$$

Où ΔC est le changement ou la différence annuelle de carbone dans le réservoir (tonnes C an⁻¹) et où ΔC_G et ΔC_L sont respectivement le gain annuel et la perte annuelle en carbone (tonnes C an⁻¹) dans ledit réservoir. Les gains de carbone d'un réservoir donné peuvent par exemple être attribués à la croissance de la végétation (*c.-à-d.* gain de biomasse) ou au transfert de carbone provenant d'un autre réservoir (*p. ex.* « biomasse vivante » vers « biomasse morte »). Les pertes peuvent être attribuées à deux types de processus. Des pertes peuvent premièrement avoir lieu lors d'un transfert de carbone d'un réservoir à un autre. Cela se produit par la mortalité d'arbres suite à la récolte du bois (« biomasse aérienne vivante » vers « biomasse morte » puis vers « produits du bois ») ou suite à des perturbations naturelles (« biomasse aérienne vivante » vers « biomasse morte »). Les pertes dans un réservoir donné peuvent aussi résulter d'émissions de gaz carbonique

³ Sous-division du territoire antérieure à l'échantillonnage basée sur des données auxiliaires comme l'écotype ou encore les délimitations administratives des forêts.

généérées par la décomposition de la matière morte, la combustion de bois ou encore par l'action physiologique des insectes lors d'épidémies (respiration). Compte tenu de la façon dont elle est conçue, l'approche « gain-perte » est particulièrement indiquée lorsque les estimations sont produites par des modèles employant des coefficients de flux de carbone dérivés de la littérature. Cette approche est à préconiser lorsqu'aucun inventaire forestier national n'a été produit ou que celui-ci est insuffisamment complet pour estimer adéquatement les stocks avec l'approche « différence des stocks » (IPCC, 2006 ; McRoberts *et al.*, 2018).

Bien que les approches « différence des stocks » et « gain-perte » ne semblent pas avoir été comparées directement en forêt urbaine, le GIEC soutient qu'elles sont généralement toutes deux également valides (IPCC, 2006). Cette affirmation est appuyée par plusieurs études empiriques ayant comparé, directement (McRoberts *et al.*, 2018) ou indirectement (Magnussen *et al.*, 2014 ; Röhling *et al.*, 2016), les estimations produites par les deux approches en milieux forestiers. McRoberts *et al.* (2018) ont réalisé ce qui semble être la seule comparaison empirique directe entre les estimés produits par chacune des approches. Après avoir estimé les émissions provenant du réservoir de carbone aérien d'une zone de forêt boréale au sud-ouest de la Norvège, les auteurs ont conclu que ces deux approches produisent des estimations semblables, mais que l'approche « différence des stocks » génère une moins grande incertitude. D'autres études comparatives, bien qu'indirectes, ont révélé que la principale source d'incertitude pour l'approche « différence des stocks » résiderait dans la variabilité de l'échantillonnage, alors que pour l'approche « gain-perte », l'incertitude serait principalement générée par le modèle prédictif utilisé (Magnussen *et al.*, 2014 ; Röhling *et al.*, 2016). L'Initiative mondiale pour l'Observation des Forêts quant à elle, tend à privilégier l'approche « gain-perte » puisqu'elle s'avère mieux adaptée pour les pays qui n'ont pas d'inventaire forestier national et que dans tous les cas, cette approche utilise des données au sol qui peuvent provenir d'inventaires forestiers nationaux pour les pays qui en sont dotés (Espejo *et al.*, 2020). Cependant, lorsqu'un inventaire forestier est existant et suffisamment complet, l'approche « différence des stocks » est à privilégier selon le GIEC (IPCC, 2006). En somme, la pertinence de l'une ou l'autre approche réside donc principalement dans la disponibilité des données.

La catégorisation des méthodologies en tiers

En plus des deux approches décrites précédemment, le GIEC définit plusieurs méthodes d'estimations des émissions selon trois tiers, allant du tiers 1, où les méthodes sont les plus simples d'application, au tiers 3, où les méthodes sont les plus sophistiquées, mais aussi les plus exigeantes sur le plan des données et des moyens techniques (IPCC, 2006) (Tableau 7). Pour cette raison, seule l'approche « gain-perte » peut être utilisée au tiers 1, alors qu'aux tiers 2 et 3, les approches « gain-perte » et « différence des stocks » peuvent toutes deux être employées (IPCC, 2003).

Tableau 7. Tableau récapitulatif des méthodes des trois tiers

Méthodes	Types de données utilisées	Méthode Gain-perte	Méthode Différence de stocks	Facilité d'utilisation	Précision et résolution des résultats
Tiers 1	Données génériques provenant du GIEC (paramètres par défaut)	√		+++	+
Tiers 2	Données spécifiques au pays ou à la région d'étude	√	√	++	++
Tiers 3	Modèles plus complexes reposant sur des inventaires plus exhaustifs, adaptés aux conditions de l'aire d'étude et présentant des répétitions dans le temps	√	√	+	+++

Le tiers 1 est parfois référé comme méthodologie par défaut du fait que les méthodes qui y sont catégorisées sont simples d'applications. Elles peuvent donc être appliquées par n'importe quel pays (IPCC, 2003). Bien qu'elles nécessitent des données d'activité spécifiques à un pays particulier, ces données sont généralement accessibles par l'intermédiaire de bases de données globales. Ces méthodes utilisent aussi des paramètres et des équations par défauts qui eux, sont fournis par le GIEC (IPCC, 2006). Pour les forêts urbaines, les méthodes de tiers 1 présument que le bilan net des pertes et les gains de carbone contenus dans la biomasse sont constants. Ce tiers n'est donc pas approprié dans les zones où les forêts urbaines occupent une proportion importante et où il est attendu que cette proportion augmente. Dans un tel cas, les méthodes du tiers 2 et 3 sont requises (IPCC, 2006, voir chapitre 8). L'une des plateformes employant une méthodologie de tiers 1 est la suite de logiciels InVEST (Zaks, 2019), qui est utilisée pour modéliser et quantifier les biens et services produits par les écosystèmes desquels dépendent les populations humaines, dont la séquestration de carbone.

Le tiers 2 regroupe des méthodes qui requièrent l'utilisation de données spécifiques au pays ou à la région considérée pour représenter les catégories d'utilisation des terres les plus importantes (IPCC, 2006, chapitre 1 ; McRoberts *et al.*, 2018). Les données spatiotemporelles et d'activité sont généralement caractérisées par une résolution plus fine et les données d'activités sont davantage détaillées que les méthodes du tiers 1 (IPCC, 2006, chapitre 1). Autrement, les méthodologies du tiers 2 suivent les mêmes principes de base que celles du tiers 1 (IPCC, 2006, chapitre 1 ; McRoberts *et al.*, 2018). Lorsqu'appliqué aux forêts urbaines, le tiers 2 se divise en deux méthodologies pour le calcul de la biomasse vivante, soit le tiers 2a, basé sur le couvert de la canopée (*c.-à-d.* l'aire couverte par la couronne des arbres), et le tiers 2b, basé sur la croissance des plantes individuelles (IPCC, 2006, voir chapitre 8, section 8.2.1.1).

Selon le tiers 2a (couvert de canopée), le taux d'incrémentation de la biomasse se calcule comme suit :

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} AT_{i,j} * CRW_{i,j} \quad (\text{Équation 4})$$

Où ΔC_G est l'accumulation annuelle de carbone attribuée à l'incrémentation de biomasse (t C année⁻¹), AT_{ij} est l'aire totale (ha) occupée par les couronnes des plantes de classe i des espèces ligneuses pérennes de type j et CRW_{ij} est le taux de croissance, basé sur les couronnes des individus des plantes de classe i des espèces ligneuses pérennes de type j (t carbone * couvert de couronne⁻¹ * année⁻¹). Les types correspondent principalement à « arbre », « arbuste » ou « herbacée » et peuvent être définis de la façon dont chaque pays juge la plus appropriée, et ces types peuvent être divisés en classe en fonction de données diverses pouvant être relatives aux espèces, à la zone climatique, à la saisonnalité, etc.. Cette méthode est préconisée lorsque les données d'aire de couronnes sont disponibles pour les espèces pérennes et leur classe.

Selon le tiers 2b (croissance individuelle), le taux d'incrémentation de la biomasse se calcule comme suit :

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} NT_{i,j} * C_{i,j} \quad (\text{Équation 5})$$

Où ΔC_G est l'accumulation annuelle de carbone attribuée à l'incrémentation de biomasse (t carbone * année⁻¹), NT_{ij} est le nombre d'individus de classe i et de type d'espèce pérenne j et C_{ij} correspond à l'accumulation annuelle moyenne de carbone par classe i de type d'espèce pérenne j (t carbone * année⁻¹ par individus). Cette méthode est préconisée lorsque les données sur le nombre de plantes ligneuses par classe et type d'espèces sont disponibles.

Les méthodes du tiers 3 peuvent être basées sur les tiers précédents (IPCC, 2006, chapitre 8), mais comprennent des modèles plus complexes et des données d'utilisation des terres de résolution plus fines (McRoberts *et al.*, 2018). À ce stade, les modèles et les inventaires sont plus exhaustifs (âge des arbres, type de sol, utilisation des terres, etc.), adaptés aux circonstances nationales, répétés systématiquement dans le temps et peuvent souvent être spatialement explicites ainsi que faire l'objet d'évaluation de qualité à intervalles réguliers (IPCC, 2006, chapitre 1). Pour le calcul de la biomasse vivante, les méthodes de ce tiers nécessitent l'utilisation de facteur d'expansion de biomasse spécifique aux forêts naturelles. Comme ces facteurs d'expansion ne s'appliquent pas aux forêts urbaines, le GIEC recommande plutôt, pour les arbres individuels, l'utilisation d'équations allométriques ajustées pour les milieux ouverts lorsque l'approche « différence des stocks » est utilisée (IPCC, 2006, chapitre 8). Cependant, depuis la publication des recommandations du GIEC, les équations allométriques générées à partir de données directement issues de milieux urbains sont de plus en plus disponibles dans certains pays et régions, notamment au Canada et au Québec (Grenier-Héon, 2022 - projet en cours ; Peper *et al.*, 2014 ; Wood et Dupras, 2021). Dans ces cas, l'emploi d'équations conçues spécifiquement pour les régions inventoriées est possible, ce qui s'avère une option donnant des résultats plus près de la réalité.

5.4. Méthodes d'estimations des stocks de carbone contenus dans la biomasse aérienne des forêts urbaines

Cette section se concentre surtout sur le réservoir de la biomasse aérienne des arbres, étant donné que les autres réservoirs sont actuellement très peu documentés. En effet, très peu d'équations sont disponibles pour calculer la biomasse des racines par espèce (*p. ex.* Falster *et al.*, 2015), et aucune équation de biomasse souterraine ne semble avoir été publiée pour les milieux urbains. De plus, bien que les équations allométriques pour déterminer la biomasse des racines consistent en une approche valide, celle-ci ne s'avère généralement pas pratique pour une application à large échelle (Mokany *et al.*, 2006). Typiquement, l'estimation de la biomasse souterraine en forêt est plutôt réalisée en multipliant la biomasse aérienne par un facteur de conversion correspondant au ratio de la biomasse souterraine sur la biomasse aérienne, pour un type de végétation spécifique. Dans les forêts tempérées et boréales, le GIEC (voir la table 4.4 dans IPCC, 2006) recommande certains facteurs de conversion en particulier (Li *et al.*, 2003 ; Mokany *et al.*, 2006). Par défaut, i-Tree Eco utilise le facteur de conversion de Cairns *et al.* (1997), d'une valeur de 0.26, abondamment utilisé internationalement. Comme il s'agit d'une moyenne globale, cette méthode ne considère pas la variabilité de l'allocation aux racines pouvant être observées entre les espèces ou entre différents environnements de croissance. Ainsi, les méthodes de tiers 2 (IPCC, 2006), employées notamment par Pasher *et al.* (2014) et McGovern et Pasher (2016), ne peuvent que produire des estimations combinées de la biomasse aérienne et souterraine (Tree Canada, 2019). De plus, seules les

méthodes de tiers 3 permettent d'estimer les stocks de carbone organique des sols. Comme les méthodes utilisées jusqu'à présent sont de tiers 2, le potentiel de stockage et d'assimilation de carbone par les sols des forêts urbaines du Québec demeure largement inconnu, du moins pour celles rendues publiques par ECCC.

En ce qui concerne la biomasse aérienne des forêts urbaines, de nombreuses méthodes peuvent être employées pour estimer les stocks de carbone. Bien que parmi celles développées en forêts naturelles, certaines soient transposables aux milieux urbains, plusieurs ne sont pas envisageables ou encore ardues à appliquer en raison des contraintes inhérentes à ces mêmes milieux (*p. ex.* échantillonnages destructeurs, voir la prochaine section). Au Québec, comme dans beaucoup d'autres régions du Canada et du monde, le manque de données sur les forêts urbaines représente une contrainte majeure. Beaucoup de municipalités n'ont pas d'inventaire forestier et lorsqu'existant, celui-ci demeure souvent fragmentaire. Le manque d'accès aux terrains privés peut aussi entraver le mesurage des arbres sur le terrain. En raison de ces contraintes, le potentiel qu'offrent les méthodes ayant recours à la télédétection pour l'estimation du carbone des forêts urbaines attire de plus en plus l'intérêt des gouvernements et des municipalités et fait l'objet de recherches très actives. Ces méthodes constitueront sans doute une partie importante des protocoles d'inventaires forestiers urbains dans les décennies à venir.

Tableau 8. Tableau récapitulatif des différentes approches d'estimation des stocks et de taux de séquestration de carbone dans la biomasse aérienne décrites dans la revue de littérature

	Fonctionnement	Quel tiers utilise ces méthodes?	Directe(+)/ Indirecte(-)	Avantages	Inconvénient	Exemple
Échantillonnage destructif	Abattage d'arbres pour en mesurer subséquemment la biomasse et en déduire les stocks de carbone	aucun	++	Précision	Mal adapté au contexte urbain	(Tanhuanpää <i>et al.</i> , 2017)
Estimation directe par télédétection	Biomasse et contenu en carbone estimés par facteurs de conversion à partir de la volumétrie de l'arbre	2	+	Indépendant des équations allométriques	Nécessite plusieurs facteurs de conversion pouvant ajouter de l'incertitude	(Kükenbrink <i>et al.</i> , 2021)
Équations allométriques	Modèle mathématique reliant la biomasse de l'arbre à des variables tel son DHP	2-3	-	Efficace pour application à larges échelles	Leur développement est coûteux en ressources et en temps	(Pasher <i>et al.</i> , 2014, 2014 ; Peper <i>et al.</i> , 2014 ; Wood et Dupras, 2021)
Modèles complets de simulation	Modèle mécanistique exhaustif des forêts urbaines. Ex. i-Tree	2-3	--	Outil puissant, permet de tester différents scénarios	La précision des résultats dépend de la qualité et de la quantité des données entrantes et de la précision des modèles.	(Pelorosso <i>et al.</i> , 2017 ; Rötzer <i>et al.</i> , 2019 ; Wood et Dupras, 2021)

Afin de bien cerner les différentes méthodes actuelles de quantifications des stocks et de séquestrations de carbone par la forêt urbaine et d'en faire ressortir les différences importantes, celles-ci peuvent être placées le long d'un continuum allant de la plus directe à la plus indirecte, similairement à la catégorisation employée par Disney *et al.* (2018). Les méthodes dites directes sont celles où les mesures et les estimations sont effectuées empiriquement pour chaque individu. Les données peuvent être échantillonnées directement sur le terrain ou encore par télédétection. À l'extrême des méthodes directes se retrouve l'échantillonnage destructif, suivi par les méthodes d'estimations directes par télédétection. Les méthodes indirectes se différencient des méthodes directes par le fait qu'elles ont recours à des extrapolations à partir d'une quantité limitée de données, généralement en employant des équations allométriques (détails plus bas). Dépendamment des objectifs spécifiques de quantification du carbone visés, les méthodes peuvent être plus ou moins sophistiquées. Les méthodes les plus sophistiquées ont recours à la modélisation exhaustive des forêts urbaines par simulation, comme la suite de logiciels i-Tree (USDA Forest Service, 2006). Dans l'ensemble, les méthodes diffèrent donc principalement entre elles par leur niveau de complexité, la précision et la robustesse des estimations qu'elles produisent de même que par leur degré d'applicabilité à large échelle. Le choix d'une méthode dépend des contraintes généralement retrouvées en contexte urbain, mais aussi de la disponibilité de données d'inventaires et des moyens techniques pour réaliser l'échantillonnage et les estimations.

Méthode directe par échantillonnage destructif

L'échantillonnage destructif, comme son nom le suggère, implique l'abattage d'arbres pour en mesurer subséquemment la biomasse et toutes autres propriétés d'intérêts. Il s'agit de la méthode la plus directe pour estimer le carbone contenu dans les arbres, en ce sens qu'elle implique un minimum de conversion de mesure (*p. ex.* volume converti en biomasse, biomasse convertie en masse de carbone). Pour cette raison, cette méthode a l'avantage de minimiser l'incertitude générée entre la prise de mesures et les estimations produites. Ces dernières, lorsque réalisées par échantillonnage destructif, sont donc généralement dotées d'une meilleure précision que les méthodes indirectes, ce qui s'avère vraisemblablement le principal avantage relié à l'emploi de ces méthodes en comparaison aux méthodes indirectes (Yang *et al.*, 2022). En contrepartie, cette méthode s'avère être la moins adaptée en contexte urbain, notamment en raison de sa nature destructive, et est donc limitée à de petites zones (Boukili *et al.*, 2017 ; Yang *et al.*, 2022). Également, cette méthode est particulièrement coûteuse en ressources monétaires et en temps (Yang *et al.*, 2022). Il peut donc être avantageux d'appliquer cette méthode lorsque l'abattage des arbres est réalisé pour d'autres raisons. Dans le cas des forêts urbaines, cela peut par exemple être le cas lorsque les arbres de rues dépérissent et finissent par présenter un trop grand risque pour la population. Dans l'ensemble, cette méthode présente des contraintes importantes et est donc généralement intégrée au sein d'autres méthodes indirectes, le plus souvent en forêts naturelles, pour élaborer des équations allométriques de biomasse (Yang *et al.*, 2022) ou encore à des fins de validation (Disney *et al.*, 2018) ou d'entraînement de modèles (Momo Takoudjou *et al.*, 2018).

Estimation directe par télédétection (lidar)

L'utilisation de données obtenues par télédétection, plus particulièrement les données lidar (*Light Detection and Ranging*), est une autre avenue possible pour estimer directement les stocks de carbone contenu dans les arbres. À noter que d'autres méthodes de télédétection pertinentes pour cette quantification existent et peuvent être utilisées en combinaison ou non avec le lidar, comme l'imagerie hyperspectrale (Raciti *et al.*, 2014) et la photogrammétrie par capteur optique (Lin *et al.*, 2022). Toutefois, la présente section se concentrera sur les méthodes reposant uniquement sur l'utilisation du lidar.

La technologie lidar permet de caractériser des objets ou des environnements en trois dimensions sous forme de nuages de points, à partir desquels des formes 3D ou de multiples plans 2D peuvent être modélisés par diverses méthodes algorithmiques. En connaissant la densité des objets modélisés, leur masse peut ensuite être calculée. Suivant ce principe, lorsque la biomasse totale d'un arbre est estimée, son contenu en carbone peut être obtenu grâce à un facteur de conversion ($\text{g C} \cdot \text{g biomasse}^{-1}$). Généralement, seule la biomasse aérienne est estimée de cette façon. L'emploi de cette méthode pour l'estimation de la biomasse souterraine est ardu et peut impliquer le recours à l'échantillonnage destructif, en plus d'autres étapes coûteuses en ressource et en temps comme le nettoyage de l'intégralité du système racinaire (Smith *et al.*, 2014). En somme, l'estimation directe des stocks de carbone aérien d'une forêt urbaine par télédétection consiste en la répétition de quatre principales étapes pour chaque arbre individuel, soit 1) l'acquisition de nuages de points, 2) l'individualisation des arbres par segmentation des nuages de points, 3) la modélisation 3D de la volumétrie des arbres segmentés, 4) l'estimation du contenu en carbone des arbres à partir de leur modélisation 3D. Différentes approches peuvent être employées pour chacune des étapes, lesquelles seront abordées ci-bas.

La première étape, l'acquisition de nuages de points, peut s'effectuer avec différents types de lidar ou en combinant ces derniers. Le choix du ou des dispositifs employés peut dépendre des objectifs poursuivis par l'échantillonnage, les ressources disponibles et la précision souhaitée. Généralement, cinq types de lidar sont distingués, soit le lidar terrestre, fixé au sol par un trépied ; le lidar mobile, fixé sur une voiture (ou transporté par une personne en sac à dos) ; le lidar aérien fixé sur drone ou sur un véhicule aérien sans pilote encore sur un aéronef piloté, ainsi que le lidar spatial ou satellitaire, fixé sur un satellite en orbite autour de la Terre. L'acquisition de nuages de points au lidar terrestre s'avère être l'approche la plus précise, mais est également une méthode plus lente en raison de la nécessité d'effectuer des scans à partir de multiples endroits à l'intérieur d'une même zone afin de compenser pour l'occlusion (Brede *et al.*, 2019), qui est particulièrement amplifiée par la présence du feuillage des arbres. Wilkes *et al.* (2017) ont estimé que l'acquisition de nuages de points par lidar-t sur une zone d'un hectare de forêt naturelle pouvait prendre de 3 à 6 jours pour une équipe expérimentée. En comparaison au lidar terrestre, le lidar mobile et le lidar sur drone (ou sur véhicule sans pilote) ont l'avantage d'être significativement plus efficaces en termes de couverture spatiale du territoire. Ces deux dispositifs comportent cependant plusieurs contraintes. La précision spatiale des nuages de points générés au lidar sur drone, compte tenu de l'altitude d'opération, est grandement fonction de sa précision d'orientation dans l'espace. Similairement au lidar satellitaire, la position et l'orientation du lidar sur drone doivent être

calculées plusieurs fois par seconde pour atteindre une précision spatiale des nuages de points suffisante (Brede *et al.*, 2019). L'occlusion est également une contrainte importante pour le lidar sur drone. Du point de vue aérien de cet appareil, la proportion occluse de la canopée comprise entre 0 et 25 mètres du sol peut atteindre jusqu'à 71 % en forêt tempérée (Schneider *et al.*, 2019). L'occlusion peut toutefois être presque entièrement éliminée en combinant le lidar terrestre et le lidar sur drone (Schneider *et al.*, 2019). En raison de la vulnérabilité du lidar sur drone aux forts vents et aux précipitations, sa capacité de vol est davantage conditionnée par les conditions météorologiques que le lidar sur aéronef. De plus, un problème potentiel pouvant faire entrave à l'emploi du lidar sur drone vient des restrictions administratives liées aux autorisations de survol des zones urbaines. En ce sens, le lidar sur aéronef peut s'avérer davantage adapté aux zones urbaines, et est déjà employé en combinaison avec le lidar mobile et le lidar terrestre pour cartographier les arbres en ville (Holopainen *et al.*, 2013).

Une fois les nuages de points des sites d'intérêts acquis, la deuxième étape consiste à segmenter (*c.-à-d.* isoler, individualiser) les arbres en nuages de points distincts. Cela peut se faire directement sur les nuages de points 3D (Douillard *et al.*, 2011 ; Nguyen et Le, 2013), et ce de façon manuelle via des logiciels comme CloudCompare (EDF, 2020) ou encore algorithmiquement (Grilli *et al.*, 2017). Autrement, cette segmentation peut également être effectuée en utilisant de multiples plans 2D sous forme de rasters (Kaijaluoto *et al.*, 2022). Bien que les paragraphes qui suivent se concentrent sur la méthode utilisant directement les nuages de points 3D, des variables dérivées en rasters 2D peuvent également être employées pour l'estimation de la biomasse (Puliti *et al.*, 2018 ; Tompalski *et al.*, 2015).

La modélisation 3D de la volumétrie des arbres, troisième étape du processus de l'estimation directe des stocks de carbone par télédétection, peut, elle aussi, se réaliser selon différentes méthodes. Les plus simples consistent à modéliser l'arbre en se concentrant exclusivement sur le tronc, ou encore en modélisant la couronne en une seule forme géométrique simple (Disney *et al.*, 2018 ; Hopkinson *et al.*, 2004 ; Thies *et al.*, 2004). Les modèles quantitatifs structuraux (QSM) s'avèrent être une solution plus sophistiquée, offrant davantage de possibilités quant à l'information pouvant être extraite des modèles 3D des arbres. Ils correspondent à la méthode la plus précise pour ce faire (Disney *et al.*, 2018 ; Thies *et al.*, 2004). Ce type de modèle consiste en une reconstruction 3D de la partie aérienne de l'arbre à partir des nuages de points des arbres individuels. La reconstruction se fait au moyen d'algorithmes qui génèrent des formes géométriques de base, généralement des cylindres ou des surfaces maillées et tessellées, et les font correspondre de manière optimale au nuage de points (Disney *et al.*, 2018), qui est le plus souvent issu du lidar terrestre, mais peuvent aussi être issues des autres types de lidar (*p. ex.* lidar-d, Ye *et al.*, 2019) ou une combinaison entre ceux-ci (*p. ex.* Raciti *et al.*, 2014 ; Wilkes *et al.*, 2018). À l'heure actuelle, la validation de QSM issue de données acquises avec le lidar mobile fait l'objet d'investigations actives (Vandendaele *et al.*, s. d.), considérant notamment les nouvelles possibilités d'applications en foresterie urbaine. L'utilisation de ces modèles sur de grandes étendues spatiales requiert cependant de connaître les espèces échantillonnées. En pratique, cela ne peut être réalisé que de façon automatisée via les données acquises par télédétection avec des méthodes sophistiquées. Plusieurs revues de littérature ont été faites récemment sur ce champ d'études (*p. ex.* Alonzo *et al.*, 2016 ; Bienert *et*

al., 2018 ; Fassnacht *et al.*, 2016 ; Liu *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2021 ; White *et al.*, 2016). Elles ne seront donc pas couvertes dans le présent document.

Plusieurs de ces modèles QSMs ont été développés jusqu'à maintenant, lesquels ont été implantés dans différentes plateformes. Deux QSM, TreeQSM (Raumonen *et al.*, 2013) et SimpleTree (Hackenberg *et al.*, 2015a, 2015b) sont déjà régulièrement utilisés et leur emploi avec des données de lidar terrestre est actuellement validé. TreeQSM exige l'utilisation de MathLab. Un autre QSM développé durant la même période, PypeTree (Delagrangé *et al.*, 2014), se différencie par son approche plus simple (Fan *et al.*, 2020a). Enfin, deux autres QSM, AdTree (Du *et al.*, 2019) et AdQSM (Fan *et al.*, 2020b), ont également été développées récemment dans le but d'améliorer la précision des mesures fournies. Une description sommaire des différents modèles est notamment accessible via Fan *et al.* (2020a).

Enfin, une fois le volume des arbres estimés par modélisation de la volumétrie, la quatrième étape du processus consiste à estimer le carbone contenu dans les arbres. Ceci peut être effectué en utilisant des facteurs de conversion tenant compte de la densité du bois et du contenu en carbone retrouvé par unité de masse. Cette démarche est relativement simple lorsque les données requises sont disponibles. Le volume est d'abord converti en biomasse en le multipliant par la densité basique du bois. À noter que plusieurs facteurs de conversion actuellement disponibles ne considèrent que le bois et excluent les autres compartiments de l'arbre telles les feuilles, l'écorce, les fines branches et les racines. Cette étape peut cependant générer une source d'incertitude importante dans les estimations des stocks de carbone puisque la densité basique du bois est connue pour varier entre les espèces, mais également entre les régions pour une même espèce (Disney *et al.*, 2018) et à l'intérieur d'un même arbre (Wassenberg *et al.*, 2015). Pour pallier l'incertitude due à la variation de densité intra-individuelle, les QSM peuvent être utilisés pour vérifier la sensibilité des estimations de biomasse à la variation de la densité du bois en faisant varier la densité du bois en fonction de la hauteur, du diamètre, l'ordre d'embranchement et le diamètre des branches (Disney *et al.*, 2018). Une fois la biomasse ligneuse de l'arbre estimée, celle-ci est convertie en contenu de carbone par un deuxième facteur de conversion correspondant à la fraction de carbone par unité de biomasse. Bien que des facteurs globaux soient fournis par le GIEC selon les types de forêts (IPCC, 2006, voir tableau 4.3), il semble qu'aucun facteur spécifique aux arbres des forêts urbaines ne soit pour le moment disponible.

Mesures indirectes utilisant des équations allométriques

Les équations allométriques sont un élément clé pour l'estimation des stocks et des taux de séquestration de carbone des arbres (Latifah *et al.*, 2021). Toutes les méthodes d'estimation dites indirectes, c'est-à-dire celles qui n'impliquent pas de mesurer le volume des arbres de l'aire d'étude, requièrent leur utilisation. De fait, ces équations sont généralement dites indispensables à l'estimation de la biomasse des arbres individuels et des forêts (Shi et Liu, 2017). L'allométrie, terme introduit par Huxley et Teissier (1936), désigne au sens large, l'étude de la variation des caractéristiques d'un organisme en fonction de la taille d'une ou plusieurs de ses parties ou encore de sa taille corporelle totale (Shingleton, 2010). Typiquement, les relations allométriques sont exprimées selon une loi de puissance :

$$Y = aX^b$$

(Équation 6)

Où une caractéristique de l'organisme à prédire, Y , est liée à la taille d'un organisme ou à l'une des parties de ce même organisme, X , par deux paramètres, a et b , correspondant respectivement à une constante de normalisation propre à l'organisme et à l'exposant allométrique de la relation, aussi appelé coefficient allométrique lorsque l'équation 6 est mise sous sa forme logarithmique (Shingleton, 2010) :

$$\log(Y) = b \log(X) + \log(a)$$

(Équation 7)

En foresterie, les équations allométriques sont le plus souvent déterminées par des modèles statistiques prenant fréquemment la forme de régressions prédisant les caractéristiques d'intérêt d'un arbre ou d'une forêt qui sont difficiles à mesurer (p. ex. biomasse, surface foliaire, taux photosynthétiques). La variable prédictive de ces modèles est généralement choisie pour son accessibilité et correspond le plus souvent à la taille d'un arbre exprimée en diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ou encore la hauteur.

Pour la quantification du carbone en forêt urbaine, les équations allométriques sont le plus souvent employées pour prédire le volume ou la biomasse totale des arbres. Par la suite, des facteurs de conversion pour la densité du bois et son contenu en carbone – tel qu'utilisé lors d'estimation directe à l'échelle individuelle avec le lidar – sont appliqués afin d'obtenir le stock estimé de carbone. La plupart des équations n'incluent que la biomasse aérienne, alors qu'un autre facteur de conversion, relié au ratio entre les biomasses aérienne et souterraine, est utilisé pour estimer la biomasse totale de l'arbre (voir section 2).

L'allométrie des arbres est modulée par de nombreux facteurs, notamment certains traits fonctionnels (Gray *et al.*, 2019) comme la tolérance à l'ombre (Dutilleul *et al.*, 2015 ; Franceschini et Schneider, 2014 ; Gray *et al.*, 2019), les interactions intra et interspécifiques (del Río *et al.*, 2019 ; Forrester *et al.*, 2017) ainsi que plusieurs facteurs environnementaux reliés aux conditions de croissances (Dutcă, 2019 ; Franceschini *et al.*, 2016 ; Kim *et al.*, 2020 ; Motallebi et Kangur, 2016). Cette grande variabilité de l'allométrie des arbres est reflétée – causalement ou non – par la variété de formes mathématiques pour modéliser les relations allométriques. Celles-ci peuvent être constituées relativement simplement ou de façon très complexe. Certaines comportent beaucoup plus de paramètres que la loi de puissance (équation 6), qui reste pourtant l'équation la plus citée pour définir les relations allométriques. Beaucoup de ces formes mathématiques sont remises en question. La simplicité de certaines peut être critiquée, car elles ne peuvent pas couvrir l'éventail de mécanismes biologiques en cause. Toutefois, les équations plus complexes peuvent aussi être critiquées parce que leur application et leur interprétation peuvent être difficiles (Sileshi, 2014). Ce type de questionnement fait l'objet de recherches très actives (Mascaro *et al.*, 2014 ; Niklas, 2004 ; Packard, 2013 ; Picard *et al.*, 2015 ; Sileshi, 2014, 2015 ; Zhou *et al.*, 2021) et témoigne de l'importance de la réflexion qui doit être faite a priori sur le choix de formes mathématiques pour modéliser les relations allométriques.

Le développement d'équations allométriques pour les arbres urbains du Canada n'a débuté de façon significative que très récemment (Wood et Dupras, 2021) et reste relativement embryonnaire

par rapport à ce qui est nécessaire pour améliorer les standards de précision des estimations de stocks à l'échelle provinciale ou nationale. Mis à part une étude de simulation récente (Wood et Dupras, 2021), les estimations actuelles ont toutes été réalisées indirectement, soit par l'intermédiaire d'équations allométriques basées sur des observations de densité de bois et de taux de croissance provenant de forêts urbaines des États-Unis ou de forêts naturelles (Pasher *et al.*, 2014). Cela augmente considérablement l'incertitude associée aux estimations produites. Par exemple, la dynamique de croissance des forêts naturelles est susceptible d'être significativement différente de celle observée en contexte urbain, où les conditions peuvent induire des patrons de croissance et des architectures des branches beaucoup plus variables qu'en forêts naturelles (McHale *et al.*, 2009). Par ailleurs, les équations provenant des milieux naturels et développées dans le cadre d'aménagements forestiers traditionnels sont majoritairement soutenues par des motivations économiques ou opérationnelles. Conséquemment, elles se concentrent sur la prédiction du volume marchand (tronc et branches principales) de la biomasse ligneuse aérienne (*p. ex.* Lambert *et al.*, 2005) et sont généralement produites pour les essences commerciales uniquement (*p. ex.* Ouellet, 1983). Ces équations ne sont donc pas entièrement représentatives de la diversité des espèces retrouvées dans les milieux urbains où l'on retrouve souvent des espèces exotiques.

À ce jour, seulement deux publications rapportent des équations allométriques pour les arbres urbains en sols canadiens (Peper *et al.*, 2014 ; Wood et Dupras, 2021). Les équations de Peper *et al.* (2014) n'incorporent que deux essences du genre *Fraxinus*. En comparaison, les équations développées par Wood et Dupras (2021), réalisées à partir de données empiriques récoltées dans la ville de Québec, sont propres à 70 essences typiques des milieux urbains. Ces équations constituent donc la source principale d'information sur l'allométrie des arbres urbains du Québec et représentent un progrès majeur pour l'amélioration de l'exactitude des estimations de bilan de carbone. On y retrouve des équations de diverses formes (linéaire, quadratique, semi-log et log-log) permettant de prédire la hauteur totale (Ht), la hauteur de la base de la couronne ou encore le diamètre de couronne à partir du diamètre à hauteur de poitrine (DHP), par exemple :

$$Ht_{Acer\ platanoides\ 'Pond'} = 2,83794 + 0,2761 * DHP_{Acer\ platanoides\ 'Pond'} \quad (\text{Équation 8})$$

$$Ht_{Acer\ rubrum} = -7,6966 + 6,3996 * \log(DHP_{Acer\ rubrum}) \quad (\text{Équation 9})$$

$$\log(Ht_{Abies\ balsamea}) = -0,10493 + 0,7945 * \log(DHP_{Abies\ balsamea}) \quad (\text{Équation 10})$$

Elles ne sont toutefois pas dépourvues de limitations et plusieurs améliorations sont encore possibles. Entre autres, les arbres ont été échantillonnés avec des méthodes conventionnelles sur le terrain, et ce, sans avoir recours à des méthodes destructrices, leur volume n'a pu être mesuré directement sur le terrain pour une éventuelle validation d'équations allométriques de volume. Par conséquent, les équations développées ne donnent pas le volume des arbres à partir des valeurs connues de leur diamètre à hauteur de poitrine (DHP). L'estimation de la biomasse aérienne des arbres à l'aide de ces équations doit donc nécessairement se faire en employant des étapes intermédiaires d'approximations qui engendrent potentiellement une incertitude additionnelle par rapport à des méthodes plus directes. D'autre part, ces équations ne permettent pas de distinguer

l'effet des sites de croissances, facteur pouvant se révéler particulièrement important en ville du fait qu'ils peuvent faire varier les patrons d'allocation de ressources de façon substantielle. De fait, l'allométrie très variable des arbres urbains a notamment été attribuée à la variété des conditions de croissances en ville (McHale *et al.*, 2009). Une démonstration relativement directe de cette réalité a été réalisée par Mchale *et al.* (2009). Les auteurs ont démontré que la moyenne des estimations des équations allométriques de biomasse des forêts naturelles et urbaines est généralement rapprochée, mais les valeurs prédites sont beaucoup plus variables pour les équations allométriques issues d'arbres urbains. Pour un même DHP, cette étude rapporte des valeurs prédites de biomasse pour les équations issues du milieu urbain jusqu'à trois fois plus élevées que les estimations issues du milieu naturel. Cette différence serait surtout observée pour les arbres de grand DHP et pourrait être réduite en travaillant à des échelles spatiales plus fines et permettant de discriminer les milieux de croissance (McHale *et al.*, 2009).

Le lidar est une avenue à fort potentiel en ce qui a trait au développement d'équation allométrique. Par exemple, l'emploi de cette technologie pour l'échantillonnage des arbres ouvre la voie au développement et à la validation d'équations allométriques de volumes aériens, permettant potentiellement d'éliminer l'incertitude engendrée par des approximations intermédiaires comme celles mentionnées en rapport à l'utilisation d'i-Tree dans la section suivante. Les conclusions de la revue de littérature de Disney *et al.* (2018) confirment cette affirmation : les auteurs soulèvent en effet que le lidar terrestre peut contribuer à réduire plusieurs sources d'incertitudes clés des estimations produites par allométrie, notamment en ce qui a trait à la forme des arbres, au biais de l'échantillonnage des tailles, cela en plus d'offrir une meilleure capacité de quantification de l'erreur due à la densité du bois et de la forme des équations.

Mesures indirectes utilisant des modèles comprehensifs et des simulations

L'analyse dite exhaustive des forêts urbaines est souvent réalisée par des modèles capables de simuler des forêts urbaines passées, présentes et futures. En utilisant des données d'inventaire forestier comme intrant, ces modèles permettent de quantifier la structure, les fonctions ainsi qu'un large éventail de bénéfices des arbres urbains (Cowett, 2014 ; McPherson, 2010 ; Yang *et al.*, 2022). Plusieurs modèles sont déjà utilisés et d'autres sont en développement. Ces modèles peuvent être grossièrement classés en deux catégories, soit 1) les modèles généralistes, par exemple ENVI-met (ENVI-met GmbH, 2021), et 2) les modèles spécifiques aux forêts urbaines, comme i-Tree (USDA Forest Service, 2006), CityTree (Rötzer *et al.*, 2019), OpenFoam (OpenCFD Ltd, 2004), PANDORA (Pelorosso *et al.*, 2017) ou encore le modèle de Bartsch *et al.* (1985). Comme i-Tree demeure de loin le modèle le plus utilisé pour les analyses des forêts urbaines (Lin *et al.*, 2019), notamment au Québec, les paragraphes qui suivent se concentreront principalement sur celui-ci. Autrement, un portrait exhaustif et détaillé de ces modèles peut être consulté via Lin *et al.* (2019).

i-Tree consiste en une suite de logiciels revue par les pairs et développée principalement par le United States Agricultural Department (USDA) Forest Service. Cette suite de logiciels est constituée de multiples sous-modèles, dont deux importants, i-Tree Streets et i-Tree Eco, et estiment les services rendus par les arbres à l'aide de données sur les taux de croissance (issus d'un autre sous-modèle : Forecast), d'équations allométriques pour la biomasse et de caractéristiques de la

couronne des différentes espèces (Yang *et al.*, 2022). i-Tree Eco procure également un protocole standardisé pour la collecte de données dans le but d'estimer les services des forêts urbaines (Tree Canada, 2019). Ce modèle a été employé comme outil décisionnel en ce qui a trait aux patrons de plantation d'arbres urbains (McPherson *et al.*, 2011) – notamment à Montréal (Pilon, 2019) – et des plans d'aménagement des forêts urbaines en général (Leff, 2016). Il a également été employé pour informer sur des problématiques environnementales de régulations (Nowak *et al.*, 2014), évaluer différents compromis entre les types de services produits par les forêts urbaines (Bodnaruk *et al.*, 2017) – notamment au Québec (Wood et Dupras, 2021), ainsi que pour d'autres usages (Lin *et al.*, 2021). Bien qu'i-Tree soit abondamment utilisé, l'incertitude associée aux estimations produites par ce modèle est restée relativement peu documentée. Lin *et al.* (2021) ont publié une analyse comparative de l'incertitude générée par les estimations d'i-Tree Eco dans 15 villes états-uniennes. L'incertitude a été partitionnée en trois sources, soit celle associée aux données d'inventaire utilisées, aux méthodes d'échantillonnages et aux modèles (allométrique dans le cas des stocks et de la séquestration de carbone) utilisés. L'étude a démontré que l'incertitude totale de ces trois sources, exprimée en coefficient de variation, atteint des niveaux comparables dans l'ensemble des villes étudiées. En moyenne, elle atteignait respectivement 13,4 % et 11,1 % pour l'estimation du stockage et de la séquestration de carbone, pour laquelle l'échantillonnage s'est avéré la plus grande source d'incertitude. Toutefois, l'interprétation des résultats de cette étude doit être contextualisée par rapport à son aire d'étude, soit aux États-Unis, d'où proviennent les données des équations allométriques incorporées dans i-Tree Eco (Tree Canada, 2019). Lorsqu'appliqué en forêts urbaines au Canada ou au Québec, la partition de l'incertitude générée par les estimations d'i-Tree Eco entre les trois sources d'incertitudes utilisées par Lin *et al.* (2021) pourrait être différente en raison des patrons allométriques fort probablement différents entre les latitudes des deux pays.

Un autre modèle compréhensif, SylvCiT, est actuellement en développement par une équipe de l'Université du Québec à Montréal et d'autres collaborateurs (Messier *et al.*, 2021). Encore peu de documentation est disponible à son sujet, mais il est prévu qu'il comprenne les éléments suivants : « 1) le géoréférencement et la cartographie des arbres urbains actuels ; 2) une évaluation de leur diversité fonctionnelle ; 3) une analyse des risques biotiques et abiotiques présents et futurs en fonction des espèces recensées ; 4) une évaluation de la valeur quantitative et économique des bienfaits produits par ces arbres ». Une présentation sommaire est disponible sur le web (Messier *et al.*, 2021), de même qu'une carte interactive de la forêt urbaine de Montréal (<https://sylvcit.uqam.ca/>).

5.5. Potentiel de séquestration du carbone par les forêts urbaines du Québec

L'état des connaissances sur le potentiel de séquestration des forêts urbaines du Québec est relativement peu avancé. Seulement quelques municipalités ont fait l'objet de quantification des stocks et de la séquestration de carbone et les estimations sont généralement accompagnées de biais importants, associés à la nature fragmentaire des inventaires forestiers urbains existants, aux choix des équations allométriques utilisées ou aux autres méthodes d'approximation pour compenser le manque de données locales. À ce jour, l'étude de McGovern et Pasher (2016) d'Environnement Canada correspond à l'estimation la plus complète de la contribution des forêts urbaines du Canada, incluant les forêts québécoises. En employant une méthodologie de tiers 2 selon les recommandations du GIEC (IPCC, 2006), les auteurs ont réalisé une analyse incorporant plus de 200 000 points d'échantillonnages à travers le Canada afin d'estimer les stocks et la séquestration de carbone dans les biomasses aérienne et racinaire de 1990 à 2012. Pour subdiviser le territoire, les 86 municipalités individuelles comprises dans l'étude ont été agrégées en 18 « unités de réconciliation », lesquelles consistent en des zones homogènes selon le cadre écologique national du Canada (Gouvernement du Canada, 2013) et les délimitations administratives provinciales. Ces 18 unités de réconciliation comprennent respectivement 97 % et 99 % de la superficie et de la population occupée par les centres de population du Canada. En utilisant une constante de 76,9 t de carbone*ha⁻¹ (valeur ajustée de celle utilisée aux États-Unis, au besoin, voir Nowak *et al.*, 2013), il a été estimé que les forêts urbaines du Canada ont stocké 32 360 kt C (É.T. = ±6 800 kt C) en 1990 et 32 491 kt C (É.T. = ±6 823 kt C) en 2012 (biomasse aérienne et souterraine). La séquestration nette (prenant en compte la respiration), estimée à 74 % de la séquestration brute, a pour sa part été estimée à 660 kt C (É.T. = ±138 kt C année⁻¹) en 1990 et 693 kt C (É.T. = ±139 kt C année⁻¹) en 2012. En 1990, la même étude rapporte que les trois unités de réconciliation comprises au Québec représentaient une somme de 7 493 kt C en stock (total canadien = 32 359.9 kt C), 152,8 kt C an⁻¹ en séquestration nette (total canadien = 660,2 kt C an⁻¹). Dans les deux cas, cela représente 23 % du total canadien. Comme le calcul du stockage de carbone repose sur une seule constante par unité de couvert de canopée, cela coïncide aussi avec la proportion que représente le Québec en couvert de canopée par rapport au total canadien (974 km²/4 208 km² = 23 %). Un simple calcul empruntant les estimations rapportées par McGovern et Pasher (2016) permet de conclure que les forêts urbaines du Québec seraient responsables de 0.69 % du carbone séquestré par l'ensemble du secteur « Utilisation des Terres, Changements d'Affectation des Terres et de la Forêt (UTCATF) » en 1990 (3 % pour l'ensemble des 18 unités de réconciliation de l'étude à l'échelle du Canada). Bien que cela représente une faible proportion du total canadien du secteur du secteur UTCATF, il s'agit de près du quart de la contribution pour l'ensemble des forêts urbaines du Canada (0.69/3 * 100 = 23 %). L'étude de McGovern et Pasher (2016) fait suite à la publication de Pasher *et al.* (2014) qui elle, documentait la première estimation pancanadienne des stocks de carbone des forêts urbaines issue de cette méthode basée sur les échantillons. Ces deux études ont employé une méthodologie de tiers 2, ce qui s'avère une amélioration par rapport aux méthodes de quantifications des stocks de carbone des forêts aménagées canadiennes (Environnement Canada, 2013), qui ne considéraient que la biomasse aérienne des arbres en milieu urbain.

Il est actuellement impossible d'évaluer si le ratio de biomasse souterraine et aérienne en forêt urbaine diffère significativement entre le Québec, le Canada et le reste du monde. De fait, même si le carbone assimilé par le compartiment souterrain (racines et les sols) est également très important (Dorendorf *et al.*, 2015 ; Tree Canada, 2019), peu d'outils sont disponibles pour le quantifier et ceux-ci demeurent insuffisamment précis pour comparer différentes régions, que ce soit pour des raisons associées aux outils eux-mêmes ou dans la façon dont ils sont appliqués.

Le potentiel de séquestration de carbone des arbres évoluant en forêts urbaines québécoises en fonction des essences présentes est encore relativement méconnu. C'est en large partie dû au fait qu'à ce jour, un seul ensemble de valeur de taux de croissance pour les arbres urbains de la province est disponible (Wood et Dupras, 2021). Ces valeurs sont en soi relativement incertaines, car elles ont été estimées indirectement, en rééchelonnant les taux de croissance des arbres urbains de la base de données du USDA (McPherson *et al.*, 2016) à une moyenne de croissance diamétrale annuelle de 0,75 cm. Cette dernière valeur a, quant à elle, été estimée par i-Tree Eco (version 6) pour la ville de Québec en prenant des données de taille de tiges et de couronne pour les villes comprises dans la base de données de la plateforme qui sont dotées d'un climat et des conditions de croissance similaires à celles de la ville de Québec. Bien que cette méthode puisse comporter certains biais, il s'agit des données les plus représentatives des taux de croissance annuels moyens par espèce pour les arbres urbains du Québec. En se fiant aux taux rapportés (Wood et Dupras, 2021, voir annexes de la publication), les 10 essences (comprenant leurs cultivars respectifs) ayant le plus important potentiel de séquestration seraient, en ordre décroissant de taux de croissance diamétrale (au DHP) : l'érable à Giguère (*Acer negundo*, 2,193 cm*année⁻¹), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*, 2,144 cm*année⁻¹), le bouleau noir (*Betula nigra*, 2,144 cm*année⁻¹), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*, 2,144 cm*année⁻¹), le charme de Caroline (*Carpinus caroliniana*, 1,995), le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*, 1,833), le chêne blanc (*Quercus alba*, 1,827 cm*année⁻¹), l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*, 1,817 cm*année⁻¹), le katsura (*Cercidiphyllum japonicum*, 1,817 cm* année⁻¹) et le mélèze d'Europe (*Larix decidua*, 1,817 cm* année⁻¹). Actuellement, aucune de ces espèces ne figure sur la liste des espèces les plus abondantes dans la ville de Québec en termes de pourcentage de surface foliaire (Wood *et al.*, 2018). Cette dernière liste comprend notamment l'érable de Norvège (*Acer platanoides*), l'érable argenté (*Acer saccharinum*), le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*), le chêne rouge (*Quercus rubra*), l'érable rouge (*Acer rubrum*) et l'orme d'Amérique (*Ulmus americana*). Cela laisse entrevoir que la forêt urbaine de Québec n'exploite pas son plein potentiel en matière de séquestration de carbone.

D'autres informations sur les taux de croissance et d'autres paramètres pertinents associés au potentiel de séquestration d'espèces d'arbres des forêts urbaines du Québec peuvent être consultées via le répertoire des essences arboricoles de la Ville de Québec (ville de Québec, s. d., voir tableaux 1 et 2). Enfin, d'autres études peuvent renseigner sur le potentiel de séquestration des arbres urbains par espèce, mais elles sont davantage associées à des régions hors du Québec (IPCC, 2006 ; Tree Canada, 2019, voir tableau 17 ; Wotherspoon *et al.*, 2014).

5.6. Conclusion

L'objectif central de la présente revue était d'évaluer la capacité du Québec et de ses municipalités à quantifier l'impact de projets de verdissement urbain sur la séquestration de carbone par les forêts urbaines sur leur territoire. Dans cette optique, un aperçu des principes généraux, approches et méthodes pour la quantification des stocks et de la séquestration du carbone en forêts urbaines a été présenté. Un bref portrait de l'état des connaissances sur le potentiel de séquestration des forêts urbaines de la province a ensuite été dressé. Dans l'ensemble, cette revue de la littérature a permis de constater que plusieurs outils et méthodes sont disponibles au Québec pour évaluer l'impact de projets de verdissement urbain sur la séquestration du carbone, mais que les valeurs fournies comptent plusieurs incertitudes, et ce, malgré des avancées importantes et récentes en matière de moyens techniques et de modélisation. Il a été mis de l'avant que cette situation s'explique essentiellement par le manque de données locales et régionales sur les forêts urbaines. En conséquence, le Québec dépend de données provenant des États-Unis ou de la forêt naturelle pour réaliser ses estimations, des conditions qui ne sont pas toujours représentatives de ce qui est retrouvé en milieu urbain au Québec. En somme, cela jette une incertitude importante sur les estimations de stocks et de séquestration de carbone réalisées jusqu'à maintenant, tant à l'échelle provinciale, régionale et municipale.

En ce qui a trait aux recommandations du GIEC, il semble que l'approche « gain-perte » soit actuellement le choix à préconiser, principalement en raison de l'état actuel des inventaires forestiers urbains dans la province, qui ne s'avèrent probablement pas suffisants pour l'emploi de l'approche « différence des stocks ». L'approche « gain-perte » permet également une plus grande souplesse dans le choix des méthodes pouvant être employées (tiers 1 à 3). En termes de méthodologies, les méthodes indirectes employant la technologie lidar et l'intelligence artificielle s'avèrent celles ayant le plus de potentiel à long terme pour améliorer les estimations de stocks et de séquestration du carbone. Ces approches permettraient potentiellement de réaliser des inventaires plus exhaustifs et standardisés à large échelle spatiotemporelle et de développer des équations allométriques locales avec de plus grands effectifs que ce qui est typiquement employé. Le développement de telles équations s'avère nécessaire pour tenir compte des conditions de croissances variées et uniques retrouvées dans les milieux urbains du Québec. Comme la majorité des approches et méthodologies présentées implique l'utilisation d'équations allométriques, leur développement à partir de données locales devrait être considéré comme une priorité en ce qui a trait à l'amélioration des estimations des stocks et de la séquestration des forêts urbaines de la province. À cet égard, plusieurs projets de recherche en cours sont en voie de produire, dans les prochaines années, ces outils importants.

Le portrait dressé du potentiel de séquestration des forêts urbaines du Québec démontre que ces dernières peuvent contribuer substantiellement aux efforts nationaux. La proportion de carbone séquestré par rapport à l'ensemble du secteur AFAUT dans les dernières décennies est relativement minime, mais est considérable lorsque comparée aux forêts urbaines des autres provinces canadiennes. En raison des limitations susmentionnées, ce portrait se restreint actuellement à des approximations indirectes, voire spéculatives, et ce, surtout à l'échelle provinciale. À l'échelle

municipale, cette évaluation ne peut être effectuée que pour les villes dotées d'inventaires forestiers et pour lesquelles une analyse de la structure et de la composition de la canopée a été effectuée. Considérant les données récemment publiées, la forêt urbaine de la ville de Québec semble exploiter, de façon sous optimale, son potentiel de séquestration de carbone puisqu'elle compte relativement peu d'arbres appartenant aux essences ayant les plus hauts taux de croissance. Pour rendre le portrait plus exhaustif, une évaluation de la structure de la canopée des forêts urbaines québécoises, notamment en rapport à l'espace disponible pour en augmenter la superficie, pourrait s'avérer éclairante quant aux choix de concentration des efforts entre les différentes municipalités. Finalement, afin de pallier le manque de données locales et ainsi améliorer sa capacité d'évaluation avec une précision satisfaisante de l'impact de projets de verdissement, le Québec aurait avantage à centrer ses efforts dans l'instauration à long terme d'inventaires forestiers urbains systématiques et standardisés entre les municipalités.

5.7. Remerciements

L'auteur principal remercie Mathieu Varin et Anne-Marie Dubois, respectivement chef du laboratoire de télédétection et professionnelle de recherche au CERFO, pour le partage de leur expertise au cours de la rédaction de ce document, de même que l'organisme Mitacs pour avoir financé ce stage par l'entremise de son programme Mitacs Accélération.

5.8. Référence

- Alonzo, M., McFadden, J. P., Nowak, D. J. et Roberts, D. A. (2016). Mapping urban forest structure and function using hyperspectral imagery and lidar data. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 135-147. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.003>
- Bartsch, D., Hook, J., Prince, E. et Schrom, D. (1985). Using Computer Simulation to Plan a Sustained-Yield Urban Forest. *Journal of Forestry*, 83(6), 372-375. <https://doi.org/10.1093/jof/83.6.372>
- Bienert, A., Georgi, L., Kunz, M., Maas, H.-G. et Von Oheimb, G. (2018). Comparison and Combination of Mobile and Terrestrial Laser Scanning for Natural Forest Inventories. *Forests*, 9(7), 395. <https://doi.org/10.3390/f9070395>
- Bodnaruk, E. W., Kroll, C. N., Yang, Y., Hirabayashi, S., Nowak, D. J. et Endreny, T. A. (2017). Where to plant urban trees? A spatially explicit methodology to explore ecosystem service tradeoffs. *Landscape and Urban Planning*, 157, 457-467. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.016>
- Boukili, V. K. S., Bebber, D. P., Mortimer, T., Venicx, G., Lefcourt, D., Chandler, M. et Eisenberg, C. (2017). Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24, 212-221. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.015>
- Brede, B., Calders, K., Lau, A., Raunonen, P., Bartholomeus, H. M., Herold, M. et Kooistra, L. (2019). Non-destructive tree volume estimation through quantitative structure modelling : Comparing UAV laser scanning with terrestrial LIDAR. *Remote Sensing of Environment*, 233, 111355. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111355>
- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E. H. et Baumgardner, G. A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, 111(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s004420050201>
- Cowett, F. D. (2014). Methodology for Spatial Analysis of Municipal Street Tree Benefits. *Arboriculture & Urban Forestry*, 40(2). <https://doi.org/10.48044/jauf.2014.012>
- Cuddington, K., Sobek-Swant, S., Crosthwaite, J. C., Lyons, D. B. et Sinclair, B. J. (2018). Probability of emerald ash borer impact for Canadian cities and North America: a mechanistic model. *Biological Invasions*, 20(9), 2661-2677. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1725-0>
- Davies, Z. G., Dallimer, M., Edmondson, J. L., Leake, J. R. et Gaston, K. J. (2013). Identifying potential sources of variability between vegetation carbon storage estimates for urban areas. *Environmental Pollution*, 183, 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.005>
- Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R. et Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1125-1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>
- del Río, M., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R. et Condés, S. (2019). Tree allometry variation in response to intra- and inter-specific competitions. *Trees*, 33(1), 121-138. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1763-3>
- Delagrange, S., Jauvin, C. et Rochon, P. (2014). PypeTree: A Tool for Reconstructing Tree Perennial Tissues from Point Clouds. *Sensors*, 14(3), 4271-4289. <https://doi.org/10.3390/s140304271>

- Disney, M. I., Boni Vicari, M., Burt, A., Calders, K., Lewis, S. L., Raunonen, P. et Wilkes, P. (2018). Weighing trees with lasers: advances, challenges and opportunities. *Interface Focus*, 8(2), 20170048. <https://doi.org/10.1098/rsfs.2017.0048>
- Dorendorf, J., Eschenbach, A., Schmidt, K. et Jensen, K. (2015). Both tree and soil carbon need to be quantified for carbon assessments of cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3), 447-455. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.005>
- Douillard, B., Underwood, J., Kuntz, N., Vlaskine, V., Quadros, A., Morton, P. et Frenkel, A. (2011). On the segmentation of 3D LIDAR point clouds. Dans 2011 IEEE International Conference on Robotics and Automation (p. 2798-2805). <https://doi.org/10.1109/ICRA.2011.5979818>
- Du, S., Lindenbergh, R., Ledoux, H., Stoter, J. et Nan, L. (2019). AdTree: Accurate, Detailed, and Automatic Modelling of Laser-Scanned Trees. *Remote Sensing*, 11(18), 2074. <https://doi.org/10.3390/rs11182074>
- Dutcă, I. (2019). The Variation Driven by Differences between Species and between Sites in Allometric Biomass Models. *Forests*, 10, 976.
- Dutilleul, P., Han, L., Valladares, F. et Messier, C. (2015). Crown traits of coniferous trees and their relation to shade tolerance can differ with leaf type: a biophysical demonstration using computed tomography scanning data. *Frontiers in Plant Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00172>
- EDF. (2020). CloudCompare.
- ENVI-met GmbH. (2021). ENVI-met 5.0. ENVI-met GmbH. <https://www.envi-met.com/fr/>
- Environment Canada. (2013). National Inventory Report : Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada 1990–2011. <http://unfccc.int/national-reports/annex-ghg-inventories/national-inventories-submissions/items/7383.php>
- Espejo, A., Federici, S., Green, C., Amuchastegui, N., d'Annunzio, R., Baltzer, H., Bholanath, P., Brack, C., Brewer, C., Birigazzi, L., Cabrera, E., Carter, S., Chand, N., Donoghue, D., Eggleston, S., Fitzgerald, N., Foody, G., Galindo, G., Goeking, S., ... Wulder, M. (2020). Integration of remote-sensing and ground-based observations for estimation of emissions and removals of greenhouse gases in forests: Methods and guidance from the Global Forest Observations Initiative, Edition 3.0. Rome, Italy: U.N. Food and Agriculture Organization. 300 p. <http://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/61714>
- Falster, D. S., Duursma, R. A., Ishihara, M. I., Barneche, D. R., FitzJohn, R. G., Vårhammar, A., Aiba, M., Ando, M., Anten, N., Aspinwall, M. J., Baltzer, J. L., Baraloto, C., Battaglia, M., Battles, J. J., Bond-Lamberty, B., van Breugel, M., Camac, J., Claveau, Y., Coll, L., ... York, R. A. (2015). BAAD: a Biomass And Allometry Database for woody plants: Ecological Archives E096-128. *Ecology*, 96(5), 1445-1445. <https://doi.org/10.1890/14-1889.1>
- Fan, G., Nan, L., Chen, F., Dong, Y., Wang, Z., Li, H. et Chen, D. (2020a). A New Quantitative Approach to Tree Attributes Estimation Based on LiDAR Point Clouds. *Remote Sensing*, 12(11), 1779. <https://doi.org/10.3390/rs12111779>
- Fan, G., Nan, L., Dong, Y., Su, X. et Chen, F. (2020 b). AdQSM: A New Method for Estimating Above-Ground Biomass from TLS Point Clouds. *Remote Sensing*, 12(18), 3089. <https://doi.org/10.3390/rs12183089>
- Fassnacht, F. E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., Straub, C. et Ghosh, A. (2016). Review of studies on tree species classification from remotely sensed

- data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 64-87.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.013>
- Forrester, D. I., Benneter, A., Bouriaud, O. et Bauhus, J. (2017). Diversity and competition influence tree allometric relationships - developing functions for mixed-species forests. *Journal of Ecology*, 105(3), 761-774. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12704>
- Franceschini, T. et Schneider, R. (2014). Influence of shade tolerance and development stage on the allometry of ten temperate tree species. *Oecologia*, 176(3), 739-749.
<https://doi.org/10.1007/s00442-014-3050-3>
- Franceschini, T., Martin-Ducup, O., & Schneider, R. (2016). Allometric exponents as a tool to study the influence of climate on the trade-off between primary and secondary growth in major north-eastern American tree species. *Annals of botany*, 117(4), 551-563.
- Giannico, V., Laforteza, R., John, R., Sanesi, G., Pesola, L. et Chen, J. (2016). Estimating Stand Volume and Above-Ground Biomass of Urban Forests Using LiDAR. *Remote Sensing*, 8(4), 339. <https://doi.org/10.3390/rs8040339>
- Gouvernement du Canada. (2013, 13 décembre). Cadre écologique national pour le Canada.
<https://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/ecostrat/index.html>
- Gouvernement du Québec. (2020). Plan pour une économie verte 2030.
<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/4304930>
- Gray, E. F., Wright, I. J., Falster, D. S., Eller, A. S. D., Lehmann, C. E. R., Bradford, M. G. et Cernusak, L. A. (2019). Leaf:wood allometry and functional traits together explain substantial growth rate variation in rainforest trees. *AoB PLANTS*, 11(plz024).
<https://doi.org/10.1093/aobpla/plz024>
- Grenier-Héon, D. (2022). Une approche allométrique revisitée pour la quantification des fonctions et de l'intégrité écologique des forêts urbaines par télédétection [Proposition de recherche doctorale, Université du Québec à Montréal].
- Grilli, E., Menna, F. et Remondino, F. (2017). A review of point clouds segmentation and classification algorithms. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 42, 339.
- GroupMobilisation. (2019). Déclaration citoyenne universelle d'urgence climatique.
https://www.groupmobilisation.com/_files/ugd/bf4f35_3d32dfa3f9d947999a0071e9d220203f.pdf
- GroupMobilisation. (2021). Rapport par région du Québec des endossements de la déclaration d'urgence climatique (DUC) et des chantiers de la déclaration d'urgence climatique (C-DUC).
https://www.groupmobilisation.com/_files/ugd/bf4f35_6e4c62c931f94073be7ca34464fb60ba.pdf
- Hackenberg, J., Spiecker, H., Calders, K., Disney, M. et Raunonen, P. (2015a). SimpleTree — An Efficient Open Source Tool to Build Tree Models from TLS Clouds. *Forests*, 6(12), 4245-4294.
<https://doi.org/10.3390/f6114245>
- Hackenberg, J., Wassenberg, M., Spiecker, H. et Sun, D. (2015 b). Non Destructive Method for Biomass Prediction Combining TLS Derived Tree Volume and Wood Density. *Forests*, 6(12), 1274-1300. <https://doi.org/10.3390/f6041274>
- Holopainen, M., Kankare, V., Vastaranta, M., Liang, X., Lin, Y., Vaaja, M., Yu, X., Hyyppä, J., Hyyppä, H., Kaartinen, H., Kukko, A., Tanhuanpää, T. et Alho, P. (2013). Tree mapping using airborne,

- terrestrial and mobile laser scanning – A case study in a heterogeneous urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(4), 546 553. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.06.002>
- Hopkinson, C., Chasmer, L., Young-Pow, C. et Treitz, P. (2004). Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3), 573 583. <https://doi.org/10.1139/x03-225>
- Huxley, J. S. et Teissier, G. (1936). Terminology of Relative Growth. *Nature*, 137(3471), 780 781. <https://doi.org/10.1038/137780b0>
- IEA. (2021). *World Energy Outlook 2021*, 386.
- Institut de la statistique du Québec. (2020). Estimations de la population des municipalités de 25 000 habitants et plus, Québec, 1er juillet 2001 à 2021. Institut de la Statistique du Québec. <https://statistique.quebec.ca/fr/produit/tableau/estimations-de-la-population-des-municipalites-de-25-000-habitants-et-plus>
- IPCC. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry /The Intergovernmental Panel on Climate Change. Ed. by Jim Penman.
- IPCC. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- IPCC. (2022). Urban systems and other settlements. Dans *Climate Change 2022 : Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 158). Cambridge University Press. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/downloads/report/IPCC_AR6_WGIII_Chapter_08.pdf
- Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S. et Birdsey, R. A. (2003). National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science*, 49(1), 12 35. <https://doi.org/10.1093/forestscience/49.1.12>
- Jo, H.-K. et McPherson, G. E. (1995). Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45(2), 109 133. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0062>
- Jour de la Terre. (2020). Rapport de recherche sur l'agrire du frêne et les voies de valorisation potentielles pour la CMQ. https://cmquebec.qc.ca/wp-content/uploads/2020/06/Rapport_agrire_frene.pdf
- Kaijaluoto, R., Kukko, A., El Issaoui, A., Hyyppä, J. et Kaartinen, H. (2022). Semantic segmentation of point cloud data using raw laser scanner measurements and deep neural networks. *ISPRS Open Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 3, 100011. <https://doi.org/10.1016/j.ophoto.2021.100011>
- Kim, D., Medvigy, D., Maier, C. A., Johnsen, K. et Palmroth, S. (2020). Biomass increases attributed to both faster tree growth and altered allometric relationships under long-term carbon dioxide enrichment at a temperate forest. *Global Change Biology*, 26(4), 2519 2533. <https://doi.org/10.1111/gcb.14971>
- Kükenbrink, D., Gardi, O., Morsdorf, F., Thürig, E., Schellenberger, A. et Mathys, L. (2021). Above-ground biomass references for urban trees from terrestrial laser scanning data. *Annals of Botany*, (mcab002). <https://doi.org/10.1093/aob/mcab002>
- Lal, R. et Augustin, B. (dir.). (2012). *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5>

- Lambert, M.-C., Ung, C.-H. et Raulier, F. (2005). Canadian national tree aboveground biomass equations, 35, 33.
- Latifah, S., Purwoko, A., Hartini, K. S. et Fachrudin, K. A. (2021). Allometric models to estimate the aboveground biomass of forest: A literature review. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1122(1), 012047. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1122/1/012047>
- Leff, M. (2016). *The Sustainable Urban Forest Guide: A Step-by-Step Approach — Urban Forestry South*. <https://urbanforestrysouth.org/resources/library/ttresources/the-sustainable-urban-forest-guide-a-step-by-step-approach>
- Li, Z., Kurz, W. A., Apps, M. J. et Beukema, S. J. (2003). Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(1), 126-136. <https://doi.org/10.1139/x02-165>
- Lin, J., Chen, D., Wu, W. et Liao, X. (2022). Estimating aboveground biomass of urban forest trees with dual-source UAV acquired point clouds. *Urban Forestry & Urban Greening*, 69, 127521. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127521>
- Lin, J., Kröll, C. N. et Nowak, D. J. (2021). An uncertainty framework for i-Tree eco: A comparative study of 15 cities across the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127062. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127062>
- Lin, J., Kröll, C. N., Nowak, D. J. et Greenfield, E. J. (2019). A review of urban forest modeling: Implications for management and future research. *Urban Forestry & Urban Greening*, 43, 126366. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126366>
- Liu, L., Coops, N. C., Aven, N. W. et Pang, Y. (2017). Mapping urban tree species using integrated airborne hyperspectral and LiDAR remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 200, 170-182. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.08.010>
- Magnussen, S., Köhl, M. et Olschofsky, K. (2014). Error propagation in stock-difference and gain-loss estimates of a forest biomass carbon balance. *European Journal of Forest Research*, 133(6), 1137-1155. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0828-0>
- Mascaro, J., Litton, C. M., Hughes, R. F., Uowolo, A. et Schnitzer, S. A. (2014). Is logarithmic transformation necessary in allometry? Ten, one-hundred, one-thousand-times yes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 111(1), 230-233. <https://doi.org/10.1111/bij.12177>
- McGovern, M. et Pasher, J. (2016). Canadian urban tree canopy cover and carbon sequestration status and change 1990–2012. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.002>
- McHale, M. R., Burke, I. C., Lefsky, M. A., Peper, P. J. et McPherson, E. G. (2009). Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems*, 12(1), 95-113. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>
- McKenney, D., Pedlar, J., Yemshanov, D., Lyons, D. B., Campbell, K. et Lawrence, K. (2012). Estimates of the Potential Cost of Emerald Ash Borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) in Canadian Municipalities. *Arboriculture & Urban Forestry*, 38(3), 81-91. <https://doi.org/10.48044/jauf.2012.014>
- McPherson, E. G. (2010). Selecting Reference Cities for i-Tree Streets. *Arboriculture & Urban Forestry*, 36(5), 230-240. <https://doi.org/10.48044/jauf.2010.031>

- McPherson, E. G., Simpson, J. R., Xiao, Q. et Wu, C. (2011). Million trees Los Angeles canopy cover and benefit assessment. *Landscape and Urban Planning*, 99(1), 40 50. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.08.011>
- McPherson, E. G., van Doorn, N. S. et Peper, P. J. (2016). Urban tree database and allometric equations. *Forest Service Research Data Archive*. <https://doi.org/10.2737/RDS-2016-0005>
- McRoberts, R. E., Næsset, E. et Gobakken, T. (2018). Comparing the stock-change and gain–loss approaches for estimating forest carbon emissions for the aboveground biomass pool. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(12), 1535 1542. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0295>
- Messier, C., Ferland, M.-È., Meurs, M.-J., Bujold, M.-C. et Vallée, M. (2021). SylvCiT : un logiciel intelligent pour maximiser la résilience et les bienfaits des arbres municipaux face aux changements globaux - Fonds de recherche du Québec - FRQ. Fonds de recherche du Québec. <https://frq.gouv.qc.ca/projet/sylvcit-un-logiciel-intelligent-pour-maximiser-la-resilience-et-les-bienfaits-des-arbres-municipaux-face-aux-changements-globaux/>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2017). Le Québec réitère son engagement en faveur de l'Accord de Paris - Communiqué de presse. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/infuseur/communiqu.asp?no=3735>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2022). Programme Climat municipalités - Phase 2. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/climat-municipalites2/index.htm>
- Mokany, K., Raison, R. J. et Prokushkin, A. S. (2006). Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12(1), 84 96. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>
- Momo Takoudjou, S., Ploton, P., Sonké, B., Hackenberg, J., Griffon, S., de Coligny, F., Kamdem, N. G., Libalah, M., Mofack, G. I., Le Moguédec, G., Pélissier, R. et Barbier, N. (2018). Using terrestrial laser scanning data to estimate large tropical trees biomass and calibrate allometric models: A comparison with traditional destructive approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), 905 916. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12933>
- Motallebi, A. et Kangur, A. (2016). Are allometric relationships between tree height and diameter dependent on environmental conditions and management? *Trees*, 30(4), 1429 1443. <https://doi.org/10.1007/s00468-016-1379-4>
- Nguyen, A. et Le, B. (2013). 3D point cloud segmentation : A survey. Dans 2013 6th IEEE Conference on Robotics, Automation and Mechatronics (RAM) (p. 225 230). <https://doi.org/10.1109/RAM.2013.6758588>
- Niklas, K. J. (2004). Plant allometry: is there a grand unifying theory? *Biological Reviews*, 79(4), 871 889. <https://doi.org/10.1017/S1464793104006499>
- Nowak, D. J. et Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3), 381 389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E. et Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 178, 229 236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>

- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A. et Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119-129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- OpenCFD Ltd. (2004). OpenFOAM. <https://www.openfoam.com/>
- Ouellet, D. (1983). Biomass prediction equations for twelve commercial species in Quebec. Laurentian Forest Research Centre, Canadian Forestry Service, Environment Canada.
- Packard, G. C. (2013). Is logarithmic transformation necessary in allometry? *Biological Journal of the Linnean Society*, 109(2), 476-486. <https://doi.org/10.1111/bij.12038>
- Paris. (2021). La Déclaration de Paris : plus de 100 villes de France et du monde s'engagent pour le Climat. <https://www.paris.fr/pages/la-declaration-de-paris-un-engagement-des-villes-en-faveur-du-climat-16239>
- Pasher, J., McGovern, M., Khoury, M. et Duffe, J. (2014). Assessing carbon storage and sequestration by Canada's urban forests using high resolution earth observation data. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(3), 484-494. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.05.001>
- Pataki, D. E., Alig, R. J., Fung, A. S., Golubiewski, N. E., Kennedy, C. A., McPherson, E. G., Nowak, D. J., Pouyat, R. V. et Lankao, P. R. (2006). Urban ecosystems and the North American carbon cycle. *Global Change Biology*, 12(11), 2092-2102. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01242.x>
- Pelorusso, R., Gobattoni, F., Geri, F. et Leone, A. (2017). PANDORA 3.0 plugin: A new biodiversity ecosystem service assessment tool for urban green infrastructure connectivity planning. *Ecosystem Services*, 26, 476-482. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.016>
- Peper, P. J., Alzate, C. P., McNeil, J. W. et Hashemi, J. (2014). Allometric equations for urban ash trees (*Fraxinus* spp.) in Oakville, Southern Ontario, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 175-183. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.07.002>
- Pesaresi, M., Melchiorri, M., Siragusa, A. et Kemper, T. (2016). The Atlas of the Human Planet 2016. Mapping Human Presence on Earth with the Global Human Settlement Layer. <https://doi.org/10.2788/889483>
- Picard, N., Rutishauser, E., Ploton, P., Ngomanda, A. et Henry, M. (2015). Should tree biomass allometry be restricted to power models? *Forest Ecology and Management*, 353, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.035>
- Pilon, R. (2019). Services écologiques et identification de zones de plantation prioritaires d'arbres de rue à Montréal : intégration des critères socioéconomiques et des enjeux environnementaux = Ecosystem services and identification of priority planting zones for street trees in Montréal : integration of socioeconomic criterias and environmental issues [Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal]. <https://archipel.uqam.ca/14114/>
- Puliti, S., Saarela, S., Gobakken, T., Ståhl, G. et Næsset, E. (2018). Combining UAV and Sentinel-2 auxiliary data for forest growing stock volume estimation through hierarchical model-based inference. *Remote Sensing of Environment*, 204, 485-497. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.007>
- Raciti, S. M., Hutyyra, L. R. et Newell, J. D. (2014). Mapping carbon storage in urban trees with multi-source remote sensing data: Relationships between biomass, land use, and

- demographics in Boston neighborhoods. *Science of The Total Environment*, 500 501, 72 83.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.070>
- Raciti, S. M., Hutyra, L. R., Rao, P. et Finzi, A. C. (2012). Inconsistent definitions of “urban” result in different conclusions about the size of urban carbon and nitrogen stocks. *Ecological Applications*, 22(3), 1015 1035. <https://doi.org/10.1890/11-1250.1>
- Raunonen, P., Kaasalainen, M., Åkerblom, M., Kaasalainen, S., Kaartinen, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., Disney, M. et Lewis, P. (2013). Fast Automatic Precision Tree Models from Terrestrial Laser Scanner Data. *Remote Sensing*, 5(2), 491 520.
<https://doi.org/10.3390/rs5020491>
- Regroupement national des conseils régionaux de l’environnement du Québec. (2009). Le programme Climat Municipalités - Guide à l’intention des Conseils régionaux de l’environnement.
- Röhling, S., Dunger, K., Kändler, G., Klatt, S., Riedel, T., Stümer, W. et Brötz, J. (2016). Comparison of calculation methods for estimating annual carbon stock change in German forests under forest management in the German greenhouse gas inventory. *Carbon Balance and Management*, 11(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s13021-016-0053-x>
- Rötzer, T., Rahman, M. A., Moser-Reischl, A., Pauleit, S. et Pretzsch, H. (2019). Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. *Science of The Total Environment*, 676, 651 664.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.235>
- Russo, A., Escobedo, F. J., Timilsina, N., Schmitt, A. O., Varela, S. et Zerbe, S. (2014). Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 10(1), 54 70.
<https://doi.org/10.1080/21513732.2013.873822>
- Schneider, F. D., Kükenbrink, D., Schaepman, M. E., Schimel, D. S. et Morsdorf, F. (2019). Quantifying 3D structure and occlusion in dense tropical and temperate forests using close-range LiDAR. *Agricultural and Forest Meteorology*, 268, 249 257.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.033>
- Shi, L. et Liu, S. (2017). Methods of Estimating Forest Biomass: A Review. Dans *Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy* (p. 24).
- Shingleton, A. W. (2010). Allometry: The Study of Biological Scaling | Learn Science at Scitable. <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/allometry-the-study-of-biological-scaling-13228439/>
- Sileshi, G. W. (2014). A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. *Forest Ecology and Management*, 329, 237 254.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.026>
- Sileshi, G. W. (2015). The fallacy of reification and misinterpretation of the allometry exponent.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2636.9768>
- Smith, A., Astrup, R., Raunonen, P., Liski, J., Krooks, A., Kaasalainen, S., Åkerblom, M. et Kaasalainen, M. (2014). Tree Root System Characterization and Volume Estimation by Terrestrial Laser Scanning and Quantitative Structure Modeling. *Forests*, 5(12), 3274 3294.
<https://doi.org/10.3390/f5123274>

- Spiegel, E. (2015). Estimating above and below ground vegetation biomass and carbon storage across an intra-urban land-use gradient in mid-Missouri [University of Missouri-Columbia]. <https://mospace.umsystem.edu/xmlui/bitstream/handle/10355/48620/research.pdf?sequence=2>
- Tanhuanpää, T., Kankare, V., Setälä, H., Yli-Pelkonen, V., Vastaranta, M., Niemi, M. T., Raisio, J. et Holopainen, M. (2017). Assessing above-ground biomass of open-grown urban trees: A comparison between existing models and a volume-based approach. *Urban forestry & urban greening*, 21, 239-246.
- Thies, M., Pfeifer, N., Winterhalder, D. et Gorte, B. G. H. (2004). Three-dimensional reconstruction of stems for assessment of taper, sweep and lean based on laser scanning of standing trees. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 571-581. <https://doi.org/10.1080/02827580410019562>
- Tompalski, P., Coops, N. C., White, J. C. et Wulder, M. A. (2015). Enriching ALS-Derived Area-Based Estimates of Volume through Tree-Level Downscaling. *Forests*, 6(8), 2608-2630. <https://doi.org/10.3390/f6082608>
- Tree Canada. (2019). National urban forest trends Study of Urban Forest Carbon Stocks and Management by Municipalities.
- UN Habitat. (2014). Planning for climate change: A strategic, values-based approach for urban planners. United Nations.
- Union des Municipalités du Québec. (2021). Plateforme municipale pour le climat. <https://pourleclimat.ca/municipalites-engagees>
- USDA Forest Service. (2006). Learn about i-Tree | i-Tree. <https://www.itreetools.org/>
- Vandendaele, B., Martin-Ducup, O., Fournier, R. A. et Pelletier, G. (s. d.). Mobile and terrestrial laser scanning for tree volume estimation in temperate hardwood forests (p. 2).
- Ville de Montréal. (2012). Plan d'action canopée 2012-2021. https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS_PARCS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PAC_JUIN_2012_FINAL.PDF
- Ville de Montréal. (2020). Plan climat 2020-2030. https://portail-m4s.s3.montreal.ca/pdf/Plan_climat%2020-16-16-VF4_VDM.pdf
- Ville de Québec. (2021). Stratégie de développement durable : Plan de transition et d'action climatique 2021-2025.
- Ville de Québec. (s. d.). Répertoire des essences arboricoles de la Ville de Québec.
- Wang, Y., Wang, J., Chang, S., Sun, L., An, L., Chen, Y. et Xu, J. (2021). Classification of Street Tree Species Using UAV Tilt Photogrammetry. *Remote Sensing*, 13(2), 216. <https://doi.org/10.3390/rs13020216>
- Wassenberg, M., Chiu, H.-S., Guo, W. et Spiecker, H. (2015). Analysis of wood density profiles of tree stems: incorporating vertical variations to optimize wood sampling strategies for density and biomass estimations. *Trees*, 29(2), 551-561. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-1134-7>
- Wei, T., Wu, J. et Chen, S. (2021). Keeping Track of Greenhouse Gas Emission Reduction Progress and Targets in 167 Cities Worldwide. *Frontiers in Sustainable Cities*, 3. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/frsc.2021.696381>

- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T. et Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(5), 619-641. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>
- Wilkes, P., Disney, M., Vicari, M. B., Calders, K. et Burt, A. (2018). Estimating urban above ground biomass with multi-scale LiDAR. *Carbon Balance and Management*, 13(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0098-0>
- Wilkes, P., Lau, A., Disney, M., Calders, K., Burt, A., Gonzalez de Tanago, J., Bartholomeus, H., Brede, B. et Herold, M. (2017). Data acquisition considerations for Terrestrial Laser Scanning of forest plots. *Remote Sensing of Environment*, 196, 140-153. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.04.030>
- Wood, S., Dupras, J., Delagrangé, S., Voyer, A., Gélinas, N. et Da Silva, L. (2018). La valeur économique des services écosystémiques rendus par les arbres municipaux de la ville de Québec. Université du Québec en Outaouais et Université Laval.
- Wood, S. L. R. et Dupras, J. (2021). Increasing functional diversity of the urban canopy for climate resilience: Potential tradeoffs with ecosystem services? *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126972. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126972>
- Wotherspoon, A., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M. et Voroney, R. P. (2014). Carbon sequestration potential of five tree species in a 25-year-old temperate tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 88(4), 631-643. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9719-0>
- Yang, M., Zhou, X., Liu, Z., Li, P., Tang, J., Xie, B. et Peng, C. (2022). A Review of General Methods for Quantifying and Estimating Urban Trees and Biomass. *Forests*, 13(4), 616. <https://doi.org/10.3390/f13040616>
- Ye, N., van Leeuwen, L. et Nyktas, P. (2019). Analysing the potential of UAV point cloud as input in quantitative structure modelling for assessment of woody biomass of single trees. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 81, 47-57. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.05.010>
- Zaks, I. (2019, 1er avril). InVEST. <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>
- Zhou, X., Yang, M., Liu, Z., Li, P., Xie, B. et Peng, C. (2021). Dynamic allometric scaling of tree biomass and size. *Nature Plants*, 7(1), 42-49. <https://doi.org/10.1038/s41477-020-00815-8>

5.9. Annexe

Fiches synthèses

Yang, M., Zhou, X., Liu, Z., Li, P., Tang, J., Xie, B. et Peng, C., 2022.
A Review of General Methods for Quantifying and Estimating Urban Trees and Biomass Forests, 13(4), 616.

TYPE DE DOCUMENT	Revue de littérature
MOTS-CLÉS	Modèle de biomasse, Carbone forestier, Arbre individuel, Biomasse des arbres, Modèle par arbre individuel, Forêt urbaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Stockage du carbone et de la biomasse
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Seule revue de littérature récente qui fournit une synthèse générale des méthodes d'estimations du carbone stocké et de la biomasse des arbres urbains, allant des méthodes conventionnelles à la télédétection et l'intelligence artificielle. Elle se distingue des autres revues par sa grande complétude, et donne une très bonne vision d'ensemble des approches actuelles possibles.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Cette revue de littérature couvre un large éventail de méthodes et principes pour quantifier le carbone de la forêt urbaine à l'échelle de la ville et du paysage. Celle-ci présente d'abord les étapes générales communes aux différentes approches (inventaire et caractérisation des arbres individuels, équations allométriques, prédiction de la biomasse), puis présente les différentes approches méthodologiques propres à chacune de ces étapes. Les principales méthodologies couvertes sont les inventaires terrain, l'imagerie satellitaire, le LiDAR (terrestre, mobile et aérien), la modélisation de la forêt urbaine par des simulateurs (p. ex., i-Tree, ENVI-met, CITYgreen), l'apprentissage profond et le « street view ». Les auteurs proposent un cadre méthodologique qui intègre les différentes approches pour plus d'efficacité (voir figure 1).
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Different approaches can be considered to estimate forest biomass, namely: (i) field-based measurements and biomass allometric growth equations; and (ii) remote-based inventories. Combining methods based on different measurement principles is often more efficient for quantifying carbon storage and urban forest sequestration [24] (Figure 1). - Currently, the trend in urban forest detection is to integrate multiple methods with increased temporal and spatial resolution to monitor urban forests. Fusing LiDAR and spectral data is very helpful in improving detection accuracy. - Although urban forest carbon estimation models based on the i-Tree tool have shown high effectiveness in monitoring carbon dynamics across cities, their uncertainties cannot be ignored [105]. For example, in the i-Tree model, only sampling errors with field map data were evaluated, and errors due to model structure and parameters are not taken into account, leading to uncertainty in the estimation of urban forest biomass [8].

Govern, M. et Pasher, J. (2016).
Canadian urban tree canopy cover and carbon sequestration status and change 1990–2012 **Urban Forestry & Urban Greening**, N°20, p.227-232

TYPE DE DOCUMENT	Article scientifique
MOTS-CLÉS	Canada urbain, Séquestration du carbone, Échantillonnage de points, Télédétection, Aire urbaine couverte par la canopée d'arbres (UTC)
AXE (S) TRAITÉ (S)	Stockage du carbone et de la biomasse
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Première (et possiblement seule) estimation multidécennale et pancanadienne de la séquestration de carbone en forêt urbaine. Il s'agit d'informations clés pour quantifier le carbone forestier urbain à large échelle spatiotemporelle, et par des méthodes de pointe.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Suite de la publication de Pasher et al. (2014), (première estimation pancanadienne du carbone forestier urbain). En analysant un réseau de plus de 200 000 points d'échantillonnages par photo-interprétation à travers le pays, les auteurs ont produit une estimation de stockage et de séquestration du carbone forestier urbain pour la période 1990-2012. L'estimation de la séquestration brute a été réalisée en suivant les recommandations de l'IPCC (2006), via le produit de l'aire de couvert de canopée par le taux d'accroissement du couvert forestier jugé constant (2.12 t de C.ha ⁻¹ .an ⁻¹ , valeur ajustée à partir de celle utilisée aux États-Unis). La séquestration nette a été estimée à 74 % de la séquestration brute. Le stockage de carbone a été calculé en utilisant une constante de 76.9 t de C.ha ⁻¹ (voir Nowak et al., 2013). Les auteurs estiment que les arbres urbains du Canada ont stocké 32 360 kt C (±6800 kt C) en 1990 et 32 491 kt C (±6823 kt C) en 2012. La séquestration nette est estimée à 660 kt C (±138 kt C année ⁻¹) en 1990 et 693 kt C (±139 kt C année ⁻¹) en 2012.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - The minor reduction in the overall national UTC between 1990 and 2012 was generally balanced by the expansion of urban area and growth of trees in these new urban areas which resulted in a greater overall total urban tree canopy cover. - The carbon sequestered by Canada's urban trees made up just less than 3% of the estimated total carbon sequestration in Canada's Land Use and Land-Use Change and Forestry (LULUCF) sector for 1990 and for 2012 by just over 4% (Environment Canada, 2014). - Previously to 2015 Canada used an alternative method to estimate carbon removal by urban trees for national GHG for annual submissions under UNFCCC reporting. This earlier approach employed a model which assumed a constant tree population (stocking rate) and biomass accumulation rate for trees in all urban areas in Canada. - The observed increase in urban tree cover observed in the semiarid and sub-humid prairie regions may reflect efforts by home owners and municipalities to establish and maintain trees in areas where they did not previously occur when under agricultural and natural grassland conditions. - While this exercise was successful it does not preclude the need for improvement of our understanding of the conditions, management practices and resulting impacts of these factors on urban tree health, stand condition and potential carbon removal capabilities of these trees

Wood, S. L. R. et Dupras, J. 2021

Increasing functional diversity of the urban canopy for climate resilience: Potential tradeoffs with ecosystem services?

Urban Forestry & Urban Greening, N°58, 126972.

TYPE DE DOCUMENT	Article scientifique
MOTS-CLÉS	Forêt urbaine, Changement climatique, Composition spécifique, Diversité fonctionnelle, Services écosystémiques
AXE (S) TRAITÉ (S)	Séquestration/stockage du carbone et autres services écosystémiques
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	L'article met en lumière l'importance de la diversité fonctionnelle dans la modulation des services produits par la forêt urbaine de Québec. Les annexes compilent des équations allométriques produites pour différentes espèces urbaines à partir de données de terrain, de même que la méthodologie employée pour les produire. Donne une bonne idée du potentiel de séquestration des espèces en milieux urbains au Québec et au Canada.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les auteurs testent par simulation trois scénarios d'aménagement de la forêt urbaine de la ville de Québec (« business-as-usual », « stratifié » et « conifer-focused ») sur une période de 20 ans afin de voir laquelle permet de rendre la ville plus résiliente aux changements climatiques. Les résultats démontrent que le scénario « business-as-usual » permet une plus grande séquestration de carbone, mais que cela se réalise potentiellement aux dépens de l'optimisation de la capacité de filtration de l'air et de la résistance aux insectes ravageurs. La plateforme i-Tree Eco a été utilisée pour l'estimation des services. Les auteurs ont développé des équations allométriques (hauteur totale, hauteur de la base de la couronne, largeur de couronne) avec des données récoltées sur les arbres de la ville d'étude pour 70 espèces, qui représentent une large partie des équations utilisées pour les simulations. Des valeurs du taux de croissance par espèce (valeurs provenant de la base de données USDA ajustée avec i-Tree) ont aussi été compilées.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none">- Over the 20-year time horizon, all scenarios of replanting first lost and then recovered basal area, canopy cover and carbon storage, surpassing the baseline levels by the end of the simulation (Table 2). Differences between scenarios related to differences in growth form, captured by the allometric equations, wood density and species-specific growth rates.- Across all scenarios, the BAU scenario provided the highest levels of carbon sequestration and removal of carbon monoxide (CO) at all evaluated time points.- On a per stem basis, conifers may provide a higher annual level of service provisioning than deciduous species in temperate climates as they keep their needles year-round (Clapp et al., 2014). In Quebec City, this is important as a significant proportion of the current annual rainfall (~75 %) occurs outside of the summer season when the canopies of deciduous trees are no longer in leaf.

International Panel on Climate Change (IPCC), 2006
2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe., vol. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.). Institute for Global Environmental Strategies. 5 vol.

TYPE DE DOCUMENT	Livre (chapitres 1, 2 et 8)
MOTS-CLÉS	Dynamique du carbone, Gaz à effet de serre, « Stock change », « Gain-loss », Utilisation des terres
AXE (S) TRAITÉ (S)	Stockage du carbone
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Synthèses des différentes approches méthodologiques recommandées par l'IPCC pour estimer la dynamique du carbone en zones agricoles, forestières et autres. Cette publication représente une référence internationale de premier plan en matière d'inventaire de carbone et de gaz à effet de serre, qui a été utilisée dans de nombreuses publications clés rapportant des estimations de carbone pour les forêts urbaines, dont des études réalisées au Canada et aux États-Unis.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Les approches présentées sont divisées en trois échelons (« tier 1, 2 and 3 », décrites au ch. 1). L'emploi de méthodes dérivées d'échelons plus élevés permet une plus grande exactitude dans les estimations, mais en contrepartie, celles-ci sont plus complexes et demandent plus de ressources. Les méthodes peuvent également être divisées en deux catégories, soit 1) les méthodes génériques à tous les types d'utilisations des terres (décrites au ch. 1) et 2) celles ne pouvant qu'être utilisées pour un type d'occupation des terres donné. Le chapitre 2 traite de méthodes appartenant à la première catégorie, alors que le chapitre 8 traite de méthodes ne pouvant s'appliquer qu'à la catégorie de terre « Établissement », au sein de laquelle les forêts urbaines sont retrouvées.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - Tier 1 methods are designed to be the simplest to use, for which equations and default parameter values (e.g., emission and stock change factors) are provided in this volume. Country-specific activity data are needed, but for Tier 1 there are often globally available sources of activity data estimates (e.g., deforestation rates, agricultural production statistics, global land cover maps, fertilizer use, livestock population data, etc.), although these data are usually spatially coarse.” - Tier 2 can use the same methodological approach as Tier 1 but applies emission and stock change factors that are based on country- or region-specific data, for the most important land-use or livestock categories. Country-defined emission factors are more appropriate for the climatic regions, land-use systems and livestock categories in that country. Higher temporal and spatial resolution and more disaggregated activity data are typically used in Tier 2 to correspond with country-defined coefficients for specific regions and specialized land-use or livestock categories.” - Tier 3, higher order methods are used, including models and inventory measurement systems tailored to address national circumstances, repeated over time, and driven by high-resolution activity data and disaggregated at sub-national level. These higher order methods provide estimates of greater certainty than

	<p>lower tiers. Such systems may include comprehensive field sampling repeated at regular time intervals and/or GIS-based systems of age, class/production data, soils data, and land-use and management activity data, integrating several types of monitoring. Pieces of land where a land-use change occurs can usually be tracked over time, at least statistically. In most cases these systems have a climate dependency, and thus provide source estimates with interannual variability. Detailed disaggregation of livestock population according to animal type, age, body weight etc., can be used. Models should undergo quality checks, audits, and validations and be thoroughly documented.”</p>
--	--

McHale, M. R., Burke, I. C., Lefsky, M. A., Peper, P. J. et McPherson, E. G., 2009.
 Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems*, 12(1), 95-113.

TYPE DE DOCUMENT	Article scientifique
MOTS-CLÉS	Biomasse, Dioxyde de carbone, Relation allométrique, Forêt urbaine
AXE (S) TRAITÉ (S)	Stockage de carbone (et biomasse) ¹⁴
PERTINENCE DE LA PUBLICATION	Cette étude aborde une question qui est au centre des enjeux méthodologiques associés à la quantification du stockage et de la séquestration du carbone par les arbres urbains. Bien que l'aire d'étude soit située aux États-Unis (Colorado), les principales conclusions (et mises en garde) quant à l'utilisation des équations allométriques restent pertinentes à toutes les latitudes.
RÉSUMÉ SYNTHÉTIQUE	Beaucoup d'études utilisent – potentiellement à tort – des équations dérivées des forêts naturelles pour estimer le stockage et la séquestration du carbone par les arbres urbains (encore souvent le cas au Canada en 2022). Dans le but de comparer la potentielle marge d'erreur encourue par une telle méthodologie, les auteurs comparent, à l'échelle de l'individu et de la communauté d'arbre, des estimations de biomasse aérienne produites à l'aide d'équations développées pour la région de Fort Collins (Colorado) à des estimations produites par des équations dérivées des forêts naturelles (provenant de la littérature). Les résultats démontrent que bien que les deux groupes d'équations puissent parfois donner des estimations semblables, les équations dérivées de la forêt naturelle peuvent donner des estimations pouvant atteindre une variabilité de plus de 300 % à l'échelle individuelle. Les auteurs mettent de l'avant la nécessité de méthodes standardisées entre les villes pour réduire cette variabilité.
CITATION (S) MARQUANTE (S)	<ul style="list-style-type: none"> - The biomass comparisons for individual trees varied by species and presented four main trends. The first trend, exhibited by <i>Acer plantanoides</i> in particular, was that the equations used in the literature resembled predictions from urban equations when the trees were young and small, but most of the literature estimates over-predicted biomass by 1.5 to 3 times, such that potential errors increased with increasing DBH (Fig. 4). - In sum, we cannot be confident in the accuracy of urban biomass studies at this time and cannot compare biomass estimates from studies that utilize different allometric equations from the literature. Data on urban tree biomass, allometry, and ecophysiology are needed to produce more accurate estimates of urban carbon storage, especially when predictions are needed for individual trees or populations consisting of low species diversity.

CONCLUSION

Au Québec comme dans d'autres régions du monde, la dernière décennie a vu une augmentation marquée de l'intérêt pour la foresterie urbaine (European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, 2015). Cet intérêt est lié aux services écosystémiques fournis par les arbres urbains et à leur importance pour la santé et le bien-être des populations urbaines. La place de plus en plus importante que prennent les forêts urbaines dans les plans de verdissement génère ainsi un besoin de connaissances afin d'orienter les actions des aménagistes (Nitoslawski *et al.*, 2019).

L'objectif principal de cette revue de littérature était de documenter l'état des connaissances en lien avec trois services écosystémiques fournis par les arbres urbains :

- la captation des polluants atmosphériques (en considérant les desservices liés aux émissions de pollen et de composés organiques volatils) ;
- la séquestration du carbone ;
- la captation des eaux de pluie ;

Les résultats de la présente revue de littérature sont nombreux et permettront d'orienter le travail des aménagistes urbains, de même que la mise à jour des politiques de verdissement à venir.

Les principaux polluants captés par les arbres urbains sont également ceux ayant le plus d'impacts sur la santé humaine, notamment les particules fines (PM_{10} et $PM_{2,5}$) et l'ozone (O_3). Malgré une qualité de l'air généralement bonne sur l'ensemble de la province, les villes québécoises ne sont pas soustraites aux enjeux de pollution atmosphérique comme en témoignent les niveaux relativement élevés de particules fines observés dans la ville de Québec et près des grands axes routiers à Montréal. Les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO_2) et le monoxyde de carbone (CO) sont d'autres polluants atmosphériques communs, ayant des impacts sur la santé humaine. De façon générale, ces impacts concernent des atteintes aux systèmes respiratoire (bronchites, asthme, maladies pulmonaires) et cardiovasculaire (telles que des maladies coronariennes, des accidents vasculaires cérébraux), ainsi qu'une augmentation de la prépondérance des cancers. Ces impacts sur la santé sont proportionnels aux concentrations retrouvées dans l'air, de sorte que de nombreux spécialistes s'entendent sur le fait qu'on ne peut pas établir de seuil minimal en deçà duquel il n'existe aucun impact négatif sur la santé humaine.

Le rôle que joue la végétation dans la captation des polluants atmosphériques est majeur pour la qualité de l'air des villes. Plusieurs études démontrent que la végétation d'une ville peut capter plusieurs centaines (voir milliers) de tonnes de polluants annuellement. Pour les principales villes canadiennes, ces services représentent une valeur monétaire totale de 50 à 400 M\$ annuellement. L'action des arbres sur les polluants atmosphériques s'effectue de deux façons : par la déposition des particules fines à la surface de leurs feuilles, des branches et du tronc et par l'absorption des polluants dans les feuilles, par le biais des stomates. Toutefois, l'efficacité de ces mécanismes de captation dépend d'une multitude de facteurs abiotiques et biotiques. Ils dépendent en premier lieu de la concentration de polluants atmosphériques présents dans l'air ambiant. La taille des

particules et la nature des polluants peuvent influencer leur captation par la végétation bien que les particules fines déposées à la surface des feuilles puissent être remises en suspension dans l'air par le vent. La quantité, la forme et la nature des feuilles des arbres peuvent fortement affecter la déposition et la rétention des polluants. Puisque ces caractéristiques varient entre les essences d'arbres retrouvées en milieu urbain, le potentiel de captation des polluants atmosphériques est considéré comme variable entre les différentes essences. De façon générale, on s'attend à ce que les essences possédant un feuillage abondant et dense, avec des feuilles rugueuses, pubescentes et/ou cireuses présentent une captation plus efficace. De plus, en milieu tempéré, il est possible de s'attendre à ce que les conifères gardant leur feuillage toute l'année aient une captation annuelle supérieure à la plupart des espèces à feuilles caduques. Néanmoins, il est clair que l'efficacité de captation des polluants atmosphériques demeure tributaire du maintien de la santé des arbres et de leur canopée dans le temps. Par conséquent, en affectant à la fois les conditions météorologiques influençant la déposition des particules et la santé des arbres, les changements climatiques pourraient avoir d'importantes conséquences sur la captation des polluants atmosphériques par les arbres.

En parallèle des nombreux services en lien avec la qualité de l'air rendus par les arbres urbains, on note principalement deux desservices écosystémiques associés : les émissions de pollen et de composés organiques volatils (COVB). Les allergies saisonnières associées aux pollens représentent un enjeu majeur de santé publique affectant une personne sur cinq au Québec. De précédentes études semblent identifier des différences entre essences en ce qui a trait à leur niveau d'allergénicité, sans toutefois s'entendre sur une échelle de référence d'allergénicité de ces espèces. Néanmoins, plusieurs études avancent qu'un meilleur aménagement tenant compte d'un meilleur équilibre entre les arbres mâles et femelles (pour les espèces dioïques) et favorisant une diversité d'essences en général pourrait réduire les enjeux liés aux pollens. Les variations interspécifiques entre les essences semblent plus consensuelles en ce qui concerne les émissions de COV d'origine biogénique. De façon générale, les conifères émettent majoritairement des terpènes alors que certains feuillus, dont les peupliers et les chênes, émettent de l'isoprène. Ces composés sont des métabolites secondaires des plantes agissant comme moyen de défense ou étant impliqués dans leur développement. Toutefois, ils peuvent interagir avec le cortège de polluants atmosphériques urbains de l'air ambiant et agir ainsi comme précurseurs d'épisodes de « smog ». L'isoprène, entre autres, est un COVB très réactif et contribue de façon non négligeable à la formation d'ozone lorsqu'il interagit avec les oxydes d'azote (NOx). Le choix d'essences à faible émission de COVB et l'augmentation de la diversité des essences plantées pourraient s'avérer des solutions limitant les émissions de COVB et par conséquent les enjeux qui leurs sont associés. Pour cela, une meilleure connaissance des niveaux d'émissions des espèces fréquentes au Québec est cependant nécessaire.

Les milieux urbains végétalisés contribuent également, par différents processus, à stabiliser les flux hydriques en milieu urbain. La canopée agit comme premier filtre en interceptant et en ralentissant une partie des eaux de pluie, ce qui limite partiellement son pouvoir érosif, tout en répartissant l'écoulement des eaux pluviales sur un intervalle de temps plus long. La forêt urbaine retourne également une importante part des précipitations à l'atmosphère par la transpiration du feuillage

et l'évaporation de l'eau stockée temporairement à la surface de ses composantes (branches, feuilles ou troncs). Enfin, les eaux de pluie ont plus de facilité à s'infiltrer dans le sol des milieux naturels et boisés que sur les surfaces minéralisées, ce qui permet de stabiliser les écoulements vers le réseau hydrographique de surface et ainsi de réduire le volume et la contamination des eaux d'écoulement. Cependant, la présence d'arbres en milieu urbain ne peut remplacer une gestion adéquate des milieux tampons permettant de contenir les eaux de crues au printemps et lors d'événements de fortes précipitations. Les traits fonctionnels des espèces peuvent induire des différences dans l'efficacité des différentes espèces à assurer certains processus. Par exemple, les espèces avec une canopée large et dense sont plus susceptibles d'intercepter des volumes d'eau de pluie importants alors que celles ayant une conductance stomatique plus élevée auront tendance à évacuer davantage d'eau par transpiration. Grâce à leur canopée sempervirente, les conifères (tels que les épinettes) pourraient avoir un plus grand potentiel d'interception annuel que les feuillus, mais la réponse varie grandement d'une étude à l'autre.

Enfin, les forêts urbaines ont le potentiel de séquestrer une partie du carbone atmosphérique et de le stocker dans la biomasse et les sols urbains. Ceci pourrait compenser, pour une part, les émissions de carbone reliées aux activités humaines. Malgré la présence de plusieurs outils et méthodes pour évaluer cette séquestration de carbone, on compte encore plusieurs incertitudes dans les valeurs de stocks et de séquestration de carbone fournis par les forêts urbaines québécoises. Une partie de ces incertitudes est reliée à un manque de données sur ces forêts urbaines puisque bien souvent, les données issues de forêts naturelles, ou encore inventoriées aux États-Unis sont utilisées. Les équations allométriques représentent des outils utilisés dans la majorité des approches et méthodologies d'évaluation du carbone contenu dans les forêts urbaines. Par conséquent, le développement d'équations allométriques spécifiques aux essences et aux milieux urbains québécois, ainsi qu'une meilleure évaluation de la variabilité dans le ratio de biomasse souterraine et aérienne permettraient de mieux quantifier les stocks et le potentiel de séquestration du carbone par nos forêts urbaines. On notera également le faible nombre d'études ayant quantifié les stocks et la séquestration de carbone par les forêts urbaines québécoises. Les quelques études disponibles indiquent que cette contribution est somme toute faible, c'est-à-dire de l'ordre de 0,69 % du secteur « Utilisation des Terres, Changements d'Affectation des Terres et de la Forêt », mais resterait tout de même non négligeable.

Au regard de ces résultats, il apparaît évident que favoriser les projets de verdissement urbain peut être bénéfique pour les services écosystémiques traités ici, et par conséquent pour la santé des populations humaines. De plus, les forêts urbaines peuvent fournir de nombreux autres services par exemple, réduire l'intensité des îlots de chaleur ou encore favoriser la santé mentale de la population (Beaudoin et Levasseur, 2017). Toutefois, tout projet de verdissement devrait être réalisé en se basant sur une réflexion construite, c'est-à-dire en intégrant les dernières connaissances portant sur le sujet, dont la présente revue de littérature fait état. Tout d'abord, le choix des essences utilisées dans les projets de verdissement est primordial afin d'assurer la survie et la croissance des arbres et ainsi, le succès des programmes de verdissement urbains. En effet, ce type d'environnement peut exposer les arbres à plusieurs conditions adverses telles qu'un sol compacté ou de faible volume, un pH élevé du sol, des patrons de température et d'humidité

altérés, la présence de contaminants dans le sol et dans l'air, et même des conditions de luminosité différentes (Berrang *et al.*, 1985 ; Day *et al.*, 2010 ; Škvareninová *et al.*, 2017). Par ailleurs, une attention particulière doit être portée aux interactions pouvant survenir entre les polluants captés et ceux émis par les arbres du milieu urbain. Les émissions de pollen et de COVB devraient faire partie de ces préoccupations à l'étape de la sélection des espèces. Enfin, il semble évident que l'augmentation de la proportion de conifères sempervirents (souvent faible dans nos villes) pourra favoriser l'apport de services écosystémiques tout au long de l'année en raison de leur feuillage dense et persistant. Il a en effet été démontré dans cette revue de littérature, ainsi que dans une étude de modélisation récente (Wood et Dupras, 2021) que ces essences sont parmi les plus efficaces pour la captation des polluants atmosphériques et celle des eaux de pluie. De plus, les conifères tels que les épinettes et les pins sont de faibles émetteurs de COVB, notamment d'isoprène. Les conifères sempervirents sont actuellement très peu représentés dans les villes québécoises (Paquette et Messier, 2016), malgré leur abondance dans les écosystèmes forestiers naturels. En plus de cette forte contribution aux services écosystémiques, accroître la proportion de conifères sempervirents serait également un bon moyen d'augmenter la diversité spécifique et fonctionnelle des forêts urbaines.

Un autre aspect important de cette revue de littérature est que davantage de données sont requises en quantité et en qualité pour mieux quantifier les services écosystémiques fournis par les forêts urbaines. La plupart des estimations actuelles des services écosystémiques reposent en effet sur le logiciel i-Tree développé par le USDA Forest Service et reposant sur des données provenant principalement des États-Unis. À l'heure actuelle, les plus récentes données du réseau de surveillance québécois de la qualité de l'air n'y sont pas intégrées : seules les données de l'année 2010 sont disponibles. Dans le même ordre d'idées, on ne bénéficie que de très peu de mesures de carbone dans nos forêts urbaines que ce soit pour la biomasse végétale ou encore pour les sols.

Malgré plusieurs incertitudes quant à leur ampleur attendue, il est essentiel de considérer l'action des changements globaux dans le développement futur des forêts urbaines afin d'assurer un maintien des services écosystémiques dans le temps. En effet, plusieurs essences de conifères indigènes du Québec risquent par exemple d'être vulnérables aux changements climatiques, surtout dans la partie sud (Boulanger *et al.*, 2021). Cela pourrait rendre nécessaire la sélection d'essences ou de provenances de conifères qui seront adaptées aux conditions climatiques futures, selon le principe de la migration assistée (Ste-Marie *et al.*, 2011). Cette pratique demeure cependant très marginale actuellement, en raison d'un manque de connaissances sur la capacité d'adaptation des essences d'arbres (Royer-Tardif *et al.*, 2021) et sur les conditions opérationnelles menant à son succès (Park *et al.*, 2018). La propagation des pestes en lien avec les changements globaux est un autre risque important à l'avenir, et la propagation fulgurante de l'agrile du frêne est un des meilleurs exemples de la façon dont des menaces externes peuvent affecter l'étendue, la composition et les services fournis par la forêt urbaine. Les caractéristiques physiologiques, morphologiques ou phénologiques des arbres influencent leurs performances individuelles et leurs fonctions. Le fait de favoriser des essences présentant une diversité de traits fonctionnels demeure une approche assez simple pour accroître la résilience des forêts urbaines (Messier *et al.*, 2019), c'est-à-dire, leur capacité à maintenir leurs fonctions malgré des conditions défavorables. En ce

sens, l'approche par « groupes fonctionnels », c'est-à-dire le regroupement des espèces en fonction de la proximité de leurs caractéristiques, est promue par une partie de la littérature scientifique (Carlyle-Moses et Schooling, 2015 ; Watkins *et al.*, 2021 ; Paquette *et al.*, 2021). Enfin, une plus grande diversité fonctionnelle des forêts urbaines aurait également des effets bénéfiques sur les services fournis par les arbres, tels qu'il a été démontré dans la présente revue de littérature, notamment pour réduire les impacts négatifs des émissions de pollen et de COVB.

RÉFÉRENCES GÉNÉRALES

- Beaudoin, M., Levasseur, M.H., 2017. Verdir les villes pour la santé de la population. Revue de littérature. Institut national de santé publique. Publication no 2265.
https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2265_verdir_villes_sante_population.pdf
- Berrang, P., Karnosky, D.F., Stanton, B.J., 1985. Environmental Factors Affecting Tree Health in New York City. *Journal of Arboriculture* 11, 185–189.
- Boulanger, Y., Pascual, J., Bouchard, M., D’Orangeville, L., Périé, C., Girardin, M.P., 2021. Multi-model projections of tree species performance in Quebec, Canada under future climate change. *Global Change Biology*, 28(5), 1884-1902.
- Brouwer, R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., Bateman, I., 2013. A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. VU University Amsterdam.
- Carlyle-Moses, D.E., Schooling, J.T., 2015. Tree traits and meteorological factors influencing the initiation and rate of stemflow from isolated deciduous trees. *Hydrol. Process.* 29, 4083–4099.
- Day, S., Wiseman, P., Dickinson, S., Harris, J., 2010. Tree Root Ecology in the Urban Environment and Implications for a Sustainable Rhizosphere. *Arboriculture and Urban Forestry* 36, 193–205.
- European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, 2015. Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities (Final Report of the Horizon 2020 Expert Group). Publications Office of the European Union, 2015, B-1049 Brussels.
- McGovern, M. et Pasher, J. (2016). Canadian urban tree canopy cover and carbon sequestration status and change 1990–2012. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 227–232.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.09.002>
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., Mina, M., Aquilué, N., Fortin, M.-J., Puettmann, K., 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems* 6:21.
- Nitoslawski, S.A., Galle, N.J., Van Den Bosch, C.K., Steenberg, J.W.N., 2019. Smarter ecosystems for smarter cities? A review of trends, technologies, and turning points for smart urban forestry. *Sustainable Cities and Society* 51, 101770.
<https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101770>
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., Pasher, J., 2018. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, Wild urban ecosystems: challenges and opportunities for urban development 29, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
- Paquette, A., Messier, C., 2016. Diversité des arbres de la Ville de Québec : Développement d’une stratégie de plantation qui augmente la résilience du parc arboré. Rapport final, Ville de Québec, Canada.
- Paquette, A., Sousa-Silva, R., Maure, F., Cameron, E., Belluau, M., Messier, C., 2021. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 62:127157.
- Park, A., Talbot, C., 2018. Information Underload: Ecological Complexity, Incomplete Knowledge, and Data Deficits Create Challenges for the Assisted Migration of Forest Trees. *BioScience* 68:251–263.

- Pataki, D.E., Alberti, M., Cadenasso, M.L., Felson, A.J., McDonnell, M.J., Pincetl, S., Pouyat, R.V., Setälä, H., Whitlow, T.H., 2021. The Benefits and Limits of Urban Tree Planting for Environmental and Human Health. *Front. Ecol. Evol.* 9.
- Royer-Tardif, S., Boisvert-Marsh, L., Godbout, J., Isabel, N., Aubin, I., 2021. Finding common ground: Toward comparable indicators of adaptive capacity of tree species to a changing climate. *Ecology and Evolution* 11:13081–13100.
- Škvareninová, J., Tuhárska, M., Jaroslav, S., Babalova, D., Slobodníková, L., Slobodník, B., Středová, H., Mindas, J., 2017. Effects of light pollution on tree phenology in the urban environment. *Moravian Geographical Reports* 25, 282–290. <https://doi.org/10.1515/mgr-2017-0024>
- Sousa-Silva, R., Smargiassi, A., Kneeshaw, D., Dupras, J., Zinszer, K., Paquette, A., 2021. Strong variations in urban allergenicity riskscape due to poor knowledge of tree pollen allergenic potential. *Sci. Rep.* 11, 10 196. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89353-7>
- Sousa-Silva, R., Smargiassi, A., Paquette, A., Kaiser, D., Kneeshaw, D., 2020. Exactly what do we know about tree pollen allergenicity? *Lancet Respir. Med.* 8, e10. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(19\)30472-2](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(19)30472-2)
- Ste-Marie, C., Nelson, E. A., Dabros, A., Bonneau, M.-E., 2011. Assisted migration: Introduction to a multifaceted concept. *The Forestry Chronicle* 87:724–730.
- Watkins, H., Hiron, A., Sjöman, H., Cameron, R., Hitchmough, J.D., 2021. Can Trait-Based Schemes Be Used to Select Species in Urban Forestry? *Front. Sustain. Cities* 3. <https://doi.org/10.3389/frsc.2021.654618>
- Wood, S. L. R., Dupras, J., 2021. Increasing functional diversity of the urban canopy for climate resilience: Potential tradeoffs with ecosystem services? *Urban Forestry & Urban Greening* 58:126972.