

Université du Québec en Outaouais

**Étude des relations population-forêt en milieu urbain dans le  
cadre de l'adaptation des villes aux changements climatiques**

Par

Félix Lorrain Landry

Département des sciences naturelles

Thèse présentée au Décanat des études supérieures  
en vue de l'obtention du grade de  
Ph.D. en foresterie urbaine et environnement

Juillet 2022

© Félix Lorrain Landry 2022

## RÉSUMÉ

Les changements climatiques représentent un grand défi pour les villes, où les impacts sur les infrastructures, l'environnement et la population se font sentir. Le verdissement est envisagé par de nombreuses municipalités du Québec, du Canada et du monde pour réduire le risque d'impacts négatifs des changements climatiques sur la population urbaine. Cette mesure d'adaptation aux changements climatiques est souvent vue comme bénéfique aux plans environnemental et économique, notamment par la production de nombreux services écosystémiques. Les enjeux sociaux du verdissement sont par contre moins bien intégrés par les villes dans le contexte de la planification de l'adaptation. L'objectif de cette thèse est d'explorer des manières dont les forêts urbaines, leur distribution et leurs caractéristiques, participent au phénomène d'inégalité environnementale en zones urbaines; situation dans laquelle les quartiers où vit une population plus vulnérable possèdent une forêt urbaine moins dense par rapport aux populations plus riches. Des actions de verdissement implantées sans tenir compte de cette situation mènent ainsi au maintien ou à l'accentuation des inégalités dans la distribution des éléments naturels en ville. Trois articles de recherche sont présentés dans cette thèse de manière à explorer le rôle du verdissement en tant que mesure d'adaptation aux changements climatiques dans le phénomène d'inégalité environnementale.

Le premier article propose une étude sur le cas de l'adaptation aux changements climatiques dans la ville de Montréal. Par une analyse approfondie du *Plan Climat* de la ville ainsi qu'une série d'entretiens semi-dirigés avec des acteurs clé du domaine, les résultats montrent que le verdissement urbain est une solution d'adaptation efficace et particulièrement attrayante de par sa production importante de co-bénéfices sociaux, environnementaux et économiques ainsi que sur plusieurs objectifs d'adaptation en simultané. Les enjeux d'inégalités environnementales ne sont toutefois pas développés dans le texte du *Plan Climat*, et relativement peu abordés par les acteurs de l'adaptation, ce qui permet de conclure à une faible intégration générale de ce problème.

Le deuxième article est consacré à l'analyse des relations entre les caractéristiques socio-économiques de la population et la distribution quantitative et qualitative de la forêt urbaine des villes de Toronto, Ottawa, Gatineau, Montréal et Québec. Les résultats démontrent, par l'analyse multivariée de données multi-sources géoréférencées, que comme dans de nombreuses villes des pays occidentaux, le phénomène s'y retrouve et qu'il avantage certaines populations au détriment d'autres. L'article démontre aussi que les populations des quartiers plus favorisés bénéficient d'une forêt urbaine plus diversifiée, et donc plus résiliente face aux pressions multiples auxquelles elles font face. Cette double inégalité dans la quantité et qualité des forêts urbaines, fait en sorte que les populations plus vulnérables sont davantage à risque de perdre une part importante de la couverture arborée déjà plus faiblement présente dans leur quartier si une perturbation venait à frapper.

Le troisième article est basé sur une approche économétrique de modélisation de choix (*choice experiment*) réalisée auprès de 3 275 répondants des mêmes villes et visant à identifier les préférences des résidents urbains pour quatre caractéristiques de la forêt urbaine : la densité, la diversité spécifique, la proportion de conifères et la diversité structurelle. Les résultats démontrent que les résidents préfèrent des forêts urbaines plus denses, diversifiées tant spécifiquement que structurellement et comportant davantage de conifères, et ce indépendamment de la quantité d'arbres déjà présents dans leur quartier, mais dépendant de leur appartenance à une minorité visible et de leur niveau d'éducation.

Cette thèse jette un regard nouveau sur les relations entre la population des villes et les forêts qui les entourent, via l'étude des inégalités environnementales, de la diversité des arbres urbains, des préférences de la population et des stratégies pour utiliser la forêt dans l'adaptation aux changements climatiques. Les résultats des trois articles permettent de démontrer que le verdissement est une solution envisageable pour adapter les villes aux changements climatiques, mais que l'intégration des enjeux de justice environnementale et des préférences de la population dans la planification de ces mesures est essentielle à la réalisation de cet objectif.

**Mots-clés :** adaptation aux changements climatiques; foresterie urbaine; inégalités environnementales; biodiversité.

## ABSTRACT

Climate change impacts on infrastructure, environment and populations are a challenge for urban areas. Greening is portrayed by many cities in Quebec, Canada and elsewhere in the world as reducing the burden of these impacts on the population. Greening as an adaptation measure is often seen as environmentally and economically efficient, as shown by the wealth of scientific literature about the urban forest's ecosystem service production. However, the social aspects of greening are often not as easily integrated by city planners in the context of adaptation.

The main goal of this thesis is to explore the ways by which urban forests are part of the green inequality phenomenon; a situation arising when the urban forest is distributed in an unequal manner favoring affluent neighborhoods and disadvantaging poorer or ethnic and racial minority populations. Greening actions implemented without accounting for this situation may therefore maintain or exacerbate existing inequalities. Three research papers are presented in this thesis in an attempt to better understand the role that climate change adaptation through greening could play in the phenomenon.

The first paper is a case study about the adaptation strategy in Montreal (Canada). Through an analysis of Montreal's adaptation strategy and a series of semi-structured interviews involving key stakeholders in the private, non-governmental organizations (NGOs), municipal and governmental sectors, this study shows that urban greening is an interesting and widely used adaptation measure, especially because of its social, environmental and economic co-benefits. However, green inequalities are not addressed in the adaptation strategy's text and seldom discussed by stakeholders, which suggests that the phenomenon is not well integrated into Montreal's adaptation planning.

The second paper aims at describing the relationships between the urban population's socio-economic characteristics and the quantitative and qualitative distribution of the urban forest of Toronto, Ottawa, Gatineau, Montreal and Quebec cities. Multivariate analyses of Canadian census, remote sensing and tree inventory datasets show that green inequalities exist in these cities, similar to many other cities in Western countries. The paper also

demonstrates that more affluent neighborhoods benefit from a more diverse urban forest that is therefore more resilient to disturbances induced by climate and global change. This double inequality in the quantity and quality of urban forests creates a situation where vulnerable populations are more at-risk of losing a larger part of their neighborhood's already deficient urban forest if a disturbance, such as an invasive pest, was to hit.

The third paper is based on the econometric approach of Discrete Choice Experiments. 3275 respondents from the same previously mentioned cities answered an online survey aiming to describe the preferences of urban residents toward key urban forest characteristics: density, species diversity, proportion of evergreen trees and structural diversity. Results show that city-dwellers generally prefer denser and more diverse urban forests, but belonging to a visible minority and education-level can influence these preferences.

This thesis takes a new look at relationships between urban populations and urban forests through the study of green inequalities, tree diversity, population's preferences and strategies to use urban forests in the context of climate change adaptation. Results from this thesis three central papers show that greening is a commonly supported solution for adapting our cities to climate change, but that integrating green inequalities and population's preferences into planning and management is an essential step in attaining these goals.

**Keywords:** climate change adaptation, urban forestry, green inequalities, biodiversity

## TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	i
Abstract.....	iii
Liste des Tableaux .....	vii
Liste des Figures .....	viii
Sigles et acronymes.....	ix
Remerciements.....	x
Chapitre 1 Introduction.....	12
1.1. Introduction générale : des forêts et des villes .....	12
1.2. Problématique.....	14
1.3. Le processus d'adaptation aux changements climatiques .....	15
1.4. Concepts mobilisés dans la thèse .....	21
Chapitre 2 Questions de recherche et méthodologie.....	29
2.1. Objectif général et questions de recherche.....	29
2.2. La méthodologie de recherche .....	33
Chapitre 3 A stakeholder's perspectives on urban greening and climate change adaptation in the City of Montreal (Canada). .....	40
3.1. Abstract .....	40
3.2. Introduction .....	41
3.3. Description of study site.....	45
3.4. Methods.....	47
3.5. Results and Discussion.....	48
3.6. Conclusions .....	55
Chapitre 4 Convergence of urban forest and socio-economic indicators of resilience: A study of environmental injustice in four major cities in eastern Canada.....	56
4.1. Abstract .....	56
4.2. Introduction .....	57
4.3. Methods.....	60
4.4. Results .....	68
4.5. Discussion .....	73

4.6. Conclusions .....	77
Chapitre 5 Population preferences for composition and structural diversity of street trees in four major Canadian cities vary with socio-demographics .....	78
5.1. Abstract .....	78
5.2. Introduction .....	79
5.3. Methods .....	82
5.4. Results .....	87
5.5. Discussion .....	92
5.6. Conclusion.....	96
Chapitre 6 Discussion .....	98
6.1. Principales contributions .....	98
6.2. Analyse générale .....	102
6.3. Principales limites .....	107
6.4. Travaux futurs .....	110
6.5. Conclusion.....	113
Bibliographie.....	115
Annexe A – Guide d’entretien .....	142

## LISTE DES TABLEAUX

Table 3.1: Number of participants in each sector .....	47
Table 3.2: List of themes, sub-themes, and examples of relevant codes .....	49
Table 4.1: Parameters used in the multivariate models integrated at the census tract scale. .....	65
Table 4.2 : RDA's Correlation coefficients between each social parameter and the density of tree cover in CTs in the four studied cities.....	71
Table 4.3: PCA scores for the figure 4 graph showing the 20 variables used to characterize each of the 1161 CTs along the 3 first axes.....	73
Table 5.1: Attributes and levels used to create UF scenarios. ....	84
Table 5.2: Comparison between survey sample and census data for key socio- demographic parameters for the 4 cities in the sample.....	88
Table 5.3: Conditional logistic model results for each attribute, socio-demographic variable and interaction term in each of the four studied cities. ....	89
Table 5.4: Marginal willingness to pay in Canadian dollars (CAD) for each attribute and levels (if applicable) in the cities of Montreal, Toronto, Ottawa and Quebec.....	91



## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Relations entre risque, vulnérabilité et adaptation aux changements climatiques. Traduit et adapté de Romero Lankao et Qin 2011 .....	16
Figure 1.2: Nombre de publications entre 2005 et 2015 traitants d'un ou plusieurs concepts reliés au plus récent concept de SBN (tiré et traduit de Escobedo et al. 2019). 22	
Figure 3.1: The adaptation process organizational framework (adapted from UNFCCC 2020) .....	433
Figure 4.1: Example of selection for urban CTs in the Gatineau-Ottawa metropolitan area.....	665
Figure 4.2: RDA plot of socio-economic parameters against ground cover classes. ....	68
Figure 4.3: RDA graphs showing how trees, grass and built cover classes relate to socio-economic variables (arrows) in each individual urban agglomeration. ....	70
Figure 4.4: PCA plot of socio-economic parameters and forest diversity indicators. ....	72
Figure 5.1: Example of a possible choice set presented in the online survey.....	86

## SIGLES ET ACRONYMES

ACP	Analyse de composantes principales
CC	Changements climatiques
CG	Changements globaux
DCE	Discrete choice experiment / modélisation de choix
FU	Forêt urbaine
GES	Gaz à effet de serre
GIEC / IPCC	Groupe international d'experts sur le climat
IN	Infrastructure naturelle
ONG / NGO	Organisme non-gouvernemental
ONU	Organisation des Nations unies
PCA / ACP	Principal Component Analysis / Analyse en composantes principales
RDA	Analyse de redondance
SBN	Solution basée sur la nature
SCFU	Stratégie canadienne sur la forêt urbaine
SE	Services écosystémiques
UNFCCC	Convention-cadre des Nations unies sur les Changements climatiques

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mes directeurs de recherche, Jérôme Dupras et Christian Messier, pour le soutien dont ils ont fait preuve durant ces dernières années. Je suis aussi reconnaissant de la flexibilité que vous m'avez accordée dans mon cheminement au doctorat. J'ai ainsi pu profiter d'opportunités professionnelles m'ayant permis d'appliquer les résultats de mes travaux en dehors de la sphère académique auprès d'organismes et d'entreprises ayant à cœur la protection de l'environnement et de nos milieux de vie; des projets qui me sont chers.

Je veux aussi remercier l'entièreté des membres de la Chaire de recherche du Canada en économie écologique pour les riches échanges autour d'une tasse de café, ce qui a permis d'affiner divers aspects de cette thèse et d'accompagner le tout d'une bonne dose de rires; un plaisir impossible à remplacer durant les années pandémiques.

Je remercie aussi les membres du Laboratoire sur la forêt urbaine pour la santé, Dan Kneeshaw, Audrey Smargiassi et Alain Paquette pour leur implication dans ce projet. La collaboration de Jie He pour l'analyse et la présentation des données pour ce même projet m'a également été d'une aide fondamentale à la finalisation de celui-ci. Je suis aussi extrêmement reconnaissant pour l'aide de mon ami Aurélien Rigolet durant la transcription des enregistrements d'entretiens.

Ce projet de recherche n'aurait jamais pu voir le jour sans le soutien financier des Fonds de recherche du Québec et du Conseil de recherche en sciences humaines du Canada. La mission de ces organismes gouvernementaux est essentielle à la poursuite d'activités de recherche dans le milieu académique. Je souligne aussi le rôle de financement important du programme Mitacs et de ses partenaires chez qui j'ai réalisé des stages : le Conseil régional de l'environnement et du développement durable de l'Outaouais ainsi qu'Habitat. Ces expériences de travail formatrices m'ont permis de développer des compétences de grande valeur dans mon cheminement professionnel, en plus de permettre la diffusion de travaux de recherche scientifique appliquée. Je remercie aussi la Fondation David Suzuki

qui durant quelques collaborations m'a fait profiter de son expertise et de son réseau dans l'élaboration et la diffusion d'études scientifiques.

J'aimerais aussi remercier ceux qui derrière le travail présenté ici m'ont soutenu tout au long des dernières années. D'abord mes parents, qui par leur soutien indéfectible m'ont permis de me rendre là où je voulais aller. Ce projet aurait simplement été impossible sans vous. Ma sœur, qui en maniant habilement rires et barbecues, a ajouté la dose de soleil qui manquait parfois.

Ensuite, mes amis, qui beau temps mauvais temps, ont toujours été là, un Saint-Graal à la fois; mille mercis à vous tous.

Merci à Louise, couchée tranquille sur mon bureau ou courant à toute vitesse vers un objectif connu d'elle seule, une distraction toujours bienvenue.

Finalement, un merci spécial à Frédérique, mon amoureuse qui durant ces dernières années a su faire preuve d'une patience et d'une sensibilité à toute épreuve. Revirement de situation : tu es la Sam à mon Frodon, je ne me serais pas rendu loin sans toi! Merci pour tes encouragements, c'est une joie de vivre en ta compagnie!

## CHAPITRE 1

### INTRODUCTION

#### 1.1. Introduction générale : des forêts et des villes

Les villes du monde entier subissent des pressions issues des changements climatiques (CC) (Grimm et al. 2008; Gasper et al. 2011; Hunt et Watkiss 2011). Ces derniers se définissent comme l'ensemble des modifications du climat résultant de l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> produit en grande partie par les activités humaines, causant entre autres un réchauffement et un dérèglement du climat à l'échelle globale (GIEC 2014). Les effets négatifs des CC sur les populations prennent de multiples formes et peuvent inclure des modifications des régimes hydriques (par ex. : sécheresses, inondations), l'augmentation de la fréquence d'événements météorologiques extrêmes (par ex. : tempêtes de verglas, ouragans) en plus de favoriser la migration d'espèces invasives ou présentant un risque pour les humains (par ex. : maladies zoonotiques) (Bouchard et al. 2019; Karl et al. 2009; Yusa et al. 2015). Les CC peuvent affecter tous les milieux. Or les villes, avec leur grande densité de population combinée à un milieu fortement bâti et comportant peu d'éléments naturels, créent un ensemble de conditions rendant leurs populations susceptibles de subir plus fortement certains impacts des changements climatiques comme les vagues de chaleur intenses et les inondations (Karl et al. 2009; Seto et al. 2011). Cette situation continue de s'exacerber avec l'expansion rapide de la population urbaine actuellement en cours et débutée lors du XX<sup>ème</sup> siècle. À l'échelle globale, cette population est passée d'environ 10% en 1900 à 55% en 2018 et est en voie d'atteindre 60% d'ici 2030 (ONU 2019). Dans les pays développés du Nord, ces proportions sont déjà beaucoup plus élevées et atteignent fréquemment les 80% (ONU 2019); par exemple, les 35% de canadiens vivant en ville en 1901 (Statistique Canada 2012) sont passés à 82% en 2021 (Statistique Canada 2022). Pallier aux impacts des CC en ville pour le bénéfice de leurs immenses populations est un défi de taille auquel de nombreuses solutions peuvent être appliquées. En ce sens, l'incorporation de végétaux à la

trame urbaine, notamment par la bonification de la forêt urbaine, fait partie des stratégies les plus fréquemment implantées.

La forêt urbaine a été définie de plusieurs manières selon le lieux et l'époque où elle était étudiée. Les définitions plus anciennes, souvent issues d'Europe, se limitaient aux massifs forestiers « naturels » ou d'apparence naturelle retrouvés dans un périmètre urbain ou à proximité d'une ville (Konijnendijk 2006; 2003). Les définitions plus récentes issues autant d'Amérique que d'Europe, incluent généralement d'autres types de végétation, comme les arbres présents dans les parcs et les rues (Donovan 2017). Ces arbres, souvent de propriété publique, ne comptent que pour une petite partie du couvert forestier urbain, dont la majorité se retrouve sur les terrains privés (par ex. 60% du couvert forestier de Toronto est situé en terrain privé) (City of Toronto, 2013). Une définition plus complète de la forêt urbaine intégrerait donc la totalité des arbres et arbustes en territoire urbain (Donovan 2017; Konijnendijk et al. 2006), comme le défend par exemple la Stratégie Canadienne sur la Forêt Urbaine : « *Les forêts urbaines désignent les arbres, les forêts, les espaces verts et les éléments abiotiques, biotiques et culturels connexes qui se trouvent dans les zones allant du noyau urbain à la limite périurbaine.* » (SCFU 2019). Cette définition plus englobante sera privilégiée ici, car dans le contexte de l'étude des relations population-forêt à l'échelle du voisinage et de l'individu, les arbres se situant directement dans le milieu de vie du résident doivent être considérés. Cette définition est d'autant plus appropriée que l'aire d'étude de cette thèse se limite aux grandes villes de l'Est du Canada, plus précisément celles du Québec et de l'Ontario.

Les arbres constituant la forêt urbaine fournissent une variété de services écosystémiques influençant positivement la qualité de vie des résidents des villes (Gómez-Baggethun et al. 2013; Haase 2014). Au vu des CC, ce rôle devient doublement important car les arbres urbains sont reconnus pour leurs avantages dans la diminution des risques que posent ces changements à la population. Cependant, la forêt urbaine est elle-même à risque face aux CC. L'augmentation des températures et l'altération des régimes de précipitation, par exemple, peuvent influencer directement (par ex. sécheresse) ou indirectement (par ex. migration de ravageurs) la croissance des végétaux (Ordóñez et Duinker 2014). D'autres

perturbations peuvent également affecter les forêts comme par l'arrivée de ravageurs exotiques (Poland et McCullough 2006). Cette vulnérabilité est exacerbée par la faible diversité des forêts urbaines des villes des pays développés, ce qui engendre des risques accentués de pertes importantes de couvert forestier urbain (Paquette et al. 2021). De manière à diminuer la vulnérabilité des populations urbaines aux CC, considérer aussi la vulnérabilité de la forêt urbaine s'impose donc comme une nécessité.

## 1.2. Problématique

Réduire la vulnérabilité des populations urbaines face aux CC représente un grand défi pour les villes du Québec et du Canada. L'adaptation face aux impacts néfastes de ces changements est une voie suivie par plusieurs d'entre-elles et implique le plus souvent une forme ou une autre de verdissement urbain (Bierbaum et al. 2013; Mees et Driessen 2011). Il s'agit d'une solution « logique » au problème, car la forêt urbaine est reconnue dans la littérature pour ses nombreux avantages aux plans environnemental, économique et social, sous forme de services écosystémiques (Gómez-Baggethun et Barton 2013) en plus d'être « socialement acceptable » dans la plupart des cas (Turner-Skoff et Cavender 2019). Il s'avère toutefois que malgré ces caractéristiques prometteuses, le verdissement urbain possède ses inconvénients : problèmes liés à la sécurité, à l'intégrité des bâtiments, aux allergies, etc. (Lyytimäki et Sipilä 2009). La forêt urbaine est aussi elle-même vulnérable aux changements climatiques, qui peuvent en affecter les conditions de croissance (Ordóñez et Duinker 2014). Plusieurs études dans la littérature des deux dernières décennies montrent aussi que la forêt urbaine est distribuée de manière inégale sur de nombreux territoires urbains du Canada et du monde (Nesbitt et al. 2019; Anguelovski et al. 2018; Schwartz et al. 2015). Ces inégalités profitent généralement aux citoyens plus riches au détriment des plus vulnérables. Pour être véritablement efficace, une mesure d'adaptation doit répondre aux besoins de la population qu'elle dessert (Nesshöver et al. 2017; Kabisch et al. 2016). Or, une action de verdissement réalisée sans tenir en compte des inégalités et des préférences de la population résidente envers la forêt urbaine peut mener à l'augmentation des inégalités environnementales et correspondre à des *standards* non conformes à ceux de la population; ce qui diminue à terme l'efficacité potentielle de

la mesure d'adaptation et perpétue les problèmes en place. L'intégration des enjeux sociaux entourant le verdissement, notamment les inégalités environnementales et les préférences des populations, est donc une étape essentielle de la planification de l'adaptation des villes aux changements climatiques.

### 1.3. Le processus d'adaptation aux changements climatiques

#### 1.3.1. La vulnérabilité

Les changements climatiques ont un impact grandissant sur le milieu et la qualité de vie des résidents des villes. Or, caractériser le risque d'un impact dévastateur ne revient pas seulement à déterminer quel aléa climatique augmentera en intensité et en fréquence dans le futur (Fussler 2010). La *vulnérabilité* face à un risque climatique dépend bien sûr de ces facteurs climatiques, mais aussi de facteurs non-climatiques (GIEC 2014; Costello et al. 2009). Ces facteurs, selon les définitions, peuvent faire partie de deux facettes de la vulnérabilité décrits comme *l'exposition* et la *sensibilité* (Romero Lankao et Qin 2011; fig. 1). L'exposition comprend généralement les facteurs géographiques et climatiques reliés à un risque. Par exemple, une ville côtière (situation géographique) pourrait subir des impacts de l'élévation du niveau de la mer (facteur climatique). La sensibilité regroupe surtout des facteurs socio-économiques liés à la capacité des populations à faire face et à réagir vis-à-vis un risque (Lankao et Qin 2011). Cette distinction entre l'exposition et la sensibilité est particulièrement utile pour traiter des problèmes où l'échelle est un paramètre important : une ville entière pourrait être exposée à un problème de pollution atmosphérique, mais les quartiers bénéficiant d'un accès déficient à des services de santé pourraient être plus sensibles. L'évaluation des vulnérabilités vise donc à identifier les populations, les biens et les écosystèmes exposés et sensibles à un risque climatique (Ford et al. 2010).



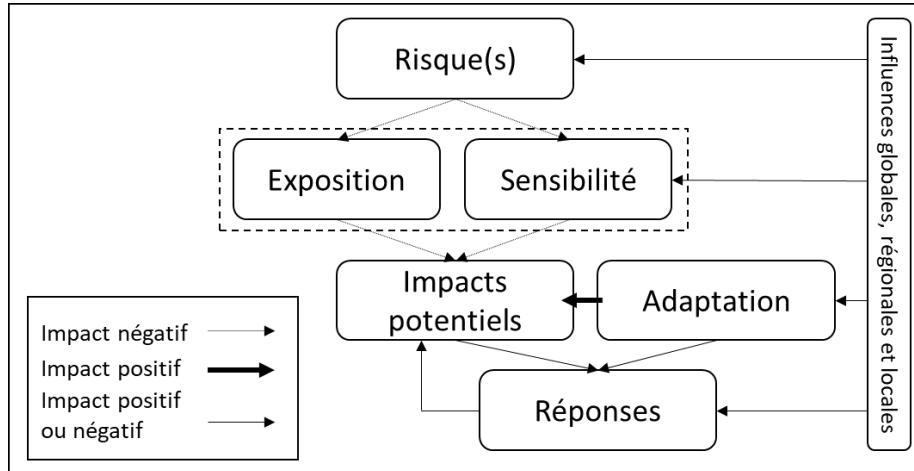


Figure 1.1: Relations entre risque, vulnérabilité et adaptation aux changements climatiques. Traduit et adapté de Romero Lankao et Qin (2011)

Ces risques liés aux CC sont également à considérer lors de la gestion de la forêt urbaine elle-même. Certains exemples de perturbations affectant directement la forêt urbaine ne découlent toutefois pas des CC mais plutôt des changements globaux, caractérisés par l'ensemble des changements anthropiques à l'échelle de la planète, incluant par exemple les changements d'utilisation des terres, la mondialisation du commerce en plus des changements climatiques (McMichael 2013; Pautasso et al. 2010). L'exemple de l'épidémie d'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), insecte ravageur originaire d'Asie le démontre très bien. La proportion de Frênes (*Fraxinus spp.*) dans la forêt urbaine montréalaise est ainsi passée d'environ 20% en 2008 (année de la découverte de l'insecte à Montréal) (Bureau du Vérificateur Général de la Ville de Montréal, 2021) à 10% en 2022 (Ville de Montréal, 2022). La modification des régimes hydriques et l'augmentation de la fréquence d'événements climatiques extrêmes, des impacts possibles de changements climatiques, exercent aussi une pression sur les arbres urbains (Ordóñez et Duinker 2014). Ces perturbations sont difficiles, voire impossible à prévoir; particulièrement dans le cas de l'introduction d'espèces exotiques envahissantes qui ne dépend pas du réchauffement climatique mais plutôt des échanges commerciaux internationaux (Paini et al. 2016). Il est toutefois possible de réduire les éventuelles pertes catastrophiques par la diversification de

la forêt urbaine. Une forêt plus diverse est en effet moins sensible face aux risques, un fait largement étudié dans les forêts naturelles ou aménagées (Aquilé et al. 2020; Messier et al. 2019; Thompson et al. 2009), mais également reconnu dans les forêts urbaines (Endreny 2018; Paquette 2021). Plus spécifiquement, les forêts urbaines *fonctionnellement* diverses seraient les moins sensibles. Cette manière de mesurer la diversité se base sur les différences entre les traits fonctionnels de chaque espèce plutôt que sur l'espèce elle-même : un frêne et un orme forment un assemblage moins diversifié au plan fonctionnel qu'un orme et un pin, par exemple, malgré un nombre d'espèce identique. Ces traits fonctionnels (par ex. densité du bois, taille des graines, mycorhization, etc.) permettent aux arbres de différentes espèces de réagir différemment aux stress. Maximiser cette diversité revient à maximiser la variété de réponses possibles face à une perturbation, et donc de limiter les éventuelles pertes si cette perturbation se révélait dévastatrice pour une espèce ou un ensemble d'espèces partageant des traits fonctionnels similaires (Paquette et al. 2021).

Historiquement, maximiser la diversité des forêts urbaines ne figurait pas au rang de priorité pour les aménagistes. Les rangées d'arbres identiques étant considérées comme un standard esthétique dans les villes d'Amérique du nord, et des décennies de gestion en ce sens ont créé une forêt urbaine où se retrouve une grande proportion d'espèces rencontrant à la fois ce critère esthétique, tolérantes aux conditions urbaines et disponibles dans les pépinières (Avolio et al. 2018; Bassuk et al. 2002; Cowett et Bassuk 2021). Ces forêts plantées de grandes proportions d'un petit nombre d'espèces sont vulnérables face aux perturbations qui affecteraient ces espèces. Dans le nord-est de l'Amérique du nord, cette situation a favorisé la destruction de grandes parts des arbres urbains durant l'épidémie de la maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi*) au milieu du XX<sup>ième</sup> siècle (Campanella 2003). Ironiquement, de nombreux frênes plantés en remplacement de ces ormes et ont à leur tour été victimes de l'épidémie d'agrile du frêne (*Agilus planipennis*) débutée au Canada dans les années 2000 (Poland et McCullough 2006). Du point de vue de l'adaptation aux changements, la diversification de la forêt urbaine pour assurer le maintien de la canopée (la surface couverte par la couronne des arbres) et des SE qui en découlent constitue donc une étape obligatoire. La diversification de la forêt urbaine peut

également être vue comme étant elle-même une mesure d'adaptation, car cette action diminue la vulnérabilité des populations comme celle de la forêt urbaine elle-même face aux impacts des changements climatiques (Nesshöver et al. 2017).

### 1.3.2. L'adaptation

L'adaptation est le processus d'ajustement aux impacts actuels ou futur du climat. Dans les systèmes humains, l'adaptation vise à diminuer les effets négatifs ou profiter des opportunités créées par ces impacts (GIEC 2014). Il est important de distinguer l'*adaptation* de la *lutte* aux CC. Cette dernière vise la réduction des émissions de gaz à effets de serre (GES) dans l'atmosphère pour freiner le réchauffement du climat (Laukkonen et al. 2009). Cette réponse s'attaque donc à la cause du changement. Or, la diminution de la concentration atmosphérique en GES dépend d'un effort mondial, et les effets des changements globaux s'observent à toutes les échelles, incluant l'échelle locale (Adger et al. 2005; Wilbanks et Kates 1999). C'est pourquoi plusieurs villes dans le monde créent des stratégies d'adaptation aux CC en parallèle aux stratégies de réduction des émissions de GES (Grafakos et al. 2020; Sharifi 2021). Ces stratégies reposent sur une conceptualisation de l'adaptation dont découle ensuite l'ensemble du processus. Cette conceptualisation est toutefois variable d'un plan d'adaptation à un autre, d'un auteur à un autre. À cet effet, Owen (2020) a identifié trois grandes catégories d'objectifs pour l'adaptation : l'augmentation de la capacité adaptative, l'augmentation de la résilience face à un stress, et la réduction de la vulnérabilité face à un ensemble d'impacts particuliers. Ces objectifs s'adressent tous à la capacité d'un système social, écologique ou économique à faire face aux impacts d'un climat changeant (Owen 2020). Malgré que la manière de conceptualiser l'adaptation soit variable, elle repose sur des éléments communs et bien établis : « [...] des ajustements dans les systèmes écologiques, sociaux et économiques en réponse à des changements actuels ou anticipés dans les stimuli climatiques et leurs impacts » (traduit de Smit et Pilifosova 2001).

Cette définition fondamentale repose sur deux idées principales : 1) les ajustements aux systèmes établis, et 2) les changements perçus et anticipés dans les impacts climatiques.

Les « systèmes » peuvent être multiples. Ils peuvent inclure les institutions de gouvernance (Birchall et al. 2021), les finances publiques et privées (Linnerooth-Bayer et Hochrainer-Stigler 2015), les dynamiques sociales (Adger et al. 2012; Smit et Pilifosova 2003) et les infrastructures vertes et grises (Demuzere et al. 2014). Les ajustements qu'on y apporte en réaction aux changements climatiques dépendent entièrement du type de système (Owen 2020). Quelques exemples incluent la végétalisation de lieux minéralisés (Dorst et al. 2019), la création d'institutions dédiées à une problématique environnementale (Tyler et Moench 2012) ou l'implantation de politiques visant l'équité environnementale (Chu et Cannon 2021). Ces ajustements forment ce que la littérature scientifique et grise francophone comprend comme des « mesures d'adaptation ». Le choix d'une mesure particulière pour faire face à un impact des CC dépend du second concept de la définition susmentionnée : les changements perçus et anticipés. Les changements perçus réfèrent aux impacts des CC déjà ressentis sur un territoire. Un exemple pertinent serait la température moyenne annuelle du Canada qui a déjà augmenté de 1,1°C par rapport à la période 1960-1990 (Environnement et Changement Climatique Canada 2021). Baser une mesure d'adaptation sur une observation actuelle d'un indicateur climatique n'est cependant pas suffisant car ces conditions sont appelées à changer dans le futur. L'anticipation de ces changements en se basant sur des modèles climatiques devient donc primordial. Ainsi, comme la température moyenne des régions du sud du Québec est prévue d'augmenter de 2,1°C à 7,2°C (dépendant des paramètres de la simulation; Ouranos 2015), cette prédiction demeure une base plus prudente sur laquelle pourraient se baser ces régions pour l'adaptation face à une augmentation des températures moyennes.

### 1.3.2.1 Les plans d'adaptation

De nombreuses grandes villes reconnaissent que les CC affectent leur population, et répondent à ces menaces en planifiant des *stratégies d'adaptation* (Hughes et al. 2020; Hunt et Wattkiss 2011; Zimmerman et Faris 2011). Débutant généralement par une évaluation des vulnérabilités, les villes suggèrent un ensemble de *mesures d'adaptation* visant la réduction de ces vulnérabilités. Bien que la typologie renseignant sur la nature des mesures d'adaptation soit floue (Solecki et al. 2015), l'objectif reste sensiblement le même

partout : réduire la vulnérabilité face aux risques climatiques (Kalbarczyk et Kalbarczyk 2020; Solecki et al. 2015). Les mesures peuvent ainsi prendre de nombreuses formes : certaines visent les institutions et politiques, la gestion, la planification, alors que d'autres concernent les infrastructures, la santé, les finances, etc. (Biagini et al. 2014; Kalbarczyk et Kalbarczyk 2020). Les mesures d'adaptation peuvent se rapporter à la réduction de l'exposition d'une population à un risque (Boulangé et al. 2021; Solecki et al. 2011) (construction d'une digue pour contrer les inondations, par exemple), ou à la réduction de la sensibilité face à un risque (Garshagen et Romero-Lankao 2015) (augmenter le déploiement d'aide d'urgence dans les secteurs à risque, par exemple).

Le plan d'adaptation aux changements climatiques de la ville de Montréal, comme plusieurs autres, compte sur le verdissement pour atteindre plusieurs de ses objectifs d'adaptation (Ville de Montréal 2020). Le verdissement compte effectivement plusieurs avantages liés à l'adaptation. La littérature sur le sujet renseigne en effet sur la multifonctionnalité des éléments naturels urbains, ce qui le rend efficace sur plusieurs fronts simultanément (Dorst et al. 2019). On peut en effet aspirer à améliorer la situation environnementale, sociale et économique des endroits où de nouveaux éléments naturels sont implantés (Benedict et McMahon 2002; Dorst et al. 2019). Les arbres urbains permettent aussi d'agir sur l'exposition des populations humaines aux impacts des CC (en diminuant l'intensité du phénomène d'îlot de chaleur urbain par exemple) (Edmondston et al. 2016). Au contraire de la plupart des mesures *construites*, ils permettent de réduire plusieurs vulnérabilités simultanément (réduction de la température ambiante, réduction du ruissellement, réduction de la pollution atmosphérique, etc.) (Dorst et al. 2019; Kabish et al. 2019). Cette multifonctionnalité est par ailleurs reconnue par le Plan Climat de la ville de Montréal (Ville de Montréal 2020). Finalement, les nombreux *co-bénéfices* fournis par les forêts urbaines font aussi partie des avantages de cette mesure. Ces co-bénéfices englobent la production de services écosystémiques (traités à la section 1.4.2 de cette thèse), des effets positifs sur la *mitigation* (i.e. réduction des GES) des changements climatiques et un pouvoir transformatif sur la forme et la mobilité urbaine (Frantzeskaki 2019; Sharifi 2021; Sussam et al. 2015;). La plantation d'arbres comme mesure d'adaptation comporte toutefois ses inconvénients. Le principal est le conflit d'utilisation

d'espace : dans une mouvance de densification des villes, la plantation d'arbre ou la planification de nouveaux espaces verts est complexifiée (Haaland & Konijnendijk van den Bosch, 2015; Jim et al. 2018). Les problèmes d'allergies au pollen, peuvent être un inconvénient majeur pour une partie de la population (Cariñanos et Casares-porcel, 2011). Les végétaux possèdent aussi le désavantage d'être eux-mêmes sensibles aux changements globaux qui, parmi d'autres impacts, altèrent l'environnement de croissance des plantes (Yang et al. 2009), favorisent la migration d'espèces invasives (Dukes et al. 2009) et permettent la propagation de ravageurs exotiques provenant d'outre-mer (Hobbs et Mooney 2005; Ordóñez et Duinker 2014).

#### 1.4. Concepts mobilisés dans la thèse

##### 1.4.1. Solutions basées sur la nature

L'une des mesures les plus fréquemment utilisées dans les plans d'adaptation des villes d'Amérique et d'Europe est une forme ou une autre de verdissement urbain (Sharifi 2021; Mees et Driessen 2011). Cette approche s'ancre dans le concept de « solution basée sur la nature » (SBN), qui se définit comme : « [...] l'utilisation de la nature en réponse à des défis tels les changements climatiques, la sécurité alimentaire, la gestion de l'eau et des risques de catastrophes qui comprend une facette plus large de la manière de conserver et utiliser la biodiversité de façon durable » (traduit de Balian et al. 2014, page 5). Ce concept plutôt récent s'apparente à celui des « infrastructures naturelles » (IN), plus commun, mais ne définissant pas nécessairement de problème ou de solution. Il existe d'ailleurs un certain recouvrement dans la sémantique de ces termes dans la littérature scientifique, comme le montre la figure 1.2. Dans le cas de l'IN et des SBN, ces concepts se démarquent par leur posture utilitariste face aux éléments naturels (Nesshöver et al. 2017; Bockarjova et Botzen 2017). Dans cette perspective, les éléments naturels sont pensés et gérés dans l'optique de produire un service, maximiser les bénéfices, pour un individu ou une population; le tenant de base de la théorie de l'utilitarisme (de Lazari-Radek et Singer, 2017). Considérer un arbre, un parc ou un milieu humide comme une infrastructure, au même titre qu'un élément bâti marque un changement de mentalité important dans la gestion des éléments naturels

en ville : en produisant un service, l'arbre passe d'une simple dépense de fonds publics à un statut d'intermédiaire entre la ville et le citoyen pour la production de services (McMahon 2000; Benedict et McMahon 2002). Ce point de vue est adopté par un grand nombre de villes d'Europe et d'Amérique du Nord (Nesshöver et al. 2017; Pauleit et al. 2019; Breen et al. 2020). Bien que reliés, Nesshöver (et al. 2017) identifie plusieurs critères distinguant le concept de SBN de celui d'IN incluant la réponse à un problème de nature globale, la production d'avantages envers la biodiversité ainsi que le renforcement des liens entre la communauté et la nature. Dans cette optique et dans celui de cette thèse, les actions de verdissement ou de bonification de la forêt urbaine et de sa diversité peuvent être considérées comme des SBN si elles sont orientées vers la réduction des impacts des changements climatiques sur la population.

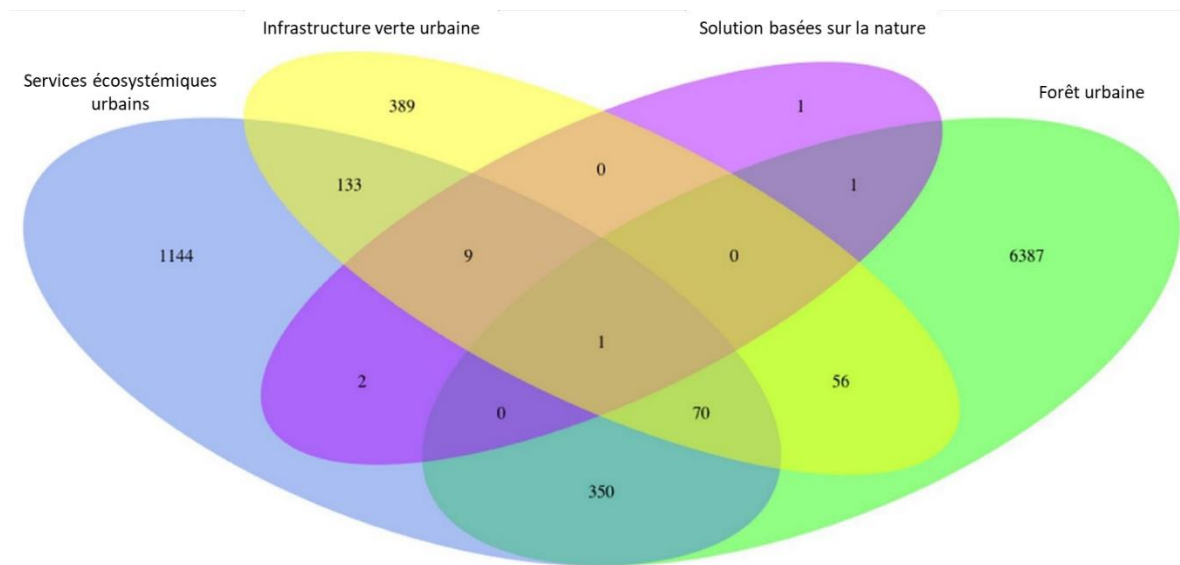


Figure 1.2: Nombre de publications entre 2005 et 2015 traitants d'un ou plusieurs concepts reliés au plus récent concept de SBN (tiré et traduit de Escobedo et al. 2019). Le faible nombre de publications traitant de SBN relève du fait que ce terme entrerait tout juste dans l'usage courant en 2015.

#### 1.4.2. Services écosystémiques

La forêt urbaine, définie ici comme l'ensemble des arbres et arbustes se trouvant sur un territoire urbain (Jones et Davis 2017; SCFU 2019), possède donc un potentiel intéressant comme mesure d'adaptation aux changements climatiques et ce à plusieurs égards. L'un de ces avantages mentionnés précédemment est la production de services écosystémiques (Gómez-Baggethun et Barton 2013), pouvant être définis comme « les conditions et processus par lesquels les écosystèmes et les espèces qui les composent soutiennent et enrichissent la vie humaine » (traduit de Daily 1997, page 3). Selon la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES; Haines-Young et Potschin 2012) les services appartiennent à trois grandes catégories : les services de régulation et maintenance, les services culturels et les services d'approvisionnement.

La première catégorie de SE regroupe certains des mécanismes biophysiques très importants pour garder la ville habitable. Parmi ceux-ci, la réduction des îlots de chaleur (Edmondson et al. 2016; Oke 1982), la réduction de la pollution atmosphérique (Manes et al. 2012; Nowak 2006) et sonore (Pathak et Tripathi 2008), la régulation des flux hydriques (par la captation de l'eau de pluie et la réduction du ruissellement par exemple (Pataki et al. 2011; Zölch et al. 2017)) et la création d'habitat pour d'autres espèces animales et végétales (Bastin et Thomas 1999).

Les services culturels jouent quant à eux un rôle dans la création et le maintien des dynamiques sociales des populations. Quelques exemples incluent le sentiment de sécurité (Kuo et Sullivan 2001), la cohésion sociale (Jennings et Bamkole 2019), l'esthétisme (Sanders et al. 2010) et conséquemment la valeur des propriétés (Desrosiers et al. 2012), ainsi que le sentiment d'appartenance au milieu de vie (Altman and Low 1992; Proshansky 1983).

Les services d'approvisionnement, comprenant des activités comme la récolte de bois ou l'agriculture, sont moins prépondérants en contexte urbain que les catégories précédentes. Il est cependant démontré que les jardins communautaires retrouvés en ville contribuent à



la sécurité alimentaire des résidents (Gregory et al. 2015), contribue à la cohésion sociale des utilisateurs (Middle et al. 2014) et augmente la biodiversité (Weller-Clark et Jenerette 2015). Tous ces facteurs contribuent à l'augmentation de la qualité de vie des résidents, qui se traduit par une meilleure santé physique (Wolch et al. 2011) et mentale (Triguero-Mas et al. 2015), ainsi qu'à une augmentation du bien-être général (Endreny et al. 2017). Dans le cadre de l'adaptation des villes aux CC, la forêt urbaine agit sur la vulnérabilité en réduisant l'exposition (par ex. réduction des îlots de chaleur) et la sensibilité (par ex. cohésion sociale, santé) des populations urbaines face à certains risques climatiques.

Les services écosystémiques sont produits par les arbres, une contribution au bien-être humain qui n'était pas internalisée par les villes jusqu'à récemment. L'attribution d'une valeur monétaire aux services écosystémiques rendus par les arbres urbains permet aux gouvernements et preneurs de décisions de considérer ces avantages dans la création de politiques. L'analyse coûts-bénéfices de projets de verdissements ou de projets détruisant les écosystèmes peut alors devenir avantageuse du côté des éléments naturels (Farber 2006; Holzman 2012). Ce concept de valeur monétaire pour les SE n'est pas nouveau : plusieurs exemples reliant le changement d'utilisation des terres (par ex : forêt défrichée pour devenir un champ agricole) existent dans la littérature. Une grande variété de SE ont ainsi été évalués dans de nombreux contextes (Alexander et DePratto 2014; Hanna et al. 2017; L'Écuyer-Sauvageau et al. 2021). Les régions urbaines ont fait l'objet de plusieurs de ces études démontrant par exemple, une valeur de 80 millions de dollars par année pour les seuls services de réduction du ruissellement, de séquestration du carbone, d'amélioration de la qualité de l'air et d'économie d'énergie pour les arbres urbains de la ville de Toronto (Depratto 2014). Dans cette étude, les méthodes employées pour arriver à un tel chiffre sont multiples : la méthode des coûts évités a été utilisée pour calculer la valeur des services de réduction du ruissellement (réduction du coût de traitement des eaux de ruissellement et des dépenses associées à l'érosion) et de réduction de la pollution atmosphérique (diminution des coûts de santé engendrés pour le traitement de maladies respiratoires). Pour ce dernier service, le coût de remplacement du service par un équivalent technologique a aussi été employé. L'économie réalisée sur les coûts de climatisation d'une habitation (ombrage, évapotranspiration) peut être calculée en chiffrant la valeur de l'énergie utilisée,

ce qui est une possibilité pour tous les services écosystémiques produisant un bien échangeable sur des marchés existants.

L'évaluation économique des SE par ces méthodes n'est pas un sujet central dans cette thèse, mais crée un lien essentiel, tangible et calculable, entre les éléments naturels et le bien-être des populations. En ce sens, la production de cette valeur est un autre avantage de l'utilisation de la forêt urbaine comme mesure d'adaptation. De plus, même si elles sont largement employées dans la littérature, ces méthodes permettant d'accoler une valeur économique sur un service ne permettent toutefois pas d'en évaluer la demande; ce à quoi d'autres méthodes basées sur les préférences des populations et l'évaluation de la volonté à payer peuvent être utiles.

#### 1.4.3. Perception de la forêt urbaine par les résidents

Les préférences des résidents envers la forêt urbaine sont une facette relativement peu étudiée dans le domaine du verdissement urbain. Malgré une acceptabilité sociale généralement positive des projets de verdissement dans l'optique du « développement durable » (Turner-Skoff et Cavender 2019), et la multitude de services écosystémiques fournis par la forêt urbaine (voir section 1.4.2), de nombreux autres facteurs peuvent affecter l'opinion d'une personne face au verdissement. Parmi ceux-ci, les enjeux de sécurité, comme les risques associés aux arbres urbains mal entretenus (Lyytimakii et Sipila 2009), à la visibilité dans les rues ou dans les parcs (Jorgensen et Anthopolou 2007), de même que les risques à l'intégrité des bâtiments (Lyytimakii et Sipila 2009; Tyrvaïnen 2001), peuvent diminuer l'intérêt des citoyens pour le verdissement. À l'inverse, de récentes recherches démontrent aussi des effets positifs des arbres urbains sur le sentiment de sécurité (Mouratidis 2019; Lis et al. 2019). Les préférences pouvant être influencées par l'histoire de vie, les membres de diverses communautés culturelles peuvent préférer des éléments naturels différents (Egerger et al. 2019). Ces différences s'observent par exemple dans le type de végétation dans les parterres floraux (Tomitaka et al. 2021) et dans l'utilisation des espaces verts (Fischer et al. 2018). L'éducation peut aussi influencer les préférences, spécialement pour la diversité, qui est un concept davantage maîtrisé par les

personnes plus éduquées (Lindemans-Matties et Bose 2008). Certains facteurs purement sociaux pourraient aussi influencer les préférences envers les arbres et les projets de verdissement en général. C'est le cas de personnes voyant les travaux de verdissements comme un gaspillage d'argent public (Lyytimakii et Sipila 2009). À plus large échelle, certaines communautés victimes de discrimination ou d'abus de pouvoirs dans le passé se méfient des autorités publiques en général, ce qui pourrait diminuer l'intérêt pour n'importe quel chantier proposé par la municipalité incluant des projets de verdissement (Bertsou et al. 2019). Ces exemples démontrent que les préférences des résidents d'un quartier sont un élément important à tenir en compte lors de la planification d'opérations de verdissement (Fisher et al. 2018).

#### 1.4.4. Inégalités environnementales

Les sections précédentes ont démontré comment la forêt urbaine et sa diversité représentent une solution intéressante aux pressions exercées par les changements globaux sur les populations urbaines. En somme, là où se retrouvent davantage d'éléments naturels se retrouveront également davantage des bénéfices qui leurs sont associés puisqu'une part importante de ceux-ci, notamment les services culturels, sont ressentis à l'échelle de l'individu (Nyelele et Kroll 2020) ou à tout le moins à celle du voisinage (Algretawee et al. 2019; Crompton et Nicholls 2020). Tous les quartiers des villes ne bénéficient toutefois pas d'une couverture arborée équivalente. Les causes possibles de l'apparition de ces écarts sont nombreuses : le passé industriel d'un quartier, la philosophie d'urbanisme changeant avec les époques et l'idée de ce qui peut être considéré « joli » ou « laid » par exemple, sont cités comme causes dans la littérature à ce sujet (Byrne et al. 2009; Wolch et al. 2014). Il en résulte aujourd'hui des villes où la canopée est dispersée de manière hétérogène sur le territoire.

Dans les zones urbaines de pays du Nord, où ce phénomène est largement documenté, les inégalités dans la distribution de la forêt urbaine ou d'autres éléments naturels (par ex. parcs, milieux naturels) désavantagent généralement les populations plus pauvres et/ou multiculturelles, alors que l'inverse est observé pour les populations plus riches et blanches

(Anguelovski et al. 2018; Dobbs et al. 2014; Landry et Chakraborty 2009; Pham et al. 2012; Schwartz et al. 2015) un phénomène nommé « inégalité environnementale ». Cette inégalité dans la distribution des « bienfaits » environnementaux s’observe aussi dans la distribution des « dangers » environnementaux : les dépotoirs, carrières, usines en activité ou désaffectées et les terrains ou cours d’eau contaminés, par exemple, se retrouvent généralement dans les quartiers plus pauvres (Anguelovski et al. 2015; Corburn 2017; Gould et Lewis 2016). Ces cas d’inégalité peuvent dans certains cas devenir des enjeux de « justice environnementale » lorsque le mécanisme menant à leur apparition est institutionnalisé ou soutenu d’une quelconque manière par le système politique en place (par ex. via le racisme systémique) (Jennings et al. 2017; Schell et al. 2020). Ainsi, par exemple, Joassart-Marcelli (2010) a démontré que le financement des parcs et espaces verts à Los Angeles était inégal, les communautés comportant une grande proportion de minorités visibles et de personnes à faible revenu souffrant d’investissement déficients de la part de la Ville dans ce domaine.

Il est toutefois important de noter que de nombreuses villes du monde mettent de l’avant des stratégies de verdissement visant à contrer ce genre d’inégalité. Bien qu’une approche priorisant le verdissement dans les quartiers où se trouvent une population marginalisée et une faible couverture arborée semble avantageuse pour la remédiation des inégalités environnementales, plusieurs auteurs mettent en garde contre les effets pervers possibles d’une telle politique. Les cas de « gentrification verte » sont en effet courants dans les quartiers où des investissements municipaux importants en restauration de milieu naturel (Alexiou 2020; Gould et Lewis 2016), en construction ou réaménagement d’espaces verts (Anguelovski 2016; Gould and Lewis 2012) ou autres actions de verdissement comme les arbres de rues (Donovan et al. 2021) et les jardins communautaires (Sbicca 2019). Les nouveaux éléments naturels améliorant la qualité de vie des résidents d’un quartier, celui-ci devient plus attractif pour une population aisée prête à déboursier plus cher pour un logement. À terme, cela pousse les résidents d’origine (souvent des populations plus pauvres et/ou marginalisées) à se déplacer vers d’autres quartiers plus abordables (souvent excentrés, moins verts et plus pollués) (Anguelovski et al. 2019; Gould et Lewis 2016; Harper 2020). Pour éviter ou limiter le problème, divers auteurs suggèrent une intégration

de la communauté en amont des actions de verdissement prévues dans un quartier. Les groupes communautaires et les organismes non-gouvernementaux (Curran et Hamilton 2012) de même que le public en général (Battaglia et al. 2014) devraient donc être consultés pour réaliser un verdissement qui correspondra aux préférences des résidents et limitera le phénomène de gentrification. Considérer les préoccupations des populations prend encore plus d'importance dans les quartiers où se trouvent des populations multiculturelles. Il est en effet démontré que la préférence pour certains éléments naturels varie selon le groupe culturel (Egerger et al. 2019). Des actions de verdissement de ces quartiers et portées unilatéralement par la municipalité ont donc un potentiel supplémentaire d'exacerber le déplacement des populations et favoriser la gentrification verte (Checker 2011; Gould et Lewis 2016).

## CHAPITRE 2

### QUESTIONS DE RECHERCHE ET MÉTHODOLOGIE

Les interrogations soulevées à la section *Problématique* seront au cœur de la démarche scientifique de cette thèse. Le présent chapitre vise dans un premier temps à déterminer les objectifs, questions et hypothèses guidant la démarche. Les méthodes pour répondre à ces questions ainsi que le cheminement ayant mené à leur sélection y seront ensuite détaillés. La description des méthodes présentée ici permet de compléter celles déjà présentes dans les chapitres 3, 4 et 5 en y ajoutant davantage de détails notamment sur le contexte de leur application ailleurs dans la littérature scientifique.

#### 2.1. Objectif général et questions de recherche

À la lumière de la littérature et de la problématique présentée au Chapitre I, l'objectif général de la thèse vise à obtenir une meilleure compréhension de certains facteurs socio-écologiques relatifs aux forêts de grandes villes de l'Est du Canada.

**Objectif général :** Mieux comprendre les relations entre la forêt urbaine, sa diversité et les populations urbaines dans le cadre de l'adaptation des villes aux changements climatiques.

Afin de rencontrer cet objectif, trois questions de recherches visant à explorer un aspect de l'objectif de recherche sont posées, chacune correspondant à un chapitre (article) de la thèse. Chaque question est accompagnée d'une hypothèse de recherche, formulée en fonction des éléments relevés dans la littérature à la section précédente et en relation avec les angles d'investigation les plus pertinents pour répondre à la question. Des sous-objectif(s) de recherche sont également spécifiés pour chaque question. Ces sous-objectifs visent à explorer un élément précis issu de la question de recherche ajoutant davantage d'éléments de réponse vis-à-vis l'objectif général.

Le potentiel de la forêt urbaine comme mesure d'adaptation est bien démontré dans la littérature scientifique, en particulier aux plans environnementaux et économiques, où des co-bénéfices intéressants émergent de leur implantation (section 1.4.2). La littérature sur les inégalités environnementales renseigne cependant sur certains enjeux sociaux pouvant avoir une incidence négative sur les populations des quartiers où de nouveaux éléments naturels sont implantés. La première question de recherche émane de cette situation :

**Question 1:** Comment les acteurs impliqués dans l'adaptation intègrent-ils les aspects sociaux, en particulier les inégalités environnementales, dans l'utilisation de la forêt urbaine comme mesure d'adaptation?

Les avantages environnementaux et économiques étant bien documentés, les acteurs agissant dans l'adaptation aux changements climatiques de la ville de Montréal pourraient les utiliser comme levier pour faciliter le verdissement. À l'inverse, comme les aspects sociaux du verdissement sont souvent oubliés, ceux-ci pourraient être absents du discours de certains intervenants; ce qui mène à l'hypothèse et au sous-objectif suivants :

**Hypothèse 1 :** Les acteurs impliqués dans l'adaptation considèrent le verdissement comme une mesure très efficace au plan environnemental mais sont moins sensibles aux enjeux sociaux pouvant en découler.

**Sous-objectif 1 :** Déterminer les principaux freins et leviers à l'utilisation de la forêt urbaine comme mesure d'adaptation aux CC.

Ces questions et hypothèses feront l'objet du chapitre 3 de cette thèse, pour lequel une approche basée sur l'entretien semi-dirigé auprès d'acteurs impliqués dans le processus d'adaptation de la ville de Montréal. Le détail de la méthodologie employée pour cette étude est présenté à la section 3.4.

Pour être utile en tant que mesure d'adaptation, la forêt urbaine doit rendre ses services à tous les résidents urbains en plus d'être elle-même résiliente face aux impacts des changements climatiques et globaux (voir section 1.3.1). Les inégalités environnementales

urbaines font en sorte que les populations plus vulnérables profitent souvent d'une forêt urbaine déficiente par rapport aux résidents de quartiers mieux nantis. Au vu des facteurs historiques et des préférences des populations, cette inégalité pourrait aussi s'appliquer à la diversité de la forêt urbaine, d'où la seconde question de recherche :

**Question 2 :** La distribution de la diversité de la forêt urbaine est-elle reliée à des facteurs socio-économiques de la population dans les grandes villes de l'est du Canada?

Pour répondre à cette question, l'échantillon de villes à l'étude comprendra quatre grandes agglomérations urbaines de l'Est du Canada, soit Toronto, Gatineau-Ottawa, Montréal et Québec. Cet échantillonnage plus vaste permettra d'observer plus précisément les tendances générales et de relever les potentielles différences entre les villes. La méthodologie employée pour répondre à cette question, basée sur l'analyse statistique multivariée de données provenant de diverses sources est détaillée à la section 4.3.

**Hypothèse 2 :** À l'instar d'autres villes des pays occidentaux, la forêt urbaine des quartiers plus riches devrait être plus dense, mais moins diversifiée vu les pratiques traditionnelles d'aménagement forestier qui ont pu y être appliquées.

Les inégalités dans la distribution de la forêt urbaine affectent généralement les populations plus vulnérables. Vue de cet angle, qui est celui de nombreuses études sur le sujet, cette situation devient « subie » par les plus vulnérable. Or, les résidents de ces quartiers, pour les raisons établies à la section 1.4.3, pourraient préférer une forêt urbaine différente de ce que les aménagistes de la Ville, ou même les chercheurs du domaine, souhaiteraient implanter. Le questionnement suivant se dégage donc de cette situation :

**Question 3 :** Quelles sont les préférences de la population envers la forêt urbaine?

La documentation existante renseigne sur l'opinion publique généralement favorable aux arbres urbains dans certaines situations, mais très peu sur la diversité de la forêt urbaine. Cette dernière caractéristique étant plus difficile à saisir pour le grand public (Lindemann-Matthies et Bose 2008). Cette difficulté pourrait mener à de moins grandes préférences



pour les caractéristiques de la forêt urbaine qui relèvent de sa diversité, ce qui mène à poser l'hypothèse suivante :

**Hypothèse 3** : La population préfère en général une forêt urbaine plus dense, mais pas nécessairement plus diverse.

La section 1.4.3 démontre que les préférences d'une personne concernant la végétation en ville peuvent dépendre de nombreux facteurs incluant des opinions défavorables des autorités municipales et des dépenses engendrées par celles-ci dans les infrastructures publiques. L'origine ethnique d'une personne peut aussi jouer sur ses préférences envers la végétation. Ces facteurs pouvant affecter les préférences, basés sur l'origine ou l'histoire de vie, mènent à poser le sous-objectif suivant :

**Sous-objectif 3.1** : Déterminer si des facteurs socio-démographiques ou environnementaux peuvent influencer les préférences pour certaines caractéristiques de la forêt urbaine.

Les préférences d'une population pour la forêt urbaine peuvent être utilisés pour estimer la demande sociale pour certaines de ces caractéristiques. Cette demande, chiffrée en dollars, devient un outil de comparaison très intéressant pour les villes investissant dans leur forêt urbaine. Le dernier sous-objectif vise à calculer ces valeurs :

**Sous-objectif 3.2.** : Évaluer la volonté à payer des résidents urbains pour la densité et la diversité de la forêt urbaine.

Pour répondre à la troisième question de recherche, à ses hypothèses et sous-objectifs, une méthodologie basée sur la modélisation de choix (*DCE*) sera proposée. La collecte de données dans quatre grandes villes de l'Est du Canada (Toronto, Ottawa, Montréal et Québec) par le biais d'un sondage en ligne permettra d'obtenir un portrait représentatif de la région d'étude. L'approche utilisée sera décrite en détail dans la section 5.3.

## 2.2. La méthodologie de recherche

Afin d'aborder certains enjeux socio-écologiques des forêts urbaines, le travail de cette thèse s'est construit par l'utilisation de méthodes qualitatives et quantitatives. Plus spécifiquement l'entretien semi-dirigé, les statistiques multivariées et la modélisation de choix. Les données utilisées comprennent donc des données de transcriptions d'entretiens, de télédétection, d'inventaire forestier urbain, d'extraits du recensement canadien et d'un ensemble de données de choix. La méthodologie générale a été pensée dans l'objectif de comprendre comment s'inscrit la forêt urbaine en tant que mesure d'adaptation aux changements climatiques en gardant les implications sociales du verdissement au centre de la démarche. Deux des trois chapitres concernent les quatre plus grandes agglomérations urbaines de l'Est du Canada, soient Toronto, Gatineau-Ottawa, Montréal et Québec. L'autre chapitre concerne l'agglomération de Montréal seulement. Les sections suivantes décrivent les méthodes utilisées pour répondre aux questions de recherches générales et propres à chacun des chapitres.

### 2.2.1. Les entretiens semi-dirigés et l'analyse thématique

Le chapitre 3 est basé sur la méthode de l'entretien semi-dirigé, une approche issue des méthodes qualitatives. Ce type d'entretien diffère de l'entretien « directif » car il est basé sur une liste de questions guides visant à stimuler une discussion plus libre autour des sujets d'intérêt plutôt que sur un jeu de questions nombreuses, précises et extensives sur un sujet particulier (Campenhoudt et Quivy 2011). Il s'agit d'une méthode extrêmement versatile et applicable à une large variété de champs de recherche, incluant plusieurs exemples en recherche sur la forêt urbaine (Harper et al. 2020; McLean et al. 2007; Peckham et al. 2013). Dans le cas présent, elle permet de relever les préoccupations des participants face à l'utilisation du verdissement en tant que mesure d'adaptation ainsi que les potentiels enjeux de gouvernance reliés à l'applicabilité de cette mesure d'adaptation. De manière à générer une donnée utilisable pour la suite des analyses, la totalité des entretiens ont été transcrits.

L'analyse des données issue de la collecte par entretien semi-dirigé peut être réalisée de plusieurs manières. Une approche plus quantitative peut être utile pour comparer entre eux différentes catégories de répondants par rapport à un enjeu. L'analyse du discours, étudiant l'usage de certains termes dans des contextes particuliers, peut être utilisée pour décrire l'utilisation du langage vis-à-vis une problématique. Dans le cas présent, l'analyse thématique des transcrits d'entretiens a été utilisée. Les méthodes de cette catégorie visent à « mettre en évidence les représentations sociales ou les jugements des locuteurs à partir de certains éléments constitutifs du discours » (Campenhoudt et Quivy 2011). Plus précisément, cette méthode se décline en trois grandes étapes : condenser les données (codage), présenter les données, formuler et vérifier les conclusions (Huberman et Miles 1991; Mukamurera et al. 2006). Cette première étape de codage vise à accoler une « étiquette » sur les éléments du discours qui semblent pertinents comme éléments de réponse aux questions de recherche. L'approche de codage « déductive » elle implique une connaissance préalable des thèmes de recherche et donc un codage sélectif des éléments pertinents du discours; à l'inverse d'une méthode plus « inductive » qui suppose le moins possible d'aprioris du chercheur sur le sujet (Saldaña 2016). L'approche utilisée ici est hybride car elle implique une connaissance des thèmes, mais aucune liste de code préétablie : les codes sont créés au fil des entretiens, ce qui laisse place à l'émergence de nouveaux thèmes. Durant l'étape du codage, un fréquent va-et-vient entre les codes (et leur organisation) et le matériel de base (les transcrits) permet de s'assurer que l'analyse colle bien aux entretiens. Ces itérations permettent à la fois d'améliorer l'analyse et vérifier si la « saturation » est atteinte (Mukamurera et al. 2006). C'est cette saturation, définie comme « le moment où de nouvelles informations cessent d'émerger durant le codage » (traduit de Strauss et Corbin 1998, dans Saldaña 2016) qui détermine si une quantité suffisante de données a été récoltée lors de l'échantillonnage (Guest et al. 2020).

### 2.2.2. Les données secondaires et l'analyse multivariée

Dans le chapitre 4, des données issues de sources multiples ont été mobilisées pour répondre à la seconde question de recherche. Trois des principaux types sont décrits dans les sections suivantes : les données du recensement canadien, les données d'inventaires forestiers et les données de télédétection.

Les données socio-démographiques sont issues du recensement canadien de 2011. Les données du recensement 2016, plus récentes, n'étaient pas disponibles en totalité lors de l'écriture du chapitre concerné. Les données de recensement ont été extraites à l'échelle du secteur de recensement (mieux connue sous le nom anglais de *census tract*). Cette échelle, créée uniquement pour les villes de 50 000 habitants ou plus, contient entre 2500 et 8000 habitants (4000 en moyenne) sur des superficies très variables selon la densité de population (environ 10 à 1000 ha), bien que la moyenne des superficies dans les cœurs urbains de villes comme Montréal ou Toronto soit d'environ 20 ha (Statistiques Canada 2016a; Statistiques Canada 2016b). Cette échelle, ou une échelle similaire dans d'autres pays, est utilisée dans plusieurs études se penchant sur la répartition de divers types de services, ainsi que sur la distribution de la canopée dans les zones urbaines (Dobbs et al. 2014; Nesbitt et al. 2019). Dix-sept variables socio-démographiques ont été extraites des données du recensement pour les analyses. Ces variables (tableau 2.1) sont utilisées dans plusieurs recherches visant à produire des indices de défavorisation (Caro et Cortez 2012; Chan et al. 2015; Vyas et Kumaranayake 2006) ou à corrélérer des caractéristiques physiques de l'environnement (par ex. forêt urbaine, « dangers » environnementaux, etc.) (Anguelovski et al. 2018; Dobbs et al. 2014). Deux variables du tableau 2.1 sont marquées d'un astérisque. Ces données ne sont pas tirées directement du recensement, mais plutôt calculées à partir des données du recensement. La densité de population est ainsi calculée à l'aide du nombre de résidents d'un secteur de recensement et de la taille en hectares de celui-ci. La diversité de langage est un indice de diversité de Shannon (Legendre et Legendre 2012) calculé à partir du nombre de locuteurs natifs de chaque langue présente dans un secteur avec le logiciel R (R development team 2011).

Tableau 2.1 : Variables socio-démographiques utilisées dans les analyses multivariées.

---

Densité de population (nb/ha)*
Revenu median des ménages (\$)
Valeur moyenne des propriétés (\$)
Proportion de locataires (%)
Proportion de résidents en situation de bas revenu (%)
Proportion de familles monoparentales (%)
Proportion de personnes dépensant $\geq 30\%$ du revenu en logement (%)
Proportion de résidents ayant déménagé dans la dernière année (%)
Proportion (15 ans et plus) des résidents sans diplôme secondaire (%)
Proportion (15 ans et plus) des résidents avec un diplôme universitaire (%)
Nombre moyen d'années passées à l'école
Proportion de personnes âgées de 65 ans et plus (%)
Proportion de personnes âgées de 65 ans et plus vivant seule (%)
Proportion de logements convenables à la taille de la famille (%)
Indice de diversité de langage (indice numérique)*
Proportion d'immigrants de première génération (%)
Proportion de personnes utilisant le transport en commun (%)

---

Les données d'inventaires forestiers publics, disponibles pour Montréal, Québec, Ottawa et Toronto, ont été utilisées pour calculer des indices de diversité spécifique et fonctionnelle de la forêt urbaine à l'échelle des secteurs de recensement. Les données de tous les inventaires ont été réunies et le nom des espèces d'arbres a été régularisé. Le groupe fonctionnel de chaque arbre a été déterminé à l'aide de la liste des 10 groupes formulés par Paquette et al. (2011). Lorsqu'une espèce ne figurait pas à la liste, le groupe fonctionnel de la majorité des espèces du même genre lui était attribué. La localisation des arbres et l'attribution d'un identifiant de secteur de recensement a été réalisé à l'aide du logiciel QGIS. La diversité spécifique ainsi que la diversité fonctionnelle de chaque secteur au sein d'une agglomération urbaine a été calculée à l'aide du logiciel R et du *package* Vegan (version 2.5-2).

Les données de couverture arborée ont été dérivées d'images satellites issues du programme Sentinel-2 de l'agence spatiale européenne relevées à l'été 2016. Les images multibandes d'une résolution de 10 m ont été traitées à l'aide du *semi-automatic classification plugin* (Congedo 2018) dans le logiciel QGIS pour en extraire les couvertures

arborée, construite, de végétation basse et d'eau. Ces couvertures au sol ont ensuite été converties en proportions pour chaque secteur de recensement.

L'ACP (Analyse de Composantes Principales) et la RDA (Analyse de Redondance) ont été utilisées pour traiter ces données dans l'étude composant le chapitre 4 de la thèse. L'ACP et d'autres analyses similaires sont parfois utilisées dans des études visant à caractériser les inégalités environnementales sur un territoire urbain (Dobbs et al. 2014; Wang et al. 2016). Ces analyses font partie de la famille des analyses « multivariées ». Celles-ci ont la particularité, à l'inverse des statistiques univariées plus communes (par ex. régression linéaire), de décrire simultanément plusieurs variables dépendantes (Gardener 2017). Elles possèdent aussi l'avantage d'être très robustes aux ensembles de données présentant une forte colinéarité entre les variables (Legendre et Legendre 2012; Vyas et Kumaranayake 2006); ce qui est le cas pour les données de recensement.

### 2.2.3. La modélisation de choix

La modélisation de choix (mieux connue sous son acronyme anglais *DCE* pour *Discrete Choice Experiment*), l'approche utilisée au chapitre 5, est une méthode développée dans le domaine du marketing dans les années 1980 (Louviere et Woodworth 1983). Les plus célèbres exemples de l'application de la méthode concernent la recherche sur les modes de transport (Hensher 1994). Le DCE est toutefois largement utilisé dans le domaine de l'évaluation économique de facteurs environnementaux et des services écosystémiques car elle permet l'évaluation de « biens » ne s'échangeant pas sur des marchés monétarisés existants (Hanley et al. 2001; Hensher 1994). Cette méthode de la branche des « préférences déclarées » est basée sur la théorie de la valeur de Lancaster qui stipule que l'utilité d'un consommateur pour un bien peut être décomposée en une utilité relative pour chaque composante, ou caractéristique unique, du bien en question (Hensher 1994; Lancaster 1966). La méthode fonctionne en demandant à un participant de faire un choix entre plusieurs scénarios alternatifs représentant les différentes caractéristiques d'un même bien. Par la répétition de cette question et la permutation des descriptifs de ces caractéristiques (nommés attributs dans le jargon propre à la méthode), il est possible

d'estimer l'utilité relative pour chacun de ces attributs et de leur variation (nommés niveaux d'attributs). Pour en arriver à une estimation, Henley et al. (2001) décrivent en six étapes l'élaboration d'une modélisation de choix :

1. La sélection des attributs : Les attributs doivent être pertinents au choix du répondant et être reliés aux objectifs de la recherche. Un attribut monétaire est souvent intégré pour calculer la VAP.
2. L'attribution de niveaux : Pour chaque attribut, des niveaux correspondant à la plage des valeurs possibles pour cette caractéristique sont définis (par ex. 0\$, 25\$, 50\$, etc.)
3. Création du design expérimental : L'expérience doit être montée telle que chaque niveau d'attribut soit présenté en combinaison au moins une fois avec tous les autres niveaux d'attribut. Un design où cette condition est parfaitement respectée est appelé « orthogonal », on parle de design « fractionnel » lorsque cette condition n'est pas parfaitement respectée.
4. Construction des ensembles de choix : Les profils créés par le design expérimental sont assemblés en « ensembles de choix » qui seront présentés aux répondants. Ces ensembles peuvent être présentés en paires ou en groupes plus nombreux.
5. Mesure des préférences : La modalité de sélection du/des ensembles de choix préférés. Cela peut être un choix simple (A ou B ou C) ou une ordination ( $A > B > C$ ) par exemple.
6. Procédure d'estimation : Estimation du maximum de vraisemblance (logit, probit, logit conditionnel, etc.), avec ou sans facteurs d'interaction.

Dans le cas présent, les étapes 1 et 2 ont été réalisées d'abord en groupe focus avec les six chercheurs membres du « Laboratoire sur la forêt urbaine pour la santé » (équipe chapeautant le projet d'étude) regroupant des expertises en biologie, en écologie et en santé publique spécialisées dans l'étude des zones urbaines. Un court sondage a ensuite été partagé en ligne auprès du public de manière à valider les attributs et les niveaux établis à l'étape précédente. Une fois les attributs et leurs niveaux établis (voir tableau 5.1), les étapes 3 et 4 ont été réalisées à l'aide du logiciel *Lighthouse Studio*® faisant partie de la

suite *Sawtooth Software*®. Ce logiciel spécialisé permet de créer automatiquement les scénarios et les ensembles de choix qui seront présentés aux répondants. Le nombre de combinaisons possibles avec les niveaux d'attributs du tableau 5.1 étant de 540 ( $3 \times 3 \times 3 \times 4 \times 5$ ), un nombre beaucoup trop élevé pour être présenté aux répondants, *Lighthouse Studio*® permet de permuer automatiquement et aléatoirement les scénarios présentés pour respecter l'orthogonalité du design le plus fidèlement possible. L'étape 5 a été réalisée au moyen d'un sondage en ligne monté à même le logiciel *Lighthouse Studio*®, administré à 3275 répondants des quatre villes à l'étude via le service spécialisé de la firme *LégerWeb*® (maintenant *LégerOpinion*®). Trois ensembles de choix étaient présentés simultanément au répondant qui devait sélectionner l'option préférée, et ce à huit reprises (total 24 scénarios). Le traitement statistique des données (étape 6) a été réalisé par régression logistique conditionnelle dans le logiciel R. Il s'agit d'une méthode permettant de considérer les paramètres socio-démographiques de l'individu dans l'effet fixe du modèle (donc d'inclure ces paramètres sous forme de termes d'interaction), ce qui était essentiel pour répondre à la question de recherche 3.



## CHAPITRE 3

### A STAKEHOLDER'S PERSPECTIVES ON URBAN GREENING AND CLIMATE CHANGE ADAPTATION IN THE CITY OF MONTREAL (CANADA).

Article en préparation pour soumission dans *The Journal of Environmental planning and Management*.

Landry, F., Messier, C., Dupras, J. (en préparation). A stakeholder's perspectives on urban greening and climate change adaptation in the City of Montreal (Canada).

#### 3.1. Abstract

Cities are facing a very large array of climate change (CC) risks that are exacerbated when comparing with peri-urban or rural areas, such as urban heat islands and surface water runoff. In this context, cities have adopted “adaptation strategies” to mitigate the negative impacts of CC, both present and future. In those strategies, cities such as Montreal rely heavily on trees to reduce the effects of urban heat islands and surface water runoff to attain these objectives. While trees do provide these benefits, is urban greening the best approach that cities have to reduce the negative impacts of climate change? Are there particular logistical and operational challenges of using trees as adaptation strategies in a large city like Montreal? Could the process of climate change adaptation through greening promote green inequalities? To answer these questions and define the place of using trees as a mean to adapt, we conducted semi-structured interviews with experts from governments, local NGOs, academia, and private sector that were directly involved in Montreal's adaptation strategy. Thematic analysis of the results show that tree greening is seen as an essential solution, but poses other concerns rarely expressed by decision-makers. Low consideration of social impacts of greening by city planners, as well as a general feeling of miscommunication among involved actors impede on the implementation of meaningful and innovative tree greening initiatives. A more horizontal approach to greening, bringing together community leaders, NGOs and the municipality would allow to reduce these

obstacles by bringing more relevant actors to the discussion table and foster a better integration of greening efforts in climate change adaptation.

### 3.2. Introduction

As cities grow to become the main habitat of humans across the world, especially in developed countries of the northern hemisphere (UN 2014), the effects of climate change are increasingly felt by these populations; which is also true for many resource systems outside of cities, including the marine, forest and agricultural realms. Although climate change is affecting all systems on earth, both natural and human ones, cities face completely different challenges. These climate associated risks include an exacerbation of the urban heat island effect, more frequent and intense heat waves, increased surface runoff that may lead to erosion, sewer overflow and floods as well as health risks linked with atmospheric pollution (Ouranos 2015). Regarding these risks, many cities have created adaptation plans to reduce the impacts of climate change on citizens. This is the case of Montreal and this will be the main focus of this study.

#### 3.2.1. To mitigate or to adapt?

Reactions to climate risks can take many forms, although most efforts can be grouped either in the mitigation category, or in the adaptation category. Mitigation addresses the source of the problem, namely reducing atmospheric greenhouse gas (GHG) emissions, to reduce global warming (Laukkonen et al. 2009). Even if this strategy is necessary to solve climate change in the long run, it is notoriously difficult to apply, especially at the global scale at which it would be effective (IPCC 2022). Because climate change is already occurring, and the atmospheric concentration of GHGs in the atmosphere is not likely to diminish vastly in the short-term, many institutions are adopting another strategy: adaptation. This strategy does not aim directly at reducing GHGs, but rather to reduce the potential negative impacts of climate change on populations (Laukkonen et al. 2009). Adaptation strategies are needed because of our common failure to mitigate climate change. In these conditions, the

remaining solution is to develop adaptation strategies that are efficient and socially acceptable (Howard 2009; Vijayavenkataraman et al. 2012;).

While the risks of climate change are sources of concern for city-dwellers, climate change may also bring opportunity. A good example could be the increase in the length of the growing season, as is predicted to be the case in southern Quebec (Ouranos 2015). This could translate to larger crop yields. However, longer and more frequent droughts are also a possibility, meaning potentially more difficult growing conditions for a number of crops. Adaptation also aims at taking advantage of opportunities brought forth by climate change; but adverse effects, often hard to predict, might counterbalance any benefit brought forward by our adaptation measures (Madsen et al. 2019). This is why most cities focus on the reduction of potential negative effects in their adaptation strategies (Aguiar et al. 2018).

### 3.2.2. The process of adaptation

As urban climate change adaptation aims at reducing the risk exposure and effects of climate change on residents, and those risks might themselves be difficult to predict precisely, cities must plan for an array of possibilities. To address this difficulty, the UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) synthesized a general approach that applies to a large array of situations (see Figure 3.1). According to this framework, adaptation is a process that starts by the careful identification of the main vulnerabilities that could be faced in the future in a specific area, for example, extreme heat waves. Then, objectives can be set according to these vulnerabilities, for example, reducing heat-stress on vulnerable citizens. This step requires the formulation of adequate indicators to monitor the base level and subsequent changes in the situation, for example, the number of hospital visits related to heat. When the objectives and indicators are clearly established, the planning of potential adaptation measures, or actions, can take place. Some examples could be to install air conditioning in more public buildings so people without access to air conditioning (AC) at home can benefit from cool areas. City planners might also plant more trees, which have been shown to reduce ambient temperatures by casting shadows on the ground and by reducing heat through evapotranspiration. Once these measures have been

implemented, monitoring efforts using various indicators can guide the adaptation strategy through feedback towards the previous steps.

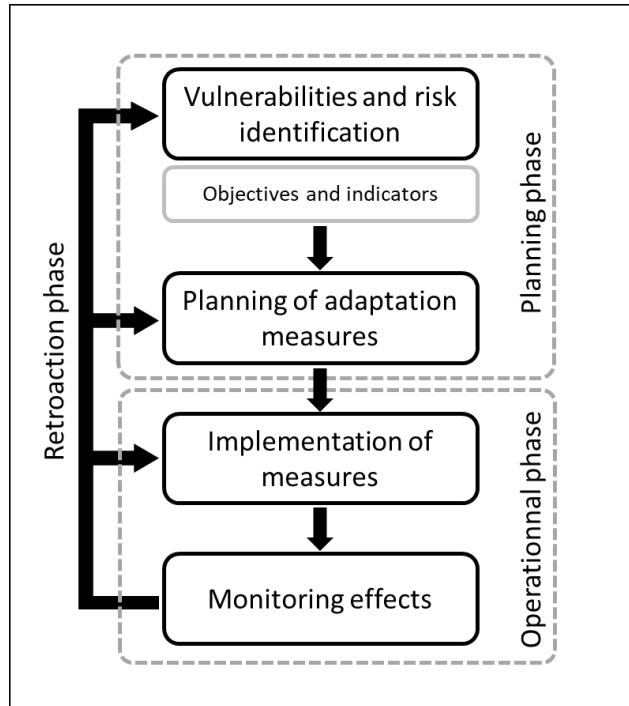


Figure 3.1: The adaptation process organizational framework (adapted from UNFCCC 2020)

### 3.2.3. Adaptation and green infrastructure

Green infrastructures, defined here as natural elements implemented in the urban matrix, are often the foremost adaptation measure to be implemented by cities. Adaptation plans of many cities such as Paris (Ville de Paris 2015), New-York (Solecki and Rosenzweig, 2019), Washington D.C. (Climate Ready D.C. 2016), and Montreal (City of Montreal 2019) all mention trees or other natural elements as one of the prime adaptation measures towards multiple climate-related vulnerabilities. Indeed, trees have been shown to alleviate many problems related to climate events: they reduce surface runoff by enabling better percolation of water into the ground (Armson et al. 2013), they reduce urban heat island

effect, they mitigate atmospheric pollution by capturing microparticles (Xu et al. 2018), among other advantages. These “co-benefits”, as well as the idea that trees are well perceived by urban residents (Turner-Skoff and Cavender 2019), make trees a ready-made solution for every climate-related problem... at least theoretically. In reality, trees cost large amounts of money to plant and maintain, especially in hostile city growth conditions (Roy et al. 2012), may cause security concerns to buildings and people when not properly maintained (Cariñanos et al. 2017) and can liberate harmful allergenic pollen (Cariñanos et al. 2017) and volatile organic compounds (VOCs). Other problems are the risk of green gentrification (Gould and Lewis 2016) when large quantities of trees are introduced in some neighborhoods, the variable preferences towards trees amongst multicultural populations (Egerer et al. 2019 Landry et al. 2022) and distrust towards municipal powers and intervention in some communities (Bertsou 2019), which could affect the social acceptability of tree greening projects.

#### 3.2.4. Questions and hypotheses

This study aims at understanding the role of green infrastructure, especially urban trees, in the climate change adaptation strategy of a large North-American city, Montreal. More precisely, we wanted to explore the reasons why trees should be favored, and the difficulties associated with their use as adaptation measures. As such, we pose two research questions: 1) What are the pros and cons of green infrastructure as an adaptation measure raised by the actors of adaptation? and 2) What are the drivers and obstacles in successful implementation of urban forests and other green infrastructures as adaptation measures? We think that, in line with the existing literature, the benefits of trees are put forth strongly by municipal powers, but their potential social drawbacks as well as planning issues negatively affect their applicability as adaptation measures.

### 3.3. Description of study site

The city of Montreal is the second largest city in Canada with 1.79M inhabitants, 4M including suburbs and nearby municipalities included in the Montreal Metropolitan Community. It is located on an island formed by the St-Lawrence River to the south and east, and by the Prairies River to the north and west. Montreal weather is characterized as temperate, with warm summers (21.2°C daily mean in July; historic high at 37.6°C) and cold winters (-9.4 daily mean in January; historic low at -37.8°C). Precipitations average 1000 mm yearly, including about 200 cm snowfall, without a clearly defined wet or dry season (Environment and Climate Change Canada, 2022). The water-surrounded location and the heavy snowfall during the winter exposes the city to flooding problems in the spring; especially when snowfall was abundant during the winter and thaws rapidly during above-average warm springs.

Climate change trends for Montreal predict more variability in temperature for the winter months (December through March), resulting in a higher proportion of precipitation in the form of rain and freezing rain during this period (Ouranos 2015). Freezing rain storms cause serious problems as they can affect power grids and cause security issues on roads and buildings. Average summer temperatures are predicted to increase by 2°C (10% hotter) and the frequency of hot days (daily maximum of 30°C or over) to increase from 11.2 days per year to 28.6 days per year for the 2021-2050 period (PCIC 2019). Finally, according to the same model, yearly precipitation is predicted to increase by an average of about 7%, with frequency of days with very strong precipitation increasing by 22%.

#### 3.3.1. Montreal's adaptation strategy

Facing the threat of climate change, the city of Montreal first created an adaptation strategy in 2015, with a five-year plan. Applying a planning framework similar to the one shown in Figure 3.1, it identified six main climate-related risks: rise in average temperatures, abundant rain, heat waves, extreme storms, droughts and flooding. For each of these risks, the city suggested “adaptation measures”. For example, “protecting biodiversity” was

stated as a measure against the rise of average temperatures. The plan then established objectives, such as “maintain or restore connectivity between greenspaces and protected areas”, which were then further divided into “sub-objectives” such as “strengthen ecological management of Montreal’s greenspaces”. The nomenclature of these elements is often confusing, and measures are often referred to as objectives, and vice versa. This, along with the lack of a proper monitoring methodology, yields an impractical plan where the accountability of actors involved at each step as well as potential positive/negative results that ought to be recorded are lost or difficult to track.

In 2020, at the end of the five-year plan, the city unveiled a new plan titled “Climate plan 2020-2030”. This new 10 years plan proposes a very different approach to adaptation, as well as the integration of GHG mitigation actions. This plan proposes a limited number of actions (46) divided between eight orientations. The more limited number of actions allows each of them to be better defined, which makes the plan arguably clearer, but less precise in the way these actions will be carried out. This plan also features monitoring indicators to follow-up on some of the actions. However, the plan suggests only 8 indicators and associated goals; of which four are related to GHG reduction and four to adaptation. These last four are: number of trees planted, proportion of protected areas, geographical knowledge of climate-related vulnerabilities and area affected by urban heat islands.

### 3.3.2. Trees and green infrastructure in Montreal adaptation strategy

The adaptation strategy recognizes that “trees absorb rainwater, purify air, shelter many species and cool houses and gardens” and that “planting trees is one of the most significant actions to adapt to climate change”. As such, the city of Montreal put forward the ambitious objective to plant 500 000 new trees before 2030; of which 50% would be planted on municipal land and 50% on private land. Other actions including green infrastructure include increasing the proportion of protected area to 10% (from 6.1%), restoring shores on public lands and parks, and developing urban agriculture. Some actions indirectly affecting trees are imbedded in other actions, such as financial and organizational support to greening-oriented NGOs.

Finally, the adaptation strategy also includes social aspects of tree greening by stating that: “the City accounts for vulnerable people in all processes of urban planning, which reduces social, economic and environmental inequalities on its territory”. However, little is said about the way this goal will be attained. Lessening environmental inequality by greening in vulnerable neighborhoods could in fact worsen it with the emergence of gentrification (Anguelovski et al. 2018; Gould and Lewis 2016). Greening projects carried unilaterally by governments might also be faced by distrust and low civic involvement, especially in marginalized communities (Bertsou et al. 2019).

### 3.4. Methods

To assess whether the plantation of trees or construction of other types of GI are promising climate change adaptation actions, we conducted semi-structured interviews among people having a direct influence on adaptation in Montreal. These people were selected because they were 1) directly involved in the process (municipal or other level of governance) or 2) could influence the decision making of the first category (private sector, NGOs, etc.). A total of 15 participants were initially selected according to the type of institution they worked in. Table 3.1 show how participants were distributed across institution types. The number of participants was to be chosen according to the saturation principle, defined as the moment when new interview data contributes little (if any) new information regarding the research questions (Guest et al. 2020). More participants were to be recruited if thematic saturation was not achieved. However, a satisfactory level of saturation was reached after 12 interviews. Still, a total of 15 participants were interviewed for this study.

Table 3.1: Number of participants in each sector

<b>Institution type</b>	<b>Participants</b>
Provincial government	3
Municipal government	4
Academic	3
NGO, para-governmental	3
Private sector	2
<b>Total</b>	<b>15</b>



The interview guide was comprised of 10 questions and divided in 3 sections (see annex 1). The first section was an introductory part, where the participant was asked questions about themselves and climate change adaptation at large. Questions included “What do you do at your job” and “What is your viewpoint on climate change adaptation”. The second part contained questions oriented towards the application and monitoring of adaptation actions in Montreal. In this section, the interviewer let the respondent choose the course of discussion and only asked unscripted follow-up question or statements on aspects that seemed more problematic to the respondent, such as “while you think trees might be a good way to adapt, you seem to feel that citizen opposition is a problem”. The third section of the interview was aimed at understanding the structure of governance and regulation around climate change adaptation, and how these affected the implementation of actions. One of this section’s question was: “Is there something that is almost always excluded in discussions about adaptation that you feel should be addressed more?”.

This array of questions, some more open, other more directed, allowed to capture precise commentary on GI and adaptation in general. The interviews were conducted in French, via videoconference, during the summer of 2020. The interviews were transcribed and then coded using the NVivo software (release 1.6.1). The coding process used was more of a deductive approach, in the way that the researcher had prior knowledge about the subject and that the research questions were posed in advance. During this process, coding for emerging themes was also given special attention. The coding process was carried out by the same researcher who conducted the interviews.

### 3.5. Results and Discussion

Coding of the interview transcripts yielded 65 different codes. This number was obtained after an initial step of merging nearly identical codes together to obtain a more meaningful list of codes. These codes were then aggregated into larger categories: sometimes by creating a new category or by using an existing code as the category name. This step created the 14 sub-themes shown in Table 3.2. The last aggregation step created the 4 overarching themes listed in Table 3.2. Themes listed in the table were discussed by most participants

or seemed to be of great importance to several participants. All codes shown in the table or discussed in the text have been translated to English from French.

Table 3.2: List of themes, sub-themes, and examples of relevant codes

<b>Main themes</b>	<b>Sub-themes</b>	<b>Code examples</b>
Governance	Responsibility	Decision-making; power structure.
	Bureaucracy	Administrative delays; incompetence; knowledge gap
	Monitoring	Long-term follow-up; indicators
	Finances	Taxes; gov. programs
	CC vulnerability identification	Urban sprawl; Urban heat island; Floods.
Intersectionality	City internal/external communications	Definitions of adaptation; sharing of information
	Funding of projects	Resource allocation; under-funding of env. projects
	Vertical management	Working in silos;
	Community outreach	Education; community engagement
Benefits of nature	Ecosystem services	UHI reduction, recreation, beauty
	Co-benefits	Multiple ES, acting on multiple climate impacts
	Social acceptability	Trees are well received
Vision of adaptation	Goal of adaptation	GHG reduction; climate events; sustainability
	Means of adaptation	Tree plantation as adaptation measure; env. protection

The four main overarching themes observed in the sample's interview data were Governance, Intersectionality, Benefits of nature and Vision of adaptation. The governance theme included sub-themes such as Responsibility and Monitoring, which are important aspects of managing for adaptation. These themes echo the organizational flowchart presented in figure 1. The Intersectionality theme could have been integrated in the Governance theme, as it is an element imbedded in the organizational structure of the adaptation processes. However, as this specific topic and relevant codes were key elements of multiple participants discourse, we felt it needed to form its own category. The third main theme identified in Table 3.2, Benefits of nature, is the only theme related specifically to natural elements. It includes the Co-benefits sub-theme, which was one of the most significant topics regarding the intrinsic advantages of natural elements, both through ES production and their ability to simultaneously act on multiple climate impacts, in urban contexts. Finally, Vision of Adaptation was a theme developed after finding that although the concept of adaptation was discussed with all participants, the way they defined or used the concept varied from one participant to another. As the concept of adaptation is at the basis of our discussion, we felt that these diverging definitions are of particular interest.

#### 3.5.1. Trees are valuable adaptation measures

While trees and green infrastructure in general was the main focus of this study, we found that participants shared a common positive attitude towards trees. All participants found them useful as an adaptation measure. Many reasons were cited to explain this preference. The production of a large array of ecosystem services, including urban heat island mitigation, food production, opportunities for recreation and aesthetic beauty were some of the reasons mentioned. This echoes the vast scientific literature about urban natural elements and ecosystem services, where trees are frequently cited as one of the most important contributors (Dobbs et al. 2011; Gomez-Baggethun et al. 2013). The social acceptability of tree planting projects was also cited as an advantage of green infrastructure as an adaptation measure. Contrary to more “engineered” solutions cited by participants (ex. sewer work, artificial shading, etc.), trees were deemed to be a welcome addition to neighborhoods. This finding corroborates what other researchers have found on the social

acceptability of trees as adaptation measures (Turner-Skoff and Cavender, 2019). Finally, the main advantage of trees resides in their “co-benefits”. This notion refers to the many benefits a tree can provide (Sharifi et al. 2021) and was a reoccurring theme in participants from all backgrounds except the private sector. It means that planting a tree will act on many vulnerabilities and help reach many adaptation goals, as one participant from city government told:

*“There are many positive things about trees such as the reduction of urban heat island and surface runoff, those are the two main advantages, but also many co-benefits such as mental health and happiness” – (translated; note that all quotes are translated from French to English)*

As such, for this participant, trees not only help in attaining multiple adaptation goals, but they also act positively on citizens in personal ways. This viewpoint was also shared by other participants, especially in the NGO sector. Many studies indeed show that urban natural elements including trees can positively impact the well-being of residents (Triguero-mas et al. 2015; Sharifi et al. 2021; Villeneuve et al. 2016). The next quote shows that for these participants, personal benefits such as better mental health could be beneficial side-effects of adaptation plans:

*“When we plant a tree, we see it, we live by it. It increases the quality of the living environment. There are many things like that, other than adaptation” – participant from NGO sector*

### 3.5.2. Governance, communication, and intersectionality

Although trees are described by participants as excellent adaptation measures, the main obstacle to their implementation according to participants are governance issues. Participants from all sectors talked about the difficulty of going forward with adaptation measures because of the lack of communication with other sectors (Birchall et al. 2021). Multiple participants brought forth the idea of “silos” to describe the situation. Examples include, from a participant from academia:

*“One of the vulnerabilities is that we are not intersectoral, we work in silos, so [the structure of governance] its not very agile. Our systems of management are not built to adapt through time”*

and a participant from city government:

*“There is some level of awareness amongst professionals, that we must get out of the silo in which we work”.*

It is quite clear that “silos” impede the implementation of adaptation measures in Montreal, but it is not a unique case. Other researchers have found similar organizational frameworks in many places (Machalaba et al. 2015; Oseland 2019).

Without a clear organizational framework involving all the relevant actors, adaptation measures become difficult to manage. The governance challenge that is posed by adaptation has been the subject of research that shows it is found in other cities (Vink et al. 2013) – structures of power and knowledge are central to the problem. This participant from academia summed up the situation:

*“I think there is a lot of intentions, of interests. Many people work on adaptation, professionals, and politicians alike, but the processes linking the two must be reorganized”.*

This sentiment towards deficient organizational processes is not only held by academics that study these institutions. Actors directly implementing measures, such as NGOs that must confront this problem in day-to-day operations, also bring up the problem in interviews:

*“Everybody does their little thing as best as he can, it’s all in good will, but I think it [better results] could be attained by gathering more people” (Participant from NGO).*

Municipal government, in charge of the adaptation plan, also recognizes that NGOs and the public could be more involved in the process of adaptation:

*“To develop larger collaborations involving different levels, better involving NGOs in municipal institutions, develop a better citizen participation... we would certainly stop working in our own separate bubble” (participant from municipal government).*

These quotes show that the problem of lacking communication between sectors is a major obstacle in the implementation of adaptation measures in Montreal. Without proper integration of actors from multiple sectors, and especially the ones directly implementing adaptation measure on site, it becomes difficult for the City to coordinate its efforts. Other authors have also found similar results, where collaboration between levels of organization is key to enhance the results of adaptation (Birchall et al. 2021). These silos likely existed long before Montreal’s climate adaptation plan. Although they represent an obstacle to adaptation, the adaptation problem could be a catalyst in finally breaking these silos. Planning adaptation to climate change has played such a role in the Norwegian cities of Bergen and Trondheim (Oseland 2019) by getting people from all levels of the institutional ladder to reflect on climate change, its impacts and how to address them.

### 3.5.3. Conceptualizing adaptation

As previously shown, institutions tasked with climate change adaptation in Montreal lack a clear communication framework; stakeholders work in silos, impeding the efficient implementation of adaptation measures. This miscommunication could have even deeper roots, as participants from different sectors have different takes on the concept of adaptation. Definitions of the concept are largely dependent on the participants background and actual sphere of activity; as such they can be classified in three broad categories: anthropocentric, nature-centered, and holistic visions of adaptation. The anthropocentric vision of adaptation included concept like “socio-economic vulnerability”, “society changes” and “living environment”; it emphasized on the impacts of climate change on human populations. A participant from an NGO summarized:

*“[Adaptation to climate change] aims at providing better living environments for citizens with whom we work every day”.*

The nature-centered definition was more influenced by the idea that dissociating humans from nature was the primary cause of climate-change related problems; therefore emphasizing on “ecological compensation”, “environmental protection”, “degrading habitats” and other related concepts. This quote from a participant from the municipal government represents the general idea:

*“Climate change is an aggravating factor for an already existing phenomenon: we have simply lost our understanding of nature and its workings”.*

Finally, holistic visions of adaptation included elements from both previous categories. Some important concepts included “ecosystem services”, “landscape management” and “nature-based solutions” – elements that imply some level of interdependency between human and natural systems; as this participant from an NGO summarized:

*“[Adaptation to climate change] is to take actions to continue to enjoy environmental resources and benefits as well as ensuring our security [facing climate risks]”.*

These three categories of definitions are permeable to one another, meaning that some participants sometimes included elements from multiple categories over the course of the interview. However, the difference in the way participants conceptualize adaptation could have an impact on communication and consultation around ways to implement it. A hypothetical scenario to exemplify this problem could be that a representative from the government does not recognize the work of an NGO (e.g. new community gardens) as climate change adaptation; therefore not accounting for its actions towards the climate adaptation plan, and maybe reduce the funding of this NGO – a situation detrimental for both parties. Although no clear example of this kind of situation emanated from the interviews, one participant from the municipal government said:

*“People in the field, they do adaptation without using the word “adaptation”. So when we bring forth an adaptation measure, are we giving them more tools to succeed, or are we instead excluding them from the process?”.*

A clearer, common, understanding of the concept of adaptation at every step of the institutional ladder could prove an effective way to facilitate the reaching of adaptation goals. As the project leader and main planning actor, the municipality is well suited to

create a definition inclusive of the multiple forms of adaptation through greening that could be used by stakeholders to generate innovative adaptation measures.

### 3.6. Conclusions

In the light of the analysis of Montreal's adaptation plan and the interviews with actors involved in the process, we found that trees and other types of green infrastructures are very well received forms of climate change adaptation measures. Participants from academia, different levels of government, NGOs and private sector each saw trees as promising avenues to adaptations, with the main advantage being the numerous co-benefits they provide. Although discussed as pivotal measures, the implementation of trees and other types of adaptation measures face a difficulty that could be hard to overcome: institutions working in silos. This problem mostly takes the form of deficient communication and collaboration between actors involved in adaptation. This issue could be resolved, for example, by creating a centralized institution in charge of coordinating adaptation efforts within Montreal City government. Another solution could be to allow more flexibility in what defines an adaptation measure at the municipal level and therefore facilitate the recognition the efforts of put forth by stakeholders other than the City. Drawing on these conclusions could make the adaptation process run more efficiently while maximizing the final advantage of adaptation: protecting Montrealers against the impacts of climate change.

Although data collection and analysis followed rigorous methodologies, the qualitative approach we used poses inherent concerns regarding the replicability of the results as well as the applicability of the conclusions to other urban areas. We feel confident that the reported results accurately describe the situation in Montreal city and might reflect the situation in other cities in the province of Quebec. As institutional frameworks, threats from climate change, geographic location, etc., change, the potential to generalize the findings of this study to other areas diminishes. However, considering the existence of similar problems reported in the scientific literature (Machalaba et al. 2015; Oseland 2019; Vink et al. 2013), we also think that some of the problems exposed here (namely organizational and institutional issues) are likely to be found elsewhere.



## CHAPITRE 4

### CONVERGENCE OF URBAN FOREST AND SOCIO-ECONOMIC INDICATORS OF RESILIENCE: A STUDY OF ENVIRONMENTAL INJUSTICE IN FOUR MAJOR CITIES IN EASTERN CANADA

Référence complète de l'article publié : Landry, F., Dupras, J., Messier, C. (2020). Convergence of urban forest and socio-economic indicators of resilience: A study of environmental inequality in four major cities in eastern Canada. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103856.

#### 4.1. Abstract

Environmental injustice is a phenomenon drawing much attention in the scientific and policy-making debates about urban forests and city greening. Most studies on the subject have shown that socially vulnerable, multicultural neighborhoods are disproportionately affected by the lack of urban forest while richer neighborhoods tend to be greener. But are there differences in the resilience of urban forests between poor and rich neighborhoods? We tackled this question using a newly developed indicator of urban forest resilience, functional diversity, to determine if environmental injustice is also found in the resilience of urban forests in poor neighborhoods. Using Canadian census data at the census tract scale, Sentinel-2 satellite imagery and urban tree inventories, this study investigated if urban forest resilience is also part of the environmental injustice phenomenon in four urban areas in eastern Canada: Toronto, Gatineau-Ottawa, Montreal and Quebec City. Multivariate analysis of the dataset shows that urban forest functional diversity, used as an indicator of resilience, is inversely correlated to a set of variables associated with social vulnerability. The same relationship also exists with canopy cover; a pattern of injustice found in many cities around the world. With these findings, we show that social vulnerability and urban forest resilience are intertwined, meaning that neighborhoods already lacking urban forest are also more at risk of losing it due to a sudden environmental disturbance. When confronted with global change, considering this new insight into urban

environmental injustice could be of great importance for maintaining a comfortable living environment for every city-dweller.

#### 4.2. Introduction

Urban environmental injustice is a problem faced by many cities around the world. The growing body of scientific literature on the subject shows that urban green infrastructure, such as the urban forest (UF), is generally more prevalent in upscale, whiter neighborhoods but is scarcer in poorer, multicultural neighborhoods (Nesbitt et al. 2019; Dobbs et al. 2014a; Joassart-marcelli 2010; Schwarz et al. 2015; Nesbit and Meitner 2016; Heynen 2003). While the density of the UF has been linked with social parameters such as wealth (Schwarz et al., 2015), its diversity has not received the same amount of attention. Because diversity is an effective indicator of resilience (Laughlin et al. 2016; Messier et al. 2019), it becomes especially important in understanding how the urban forest might respond to global change and which population will be the most at risk of losing urban forests valuable to their well-being.

Urban forest is the most important natural element found in many urban areas. It is defined as the sum of all trees and shrubs making up the green cover in urban areas (Jones and Davis 2017). It is part of the broader green infrastructure, which includes vacant lots, grassy areas such as parks and ball fields, water bodies and other natural or managed green spaces (Benedict and McMahon 2006; Mell 2013). Some authors consider green infrastructure as the designed, or planned, natural elements of cities (Pataki et al. 2011). Urban green infrastructures, especially urban forests, are crucial providers of ecosystem services to city-dwellers (Dobbs et al. 2011; Gómez-Baggethun and Barton 2013; Dupras et al 2015; Dupras and Alam 2015; Bissonnette et al. 2018).

The variety of ecosystem services provided by UF is of great benefit to the urban population. Among the many ecosystem services (ES) reported, the increase in property values (Des Rosiers et al. 2002; Donovan and Butry 2010; Morales 1980) and the reduction of the urban heat island (Oke et al. 1989) have been studied for the longest time. More recently, other positive effects of urban forests and trees have been reported, such as an

increase in passers by in commercial areas (Wolf 2007), increase in tourism (Majumdar et al. 2011), increase in community cohesion (Arnberger and Eder 2012) and increased feeling of security (Kuo and Sullivan 2001). Positive impacts of natural urban elements on both physical (Lovasi et al. 2011; Villeneuve et al. 2016) and psychological health (Annerstedt et al. 2012; Carrus et al. 2015; Taylor et al. 2015) have also been reported. Although ESs are generally perceived as positive, the natural elements providing them might be seen negatively by some (e.g. tree blocking the view), adding to the complexity of managing for ES provision as a goal. In general, these ESs, among others, benefit every city dweller living in proximity to UF. However, the distribution of the urban forest, and therefore its benefits, have been shown to be heterogeneous in many urban areas.

The variation in UF cover is in many cases bound to certain socio-economic parameters of the population. The influence of median income and/or property values on the forest cover at the neighborhood scale has been demonstrated in many studies (Nesbitt et al. 2019; Pham et al. 2012; Dobbs et al. 2014a; Heynen, 2006; Landry and Chakraborty 2009; Schwarz et al. 2015). The density of certain ethnic groups has also been correlated with lower forest cover (Joassart-marcelli 2010; Landry and Chakraborty 2009). The differences in tree cover in the former study (Joassart-marcelli 2010) were mediated by unequal spending in greening from municipal governments disadvantaging one ethnic group over the majority. This complex and multi-faceted phenomenon known as environmental injustice can be driven by many social, economic and/or policy factors, as well as being variable along time scales (Schwarz et al. 2018) The victims of environmental injustice face a situation where they lack an important part of the UF related ecosystem service provision. While the density of the UF has been correlated with social variables, other forest descriptors such as diversity has not received such attention in recent research. Studying the UF diversity in the context of environmental injustice is of great importance to understanding how global change could affect the well-being of city residents.

The diversity of vegetation has been linked to a number of beneficial impacts by numerous studies in the field of ecology. Increased biomass productivity (Paquette and Messier 2011), soil microbial activity (Lange et al. 2015) and soil retention are examples of diverse vegetal communities having an advantage over the less diverse. The science of ES also

points to an increase in provision from more diverse vegetation (Quijas et al. 2010). In this regard, diverse urban forests may have beneficial impacts on city-dwellers well-being; as a few studies have reported higher self-assessment of well-being when diverse urban forest was present in the individual's surroundings (Carrus et al. 2015; Dallimer et al. 2012). Diversity in general, and especially functional diversity, is an effective indicator of a forest's resilience to disturbances. It is a measure of the diversity of key biological characteristics found among tree species in a community. Functionally diverse vegetation has been shown to exhibit more resilience to various types of disturbances (Diaz and Cabido 2001; Elmqvist et al. 2003; Oliver et al. 2015; Paquette 2016) although some cases seems to indicate otherwise (Berland et al. 2014). Diverse forests also stabilize the production of some ES from one year to another (Gamfeldt et al. 2013; Manes et al. 2014, 2012; Oliver et al. 2015). A functionally diverse and therefore more resilient forest becomes especially relevant in urban areas where the scarcity of natural elements and the high number of ES beneficiaries emphasizes the social and economic importance of urban forests.

The term resilience is also used frequently in social sciences. For example, Adger (2006, 2000) has shown similarities with social systems. Social-economic resilience is the capacity of a population to cope and adapt to social or ecosystem changes and extreme environmental events (Adger 2000; Smith et al. 2012). Individuals having access to a larger social and financial capital are said to be more resilient to such disturbances (Smith et al. 2012). Social vulnerability (based on an array of social and economic variables) as defined in this study can be used as a way of measuring such resilience. This definition is related to Holling's 1973 definition of ecological resilience which is "a measure of the persistence of systems and of their ability to absorb change and disturbance and still maintain the same relationships between population or state variables" (Holling 1973). Contemporary definitions are widened in the field of complex systems, including aspects of social-ecological system dynamics (Folke et al. 2002; Walker et al. 2004). It has been shown that poorer or generally more vulnerable populations are more at risk of suffering from environmental stresses. The example of the heat wave that struck France in 2003 showed

that socially vulnerable people in cities suffered dramatically higher death rates (Poumadère et al. 2005).

Research has already shown that environmental injustice in the form of uneven distribution of the UF cover generally disadvantages the more vulnerable populations. However, because diversity is also having an influence on ES production, its distribution could also be linked to social parameters. The main goal of this study is to investigate the relationships between urban forest diversity and key socio-economic factors of the population. We specifically wanted to know if tree functional diversity (a good indicator of urban forest resilience to global change) is related to the socio-economic resilience of city-dwellers. We have found no study that has investigated this question at the city scale. However, studies linking biodiversity and human well-being at the individual scale as well as social-ecological framework theories hint toward the existence of such a relationship at a larger scale. To answer this question, relationships between urban forest and socio-economical parameters will be investigated in four of the largest urban areas in eastern Canada.

### 4.3. Methods

#### 4.3.1. Study area

This study looked at the four largest urban areas of eastern Canada in terms of the total number of inhabitants. These include: Toronto (6 341 935 inhabitants), the urban agglomeration of Ottawa and Gatineau (1 414 399), Montreal (4 225 541) and Quebec City (817 408) (Statistics Canada 2018). The study areas also included suburbs and urban surroundings of each of the four cities. The cities used for analyses were chosen based on two criteria to insure comparability: socio-economic and natural environment data consistency.

Because census data was used in this study as the socio-economic dataset, it needed to be uniform across the studied cities. That is why only Canadian cities were included in the study. Ensuring comparability of diversity data among the study areas was also necessary so the cities included in the analysis are in an area where geographical or climatic factors

would not have a great influence on biodiversity. In other words, cities were selected from within the same ecozone, which is a biogeographical scale where species are more taxonomically related than at the larger, biome scale. Most of the largest cities in the country are located in the Canadian “mixedwood plains” ecozone allowing to include the largest population within a single zone. Cities located in the Canadian prairies, such as Winnipeg, or in the Atlantic coast Maritimes region, such as Halifax, were excluded from the sample as they are not located in the “mixedwood plains” ecozone (Marshall et al. 1999). The four selected urban areas are those which met both the Canadian census and the natural environment criteria.

#### 4.3.2. Data

The method used in this study is one that builds upon knowledge from other studies on the mapping of ecosystem services and urban environmental injustice (Dobbs et al. 2014a; Schwarz et al. 2015). Main differences in methods from previous studies include the use of urban forest diversity data and multivariate statistics. Three types of data were gathered for this study: satellite imaging to assess urban tree cover, Canadian census data for socio-economic status, and urban tree inventories to calculate forest diversity metrics.

##### 4.3.2.1. Canopy data

Tree cover data was collected using data from the ESA’s (European Space Agency) Sentinel-2 satellite imaging program. This satellite is capable of taking multi-band images at varying resolutions. For this study, bands corresponding to blue, green, red and NIR (Near-Infrared) were used. These wavelengths have been used in many studies to assess vegetation at multiple spatial scales (Dobbs, Nitschke, et al. 2014; Walton et al. 2008; Yang et al. 2005). The NIR band is especially useful for distinguishing between vegetal and non-vegetal ground cover as its absorbance varies greatly between these two types of cover. The resolution of the images using these bands is available at a 10 m by 10 m pixel size.

This resolution, while being lower than the ones from other image sources, is still sufficiently precise to capture the urban forest. We do acknowledge that finer grained features of the urban forest might be lost, resulting in an under-estimation of tree cover. As this bias is homogenous across the study area, the possible effect of resolution on the results was disregarded. To ensure maximum foliage and therefore the best tree detection threshold, the images used in this study were taken during the summer (mid-July to mid-September). All images are from the year 2016. The images were treated using the Semi-automatic Classification Plugin in QGIS (Congedo 2018), and were classified into four categories representing trees, grass, built environment and water. The number of pixels of each class was then counted and transformed into a ratio for each of the census tracts.

#### 4.3.2.2. Socio-economic data

Social, economic and demographic data were obtained through the Canadian Census. The census data was extracted at the census tract (CT) level, which is the smallest geographical unit (as of census year 2011) for which all the needed data is compiled. Canadian census tracts are a subdivision used only for urban areas, which are defined by Statistics Canada as a metropolitan area with a core population of 50,000 or more (Statistics Canada, 2012). The average size of the 2370 CTs in the study area of interest is 8.6 km<sup>2</sup> containing an average of 7512 inhabitants (15 years of age and over).

A total of 17 social, economic and demographic parameters were used for this investigation. Most variables are used in demographic or sociological studies to assess the quality of life, well-being or resilience, as well as other parameters associated with social vulnerability and cultural diversity.

Income from census data is a basic parameter used in nearly all studies about the importance of the natural environment on the well-being of the population. The median household income was used in this study because 1) the median is a better way to evaluate the central tendency of a distribution susceptible to being influenced by outliers, such as when a neighborhood may contain a small fraction of much wealthier people, and 2) family

income (as opposed to personal income) reflects economic status in a way that is closer to reality in contexts where every adult in the household might be earning money. Income has been positively correlated to urban tree cover in a number of studies worldwide (Dobbs et al. 2011; Schwarz et al. 2015).

The value of dwellings was used in this study as another measure of wealth. Because wealthier people can afford pricier houses, house value is generally, but not always, correlated with income. It is also a useful metric because it has been shown that house prices increase with the number of trees on residential properties (Des Rosiers et al. 2002).

Social vulnerability is a multi-faceted problem for which a precise assessment is difficult. However, indicators of social vulnerability have been used in many studies, including environmental injustice papers, to describe the situation (Dobbs et al. 2011, 2014; Schwartz et al. 2015). This study builds on prior knowledge and uses multiple indicators to investigate which components of social vulnerability were most associated with urban tree cover (UTC). The variables we used include:

- Proportion of people renting their dwelling;
- Proportion of households under the low-income threshold, adjusted for the number of persons in the household;
- Proportion of single-parent families;
- Proportion of households where housing costs are  $\geq 30\%$  of income;
- Proportion of people who have moved in the last year;
- Proportion of people (15 years and over) without a high school diploma or other higher education diploma;
- Proportion of people 65 years and over;
- Proportion of people 65 years and over living alone;
- Proportion of 'non-suitable' households (crowding metric compiled by Statistics Canada, based on the number of occupants and the number of bedrooms in a house).

Cultural diversity is an important aspect of urban demographics and has been linked to urban tree cover in some studies (Joassart-marcelli 2010; Kabisch and Haase 2014). In this study cultural diversity was assessed using two variables. The first is the Shannon diversity index based on which language is primarily used at home and the number of speakers of



each of these languages. The second is the proportion of immigrants (first generation) in the total population. Cultural diversity is interesting in the context of green infrastructure when ecosystem services are considered. Some green infrastructure component might be considered desirable for one cultural group and undesirable for another. As the perception of nature changes, so does the importance and value of resulting ecosystem services.

#### 4.3.2.3. Urban forest diversity

Urban tree inventories carried out by municipal governments for trees in the public domain were used to assess metrics of urban forest diversity at the CT level. The databases were unified by ensuring a uniform species nomenclature before using QGIS to assign each individual to the respective CT. Species diversity was assessed with the Shannon diversity index calculated on rarefied species scores. This process allows to control diversity estimation issues in neighborhoods where trees are scarce or very abundant. Functional diversity was assessed the same way using the five functional groups defined by Paquette (2016). Paquette (2016) used a variety of physiological traits for each species of tree and then grouped them based on their trait similarity. The proportion of trees belonging to native species was also calculated for each CT; a species was considered native if its natural range covered at least one of the four urban areas.

Table 4.1: Parameters used in the multivariate models integrated at the census tract scale

Populations social- economical parameters	Population density (nb/ha)
	Median family income (\$)
	Average value of dwellings (\$)
	Proportion of homeowners (%)
	Proportion of people in low-income situation (%)
	Proportion of single-parent families (%)
	Proportion of people spending $\geq 30\%$ of income on housing (%)
	Proportion of people having moved in the last year (%)
	Proportion (15 y.o. and over) without a high-school diploma (%)
	Proportion (15 y.o. and over) with university diploma (%)
	Average number of school years (number)
	Proportion of people of 65 years and over (%)
	Proportion of people of 65 years and over living alone (%)
	Proportion of ‘non-suitable’ households (%)
	Language diversity index (number)
Proportion of first-generation immigrants (%)	
Proportion of people commuting by active transport (%)	
Forest diversity indexes	Species diversity index (number)
	Functional diversity index (number)
	Proportion of indigenous species (%)

#### 4.3.3. Selection of focal census tracts

As discussed, CTs are created for every urban center. However, as a metropolitan area is comprised of the city core, the surrounding secondary cores and the fringe population cores (Statistics Canada 2012 – dictionary), much of a metropolitan area is in fact peri-urban or rural. Some CTs are covered with up to 99% agricultural and/or forest land. As this study focused specifically on cities, relevant CTs had to be selected. For this, a criterion based on the relative built surface of each CT was input into the GIS database as a logical request. Therefore, the selected CTs were those where between 20% and 100% of their surface area was of the “built” classification, resulting in 1874 (79%) CTs being selected to be treated statistically. Urban agglomerations include multiple cities (main city and suburbs, for example) and some of them had not completed urban tree inventories. Because of this,

statistical analyses for tree diversity included only 1161 CTs (of the 1874 used in other analyses).

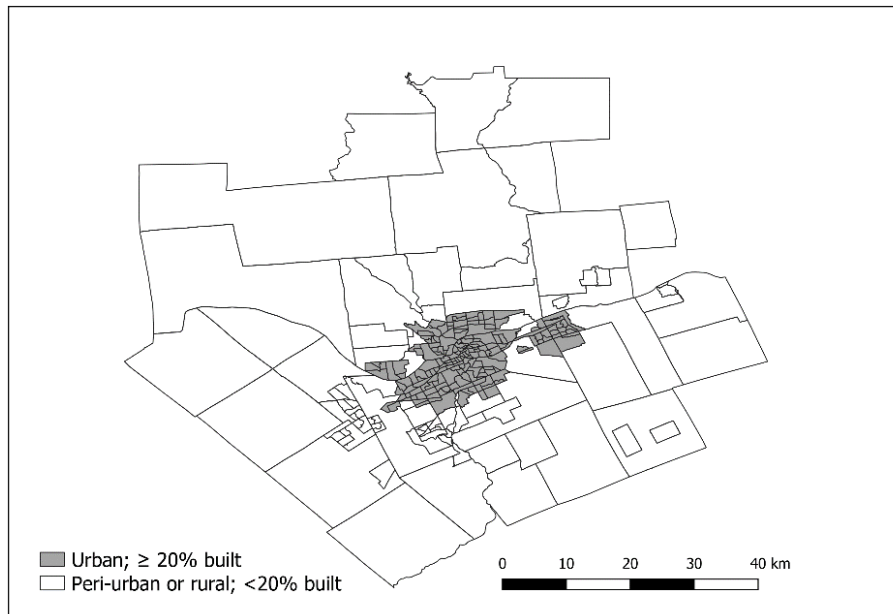


Figure 4.1: Example of selection for urban census tracts in the Gatineau-Ottawa metropolitan area. CTs with 20% or more of their land cover in the "built" class, thus being used for statistical analysis, are shaded. In this case, 180 of 270 CTs are selected

#### 4.3.4. Statistical approach

As one objective of this study was to determine which social, economic and demographic parameters influence urban ground cover, we chose to convey multivariate analyses. The selected statistical approach was the redundancy analysis (RDA). Principal Component Analysis (PCA) was also used to test whether urban forest diversity was linked with social variables without considering tree cover. RDA and PCA, as other multivariate techniques, are analyses that work well for datasets with collinear variables (Vyas and Kumaranayake 2006; Gujarati 2004), such as census datasets. These analyses, by giving more weight to the parameters that vary the most, are also suited to highlight differences between groups of individuals in the data (McKenzie 2005). Multivariate analyses such as PCA has also been used in many studies to calculate socio-economic status indexes (Chan et al. 2015;

Caro and Cortés 2012; Michelson et al. 2013). While calculating such an index is not the aim of the study, a similar approach is used to correlate socio-economic variables to urban ground cover. As these multivariate approaches do not permit prediction, they are well-suited for identifying trends and correlations in large datasets, especially with large numbers of variables. All statistical analyses were performed in R version 3.5.1. The iNEXT Package (version 2.0.18) was used to calculate rarefied diversity indexes and the Vegan (version 2.5-2) package was used for multivariate analyses.

#### 4.4. Results

The Figure 4.2 shows the social parameters that have an impact on urban land cover. As the cover of each CT always adds up to 100%, the three land cover classes are shown equidistant from the origin of the graph. This particularity arises because an increase in one type of cover automatically causes a decrease in one or both of the other covers.

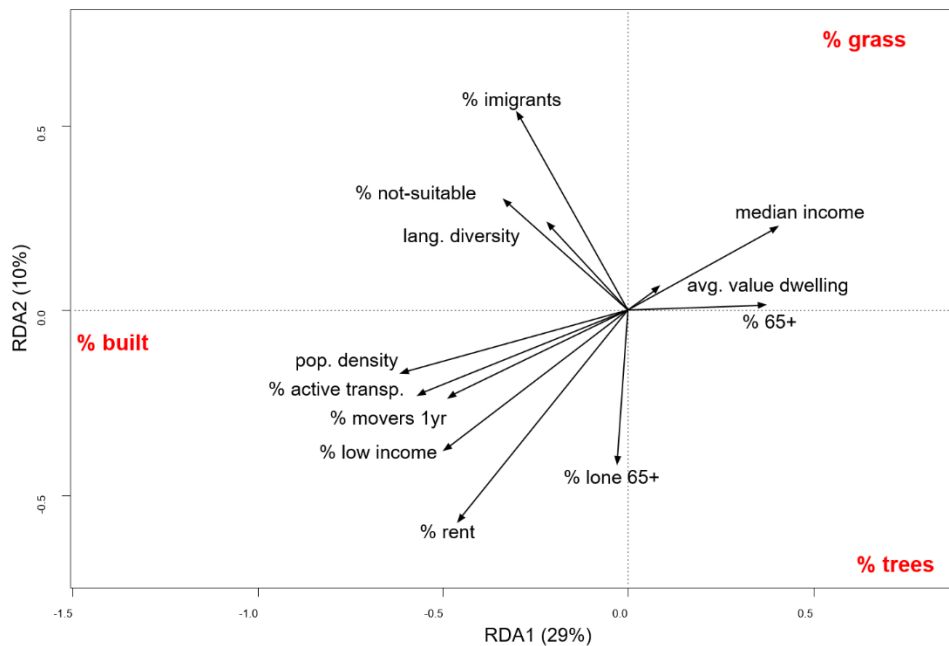


Figure 4.2: RDA plot of socio-economic parameters against ground cover classes. The graph shows relationships between social parameters and land cover classes in the 1874 CTs of the four urban agglomerations in eastern Canada. Social variables are shown as arrows and ground cover class as red text. Proportion of variance explained by social parameters is shown on both axes. 12 out of 17 variables are shown here to ease the reading, the excluded 5 having the least impact on explaining the dataset's variance. Dashed ellipse shows variables associated with socio-economic vulnerability

Parameters associated with social vulnerability including proportion of renters (% renter), population density (Pop. dens), proportion of people under the low-income threshold (% low income), proportion of people using active transport (% active transport), proportion

of recent movers (% movers 1yr), and proportion of elderly people living alone (% alone 65+), seem to form a cluster in the lower right portion of the graph. All these parameters vary in the same direction and in the direction of the “built” cover class. They are opposed to the “grass” cover class, and to a lesser extent from the “tree” cover class. The second group of parameters are those associated with economic wealth, including the median income and the average value of dwellings. Interestingly, the proportion of people 65 and older varies in a similar manner. This cluster seems to point away from the “built”, and towards the “grass” cover class. They are to a lesser extent correlated with the tree cover.

Parameters related to cultural diversity, namely the proportion of immigrants and language diversity, along with the proportion of non-suitable dwellings, seem to be negatively correlated with tree cover. These variables are positively correlated with “grass” and “built” cover classes.

#### 4.4.1. RDA for individual cities

RDAs were calculated for each of the four cities to see if the relationships varied from one city to another. The results of these analyses are shown in Table 4.2 and in Figure 4.3. As the primary focus of the study was to explain patterns in the distribution of the urban forest, Table 4.2 shows only the correlation associated with the “tree” cover class.

Table 4.2 and Figure 4.3 show that although some differences exist among cities, the overall trends (negative and positive) are very similar across the four urban areas. For example, the correlation between tree cover and median income is strong and positive in every urban area except Gatineau-Ottawa, where the link is weak and inversely correlated.

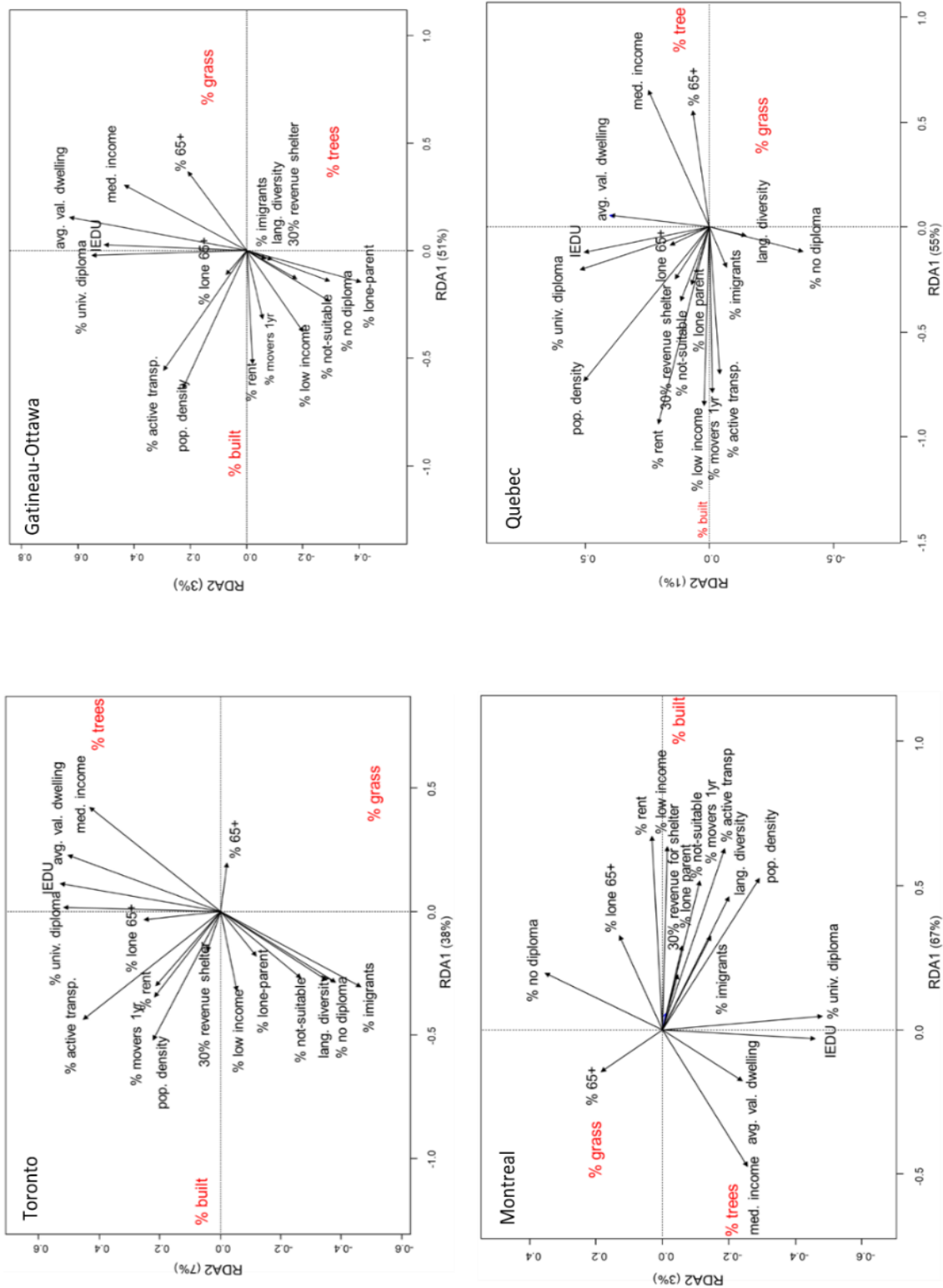


Figure 4.3: RDA graphs showing how trees, grass and built cover classes relate to socio-economic variables (arrows) in each individual urban agglomeration.

Table 4.2: RDA's Correlation coefficients between each social parameter and the density of tree cover in CTs in the four studied cities.

Parameter	Urban area			
	Toronto	Gatineau-Ottawa	Montréal	Québec
n (Number of Cts)	953	168	642	113
Population density	-0.29	<b>-0.51</b>	<b>-0.41</b>	<b>-0.41</b>
Education index (IEDU)	0.28	-0.26	-0.03	0.15
% univ. diploma	0.21	<b>-0.31</b>	-0.08	0.09
% no diploma	<b>-0.35</b>	0.08	-0.11	-0.28
% renter	-0.4	<b>-0.31</b>	<b>-0.57</b>	<b>-0.64</b>
% not suitable house	<b>-0.3</b>	-0.02	-0.21	-0.26
Avg. Property value	<b>0.36</b>	-0.25	0.07	0.23
Median family income	<b>0.47</b>	-0.05	<b>0.43</b>	<b>0.52</b>
% 30% \$ for rent	-0.10	0.02	-0.14	-0.05
% imigrants	<b>-0.40</b>	0.02	-0.13	-0.26
% 1yr movers	-0.17	-0.16	<b>-0.49</b>	<b>-0.45</b>
% low income	-0.26	-0.12	<b>-0.53</b>	<b>-0.59</b>
% lone-parent family	-0.18	0.13	-0.17	-0.17
Language diversity	<b>-0.34</b>	0.02	-0.04	<b>-0.38</b>
% 65y +	0.13	0.11	<b>0.35</b>	0.09
% lone 65y +	0.07	-0.11	-0.04	<b>-0.34</b>
% active transport	-0.15	<b>-0.5</b>	<b>-0.44</b>	<b>-0.54</b>

*Coefficients  $\geq |0.3|$  are in bold font to simplify reading and interpretation.*

#### 4.4.2. PCA with urban forest diversity

The rarefied species abundances used to calculate diversity ensures that the Shannon index is independent of the number of trees in a given CT. As diversity is a measure related to tree community and not to their number or canopy cover, it was not integrated into Figure 4.2 and Figure 4.3 RDAs. It was rather treated in a separate PCA to find possible correlations with social variables. This PCA is shown in Figure 4.4.

The PCA biplot shows species diversity to be closely related to functional diversity along the PC2 axis. Opposed to diversity variables are variables associated with social vulnerability such as the proportion of renters (% rent), people with low income (% low income) and elderly people living alone (% alone 65+), among others. This series of social variables is similar to that observed in the RDA analysis (Figure 4.2), which showed a positive relationship between social-vulnerability variables and the “built” cover class. The



proportion of indigenous species is also positively correlated with social vulnerability, and inversely with forest diversity metrics. Axis PC1 regroups variables associated with wealth and education on one side, and cultural diversity on the other. The scores of each variable on the first 3 PC axes are shown in table 4.3.

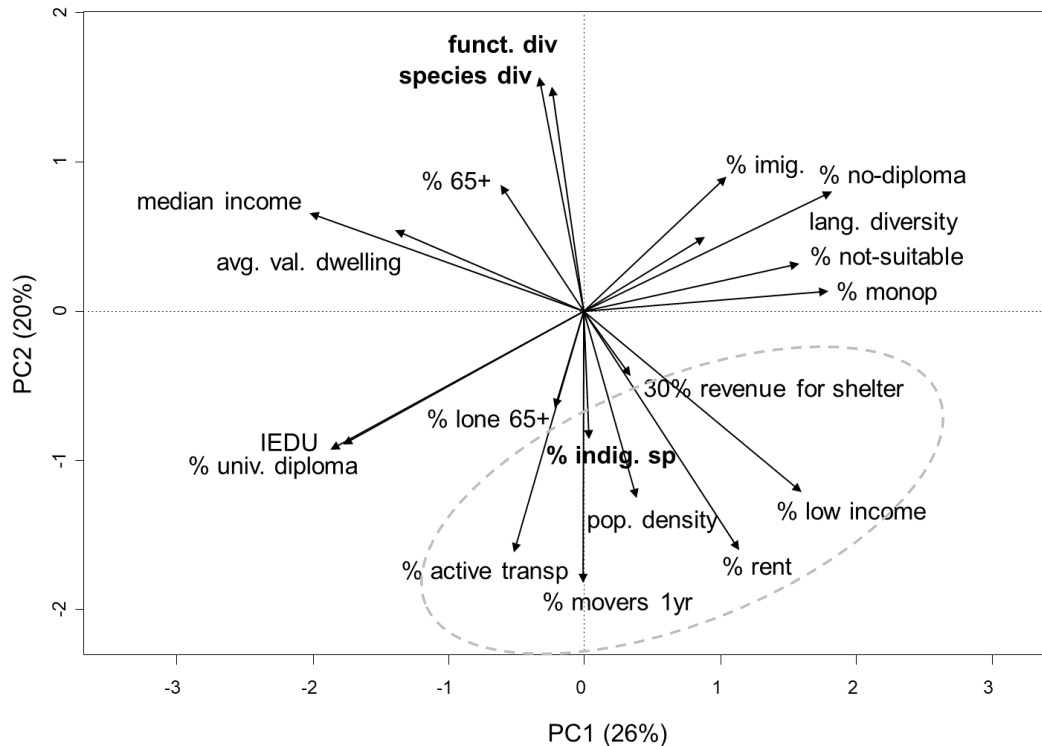


Figure 4.4: PCA plot of socio-economic parameters and forest diversity indicators. The graph shows correlations between urban forest species and functional diversity along with social variables. Forest diversity variables are shown in bold text. Ellipse shows variables associated with social vulnerability. Axes PC1 and PC2 are shown on the graph, explaining 26% and 20%, respectively, of the total variance. The first five axes of this PCA explain 75% of the dataset's variance, with 15.3% for PC3, 7.7% for PC4 and 5.6% for PC5.

Table 4.3: PCA scores for the figure 4 graph showing the 20 variables used to characterize each of the 1161 CTs along the 3 first axes. These 3 axes represent 61,8% of the dataset's variance with 26.0%, 20.5% and 15.3%, respectively. Higher scores (absolute value) represent higher correlation to an axis.

<b>Variable</b>	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>	<b>PC3</b>
pop. density	0.45	-1.47	1.07
% active transport	-0.61	-1.91	0.551
IEDU	-2.20	-1.09	1.05
% university	-2.09	-1.05	1.24
% no diploma	2.14	0.94	-0.75
% renters	1.34	-1.88	0.54
% not-suitable	1.86	0.37	1.46
avg. val. dwelling	-1.64	0.64	1.01
median income	-2.38	0.77	0.20
30% rev. shelter	0.40	-0.51	1.32
% immigrants	1.23	1.06	1.82
% mover 1yr	-0.0065	-2.13	0.73
% low income	1.87	-1.43	0.55
% single parent	2.11	0.15	-0.19
lang. diversity	1.04	0.58	1.91
% 65+	-0.73	0.99	-0.90
% alone 65+	-0.25	-0.75	-1.03
% native sp.	0.043	-1.01	-1.52
functional diversity	-0.28	1.77	0.99
species diversity	-0.39	1.85	0.80

#### 4.5. Discussion

The aim of this study was to investigate the relationships between the urban forest and socio-economic parameters for four major urban areas of eastern Canada. We hypothesized that urban green infrastructure, and more specifically tree cover, would be positively correlated with wealth. Our findings agree with existing literature where RDA results show that a cluster of variables associated with wealth is positively correlated with an increase in tree and grass surfaces. There are a number of possible explanations for this pattern. Aesthetic appeal of trees has already been demonstrated in studies (Gómez-Baggethun et

al. 2013; Kaplan, 1977) and the choice of a living environment is also influenced by the visual presence of trees and forested areas (Tyrväinen and Miettinen, 2000). As a result, trees have a positive impact on property values (Alexander and DePratto 2014; Tyrväinen and Miettinen 2000; Wolf, 2007). Wealthier people are able to afford more expensive houses in more aesthetically pleasing neighborhoods, it is understandable to find a positive relationship between income and tree cover. This economic impact of trees is well-known and has also been observed in other cities (Schwarz et al. 2015), further supporting the validity of the RDA model in our study. It is also important to underline that the effect of vegetation on property prices create the “green gentrification” phenomenon which further increases the displacement of vulnerable populations to areas with low UTC (Wolch et al. 2014; Anguelovski et al. 2018; Gould and Lewis 2012).

Although not directly measured in this study, the size of a residential property could have had an impact on the prevalence of grass and tree cover; the bigger the backyard, the more green infrastructure it can support. Because of the inverse relationship between population density and median income, we see that the higher the income, the larger the backyard. Another possible hypothesis would be the number of parks situated in more affluent neighborhoods. While park surface *per se* was not considered in this study, amount of low vegetation and trees could be driven higher by the presence of parks. Other studies aimed precisely at evaluating the hedonic value of parks on property prices have shown that a positive relationship indeed exists, and that it is especially important with increasing park size (Crompton 2005; Troy and Grove 2008).

Reciprocally, variables encompassing social vulnerability are positively related to the “built” cover class, as shown in the RDA graph in Figure 4.2. These variables are the proportion of people in a CT who are: renting their dwelling, under the “low-revenue” threshold (as defined by the Canadian census agency), elderly and living alone, using active transportation, moving at a high rate and living in a high population density. As explained in the introduction, many studies have shown similar results with similar or comparable variables (Pham et al. 2012; Dobbs et al. 2011; Heynen et al. 2006; Joassart-marcelli 2010; Landry and Chakraborty 2009; Schwarz et al. 2015). With this study, our results show that

green inequalities exist in cities in eastern Canada as well, adding to the growing body of literature on this subject.

#### 4.5.1. Urban forest and socio-economic resilience

The most interesting finding of this study is the way urban forest diversity is related to socio-economic vulnerability. The PCA graph in Figure 4.4 shows the ‘socio-economic vulnerability’ group of variables to be inversely correlated with both species diversity and functional diversity. There is consensus in the scientific literature on the existence of environmental injustice and some of the mechanisms involved; the density of natural amenities is unequally distributed along a social gradient. However, the diversity metrics used here are independent of forest cover density or the number of trees. The injustice shown here takes a supplementary form: the one of resilience of the urban tree cover.

Functional diversity is a key component of ecosystem resilience (Paquette 2016; Thompson et al. 2009). The way it varies along with socio-economic vulnerability and urban forest cover shows that sectors with high socio-economic vulnerability, while having a lower UTC, also tend to display lower urban forest resilience. As explained in the introduction, the lack of urban forest cover can be detrimental to city-dwellers in terms of ecosystem service production and general well-being. In addition to this already low UTC is the low functional diversity of the forest cover which makes this green infrastructure potentially less resilient to exotic pests, diseases and disturbances caused by climate change such as drought, high wind, etc. This means that a sudden environmental change could disproportionately affect the tree cover of areas where socially vulnerable people live.

Few scientific papers have investigated direct relationships between biodiversity and humans in urban contexts. Most papers investigate the relation between diversity and the provision of ES (Manes et al. 2012; Escobedo and Nowak 2009; Quijas et al. 2010). Although in some studies, diverse natural communities have been associated with increased levels of human well-being in urban and peri-urban environments (Carrus et al. 2015; Dallimer et al. 2012). The Carrus et al. (2015) study showed that the perceived well-

being was more than 20% higher in urban areas with high versus low vegetal diversity. These two studies used self-report data of levels of psychological well-being from people living in places with varying levels of species diversity and tree density. To our knowledge, however, no prior study has yet shown links between tree diversity, and particularly functional diversity, and socio-economic parameters of the population at a scale other than the individual.

One possible explanation for this phenomenon could be that green infrastructure planners for richer neighborhoods have more money to buy “non-traditional” trees from the nursery. Nurseries produce more of the “traditional” urban trees to satisfy demand for low-cost, fast-growing, and easy to maintain species. The “non-traditional” tree species, often more visually appealing, and perhaps more resource demanding, might have been bought by neighborhoods who could maintain them at greater cost, leaving a smaller number of the “traditional”, easy maintenance tree species for poorer neighborhoods. This explanation could be debated as, historically, streets have been planted symmetrically with identical tree species as this has been deemed more aesthetically pleasing and therefore preferred by wealthy citizens.

Another possible explanation for our result is that a greater number of trees growing in poorer neighborhoods were actually not planted but instead established naturally from a limited set of tree species that naturally regenerated. This is supported by our results shown in Figure 4 where proportionally more indigenous tree species were found in poorer neighborhoods. As 371 species are present in the study area and only 118 are indigenous, it makes sense that the greater the number of indigenous tree species in some neighborhoods, the lower the overall species and functional diversity. Future research is needed to test this hypothesis, however. Investigating whether people of different socio-economic status (richer versus poorer, higher versus lower education levels, for example) express a preference for diverse tree communities could also yield interesting results.

#### 4.6. Conclusions

With global change bringing uncertainty in the occurrence patterns of environmental and socio-economic disturbances, it is of prime importance to consider the ways our cities could cope and adapt to catastrophic events. The science of social-ecological systems still lacks a good understanding of the linkage between its social and environmental halves. This study adds to the growing body of scientific evidence that green infrastructure does not follow a uniform distribution across urban landscapes, but is in fact driven to some degree by social and economic factors of the population. This study clearly indicates that people already the most in need of the benefits of urban forest are also more at risk of losing it following any disturbance due to both lower species and functional diversity of the forest cover. Ecological resilience and socio-economic resilience are two different terms emerging from disciplines historically separated by a deep divide; it seems however that interdisciplinary research bridging environmental and social sciences is an important step in acquiring new insights into problems traditionally tackled by one or the other. Exploring the ways socio-economic factors and urban forest resilience are linked in city landscapes offers a new and fascinating means for understanding urban socio-ecological system dynamics.

## CHAPITRE 5

### POPULATION PREFERENCES FOR COMPOSITION AND STRUCTURAL DIVERSITY OF STREET TREES IN FOUR MAJOR CANADIAN CITIES VARY WITH SOCIO-DEMOGRAPHICS

Article présentement en révision en vue de la publication dans *Urban Forestry and Urban Greening*

Landry, F., He, J., Messier, C., Smargiassi, A., Kneeshaw, D., Paquette, A., Dupras, J. (en révision) Population preferences for composition and structural diversity of street trees in four major Canadian cities vary with socio-demographics

#### 5.1. Abstract

While pressures from global change on the urban forest is a dynamic field of study, the city dweller's viewpoint on urban forest (UF) issues has been rarely documented. This knowledge gap might be of consequence to long-term resilience of the UF as shifts in social, political and economic paradigms can also result in stresses affecting urban trees. As such, we investigated preferences of citizens for an array of UF characteristics in four major urban areas of eastern Canada (i.e., Toronto, Ottawa, Montreal, Quebec City). Preferences for urban forest density, species diversity, structural diversity and the ratio of coniferous *versus* deciduous species were evaluated through a choice-experiment questionnaire in the form of an online survey that reached a total of 3275 respondents. An analysis of willingness to pay shows that surveyed city dwellers would pay an average of \$45.63 CAD per year for structurally diverse forests composed of trees and street level shrubs. Nonetheless, conditional logistic analysis of the dataset showed that denser, more species-rich and structurally diverse UF scenarios positively influenced choice in the surveyed general population. We also found that preferences for UF density and diversity vary according to socio-demographic parameters such as ethnic background and schooling.

We argue that these findings could be used to improve urban forestry practices by understanding how people value urban natural elements.

## 5.2. Introduction

Increasingly populated, cities have become the habitat of the majority of humans on earth (UN 2019). From parks to backyard gardens, vegetation in all forms creates more livable environments in these progressively warmer and densely populated centres. Natural elements in urban settings show great potential for reducing negative impacts of events brought forth in part by global changes (Roy et al. 2012; Aminipouri et al. 2019). This lack of natural elements, dense population and susceptibility to climate change effects creates a need for natural infrastructure in cities across the world; a need answered by greening initiatives led by many large urban centres of the Global North. While this interest in greening is certainly good news, science has largely focused either on the response of the urban forest (UF) to urbanization and land use change or to the ecosystem services provided. Interestingly, although these natural elements are mainly put in place to improve the lives of urban residents, there is rarely any consultation with these very residents.

Urban trees have been shown to generate an array of ecosystem services benefiting the population, from improved physical and mental health (Lovasi et al., 2011; Villeneuve et al., 2016; Triguero-mas et al. 2015), to improved air quality by removing atmospheric pollution (Nowak 2006), or the provision of habitat for wildlife (Stagoll et al. 2012). Many authors have described effects going beyond the physical role of trees on the environment such as an increased feeling of security (Kuo and Sullivan 2001) and increased property values (Des Rosiers et al., 2002; Donovan and Butry, 2010). All these benefits of trees combine to create a better living environment for city dwellers.

However, the distribution of these benefits is not homogeneous at the city scale (Nesbitt et al. 2019; Schwarz et al., 2015; Dobbs et al., 2014; Nesbit and Meitner 2016). In numerous cities of the Global North, a denser canopy cover is found in richer, more educated and whiter neighborhoods (Nesbitt et al., 2019). On the other hand, neighborhoods with poorer, multicultural populations tend to lack the UF cover of their well-off counterparts. Landry



et al. (2020) also showed that UF diversity follows a similar pattern where neighborhoods already lacking UF were also more at risk after a destructive event, such as invasive pest species or extreme climate events.

In the wake of global change and its potentially disastrous effects, the importance of urban forests has been brought to light by scientific studies, government and para-government reports, as well as a strong presence in traditional media (Harper 2019; Seddon et al. 2020; Bush and Doyon 2019). Indeed, trees are pictured both as victims and solutions to these problems. The emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) has decimated the populations of Ash (*Fraxinus* spp.) trees in many eastern North American cities such as New-York, Toronto and Montreal (McKenney et al. 2012). Urban sprawl is destroying thousands of hectares of arable and forested land each year (Dupras et Alam 2015; Dupras et al., 2016; Abu Hatab et al. 2019). Yet, trees are ubiquitous in sustainable development plans created by many cities. The city of Montreal pledged to plant 500 000 new trees by 2030 (City of Montreal 2021). The Toronto Metropolitan Area has a similar goal to increase its canopy cover to a 40% target (City of Toronto 2012). These improvements in green infrastructure will certainly pay off in various ecosystem services (ES) and could also translate to substantial economic benefits. However, aside from the questions of UF density and canopy cover, diversification to increase the resilience of urban forests to current and future stressors must also be addressed. This is especially the case when faced with uncertain future environmental conditions.

While density and diversity are central for long-term urban forest planning, the preoccupations and needs of the human populations that will benefit from these forests is rarely taken into account. It is generally understood that trees and other types of vegetation are socially acceptable ways to attain greening or other sustainability goals (Turner-Scoff and Cavender 2019). However, there are some factors that have been shown to cause negative sentiments toward greening or tree planting initiatives in some specific groups. Fear of green gentrification could provide a strong enough incentive to oppose greening in poorer neighborhoods (Checker 2011; Gould and Lewis 2016). Security concerns about trees, especially regarding building integrity, is also a common reason to support the removal of trees or to oppose the planting of new ones (Cariñanos et al. 2017; Lyytmakii

and Sipila 2009). Cultural background can also influence the way the UF is perceived; people of different origins may feel very differently about diverse or structurally diverse tree communities (Egerer et al. 2019). Multicultural neighborhoods may favour particular elements of the UF and oppose others. Varying degrees of urban forest diversity have been shown to affect self-reported well-being (Carrus et al. 2015; Dallimer et al. 2012). Different types of vegetation induce different perceived ecosystem services (Drillet et al. 2020). Other factors could also be distrust from marginalized communities towards governance institutions (Bertsou 2019), or the idea that trees generate disservices, can be costly, unprofitable or a waste of public funds (Lyytmakii and Sipila 2009; Roman et al. 2021). All those factors, along with personal history, beliefs, personal situations etc., might impact the way an individual values urban natural elements, making this valuation a matter of preference.

Research investigating the UF from the city dweller's viewpoint is scarce. Most papers on the topic investigate preferences for forested land in urban contexts, such as large parks (Tyrvaainen 2003; Koo et al. 2013; Ebenberger 2019). In these contexts, preferences have generally been towards forests with a “natural feel”, including a closed canopy, native vegetation and trails mimicking those found in national parks (Tyrvaainen 2003). While research relating to “park trees” and trees in general is advancing at a fast pace, knowledge specifically about street trees is lagging behind. Existing literature suggests that preferences for urban trees do vary according to socio-economic variables, such as education (Williams et al. 2002) or age (Lohr 2004), and environmental factors, such as regional climate (Avolio et al. 2015). Some studies have shown variable preferences for attributes of street trees such as the location of future plantings (Ng et al. 2015), and the presence of flower beds (Todorova et al. 2004). However, no study has specifically addressed preferences towards the species and structural diversity of street trees – parameters that have been shown to influence human perception in other contexts (Carrus et al. 2015; Tyrvaainen 2003). As a more diverse UF may help in maintaining ES when faced with the challenges of climate change (Paquette et al. 2021), it is of great importance to study how city dwellers might react and relate to this diversification of their UF. As such, we hypothesize that Canadian urban residents will prefer more street trees, as most

papers show a positive sentiment toward this type of vegetation (Gwelda and Shackelton 2019; Gorman 2004). We hypothesize that attributes associated with higher levels of diversity will be preferred by individuals with higher levels of education, as they might be more aware of the benefits of diversity on the resilience of ecosystems. We also suppose that residents of less densely forested neighborhoods, such as poorer and multicultural populations (Landry et al. 2020; Nesbitt et al. 2019), will prefer an urban forest closer to the status-quo, with traditional aesthetics and fewer trees, as changes may imply gentrification or a show of municipal power. Urban forest researchers often study trees and their effects on the environment or the people; whereas our goal is to look at this relationship the other way around, by investigating how populations perceive management practices and whether these preferences align with current paradigms.

### 5.3.Methods

#### 5.3.1. Study area

This study looked at the four largest urban agglomerations in continental eastern Canada based on population size. The selected cities were: Toronto (2 731 571 inhabitants), Ottawa and Gatineau (1 210 448), Montreal (1 704 694) and Quebec City (531 902) (Statistics Canada, 2018). Because city geographical boundaries were used in survey administration, city suburbs were excluded and only the main cities were used in the analysis. All four cities are located at similar latitudes and share similar climates, meaning that vegetation diversity in terms of main genera and species richness is rather homogeneous across the study area, which is important when measuring attributes relating to tree diversity.

#### 5.3.2. Data

##### 5.3.2.1. Choice data

As we wanted to investigate individual preferences for an array of UF characteristics, we conducted a survey using a discrete choice experiment (DCE) method. This method allows

respondents to choose between pre-established scenarios presented to them by the researcher. DCE has been widely used in the fields of market and transport research. More and more studies in the realm of environmental science incorporate DCE because of its non-market valuation capabilities, making it particularly suitable for ES research (Bateman et al. 2002). DCEs begin with a thorough analysis of the subject at hand to underline some of the characteristics of the studied “good” (i.e., urban forest) that may influence the preference of a respondent. Following a literature review and two rounds of focus groups with urban forestry experts and the public, we identified 5 attributes and their corresponding levels to be used in the survey. These attributes included diversity, defined by the number of different tree species on a given street segment; the ratio of coniferous vs deciduous species; the density of the UF, defined as a number of trees on a given street segment; the structural diversity (presented to respondents as “visual aspect”); and a monetary attribute, integrated as an annual tax increase and as a way to calculate willingness to pay (WTP) for other attributes. The “street segment” used for some attributes was defined as the longer side of a city block, as exemplified in the survey with informative text and picture. The pictorial attributes “density” and “visual aspect” also provided respondents with spatial reference. Attributes and their corresponding levels are shown in Table 5.1. The more abstract concepts of density and structural diversity were portrayed as visual attributes as a way to simplify comprehension. The images used in the survey were intentionally simplistic (Figure 5.1) to convey the relevant information without creating unnecessary distractions which may bias a person’s evaluation process.

Table 5.1: Attributes and levels used to create UF scenarios.

<b>Attribute</b>	<b>Code</b>	<b>Level</b>	<b>In the survey</b>
Diversity (number of tree species)	DIV	Low	1 species per street segment
		Medium	2-3 species
		High	3+ species
Coniferous/deciduous (coniferous proportion)	COFE	Low	10% coniferous
		Medium	20% coniferous
		High	30% coniferous
Density (number of trees)	DENS	Low	10 trees per street segment
		Medium	15 trees
		High	20 trees
Structural diversity (Visual aspect)	VIS1	Low structural diversity	Row of identical trees
	VIS2	Med-low structural diversity	Row of different trees
	VIS4	Med-high structural diversity	Identical trees with shrubs
	VIS3	High structural diversity	Different trees with shrubs
Price (Municipal tax increase)	Price	0\$	0\$
		25\$	25\$
		50\$	50\$
		75\$	75\$
		100\$	100\$

*Table 5.1 An example choice set of attributes and levels as defined by survey design and as presented to respondents in the survey. Attribute names in parentheses were shown to respondents. Codes are presented to simplify analysis.*

The DCE is created once the attribute list is developed. A scenario is created by associating a random level of each attribute. As there are 5 attributes with 3 to 5 levels each, this amounts to 540 different combinations. Such a large number of alternatives cannot realistically be shown to respondents so researchers typically show 15 to 40 scenarios in choice sets of 2 or 3. An efficient way of reducing the number of scenarios is through fractional orthogonal arrays: an array of combinations that shows each attribute level once in association with every other attribute level (Bateman et al. 2002). Such an array can be found in orthogonal array libraries or computed with algorithms (e.g., Federov's algorithm). For this study we used Sawtooth Software® *Lighthouse Studio*®, which is a tool specifically designed to plan and carry out such surveys. The software calculates the best array of combinations and automatically creates the corresponding choice sets.

The final DCE design presented to respondents consisted of 8 choice sets each containing 3 scenarios, for a total of 24 scenarios. As this number of scenarios does not account for the number of possible attribute level combinations, the DCE questions were randomly created by the software for each participant as a way to obtain a design balanced for each attribute level. We decided not to include a null option because such an option is useful when the researcher wants to compare hypothetical scenarios with the status-quo, which in the case of the UF could differ greatly inside a city and across the entire study area. Figure 5.1 shows an example of a randomly generated choice set that could have been shown to a respondent.

The DCE was integrated into the middle of a 3-part online survey. Respondents started by answering questions about the urban forest and their use of green space as a way to introduce the subject before getting to the 8 questions of the DCE. Finally, the last part of the survey asked questions about the respondent's socio-economic situation, such as income bracket, gender and visible minority status. This part allowed us to test for socio-demographic factors that may impact perception of the UF. We also asked respondents for the first 3 digits of their postal code as a way to locate participants at a finer scale than the city. Respondents could take the survey in either English or French. To ensure we met our data collection goals, we hired the services of a survey firm (LégerWeb®). Estimation of sampling needed to ensure robust results as well as budget considerations allowed us to reach 3275 respondents. They were selected at random using a proportional stratification for each urban area based on the number of inhabitants. In other words, 1475 respondents were randomly selected in the largest city, Toronto, 1050 in Montreal, 450 in Ottawa and 300 in Quebec City. Data collection took place in the summer of 2019.



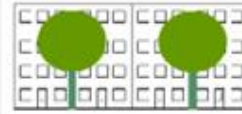



	Option 1	Option 2	Option 3
<b>Number of tree species</b>	1 species per street segment	2 species per street segment	3+ species per street segment
<b>Coniferous proportion</b>	medium 20% coniferous 80% deciduous	High 30% coniferous 70% deciduous	Low 10% coniferous 90% deciduous
<b>Number of trees</b>			
<b>Visual aspect</b>			
<b>Municipal tax increase</b>	50\$	75\$	0\$
	Choose	Choose	Choose

Figure 5.1: Example of a possible choice set presented in the online survey

### 5.3.2.2. Canopy data

To test whether city dwellers living in low UF cover neighborhoods prefer denser UF, we needed geographic information on the UF distribution in each of the four urban areas. We used data developed by Landry et al. (2020) consisting of 10m resolution satellite images (Sentinel-2) treated with semi-automatic classification in QGIS to differentiate between built cover, trees, grass and water ground cover. We calculated the proportion of canopy cover in every 3-digit postal code area as a spatially explicit way of relating this data to survey data.

### 5.3.3. Statistical treatment

The data generated with the DCE was treated using a conditional logistic model in R (v3.5.1) using the *survival* package (v.2.43-3; Therneau and Lumley, 2014), where the same parameters were used for each individual city. As socio-demographic and canopy cover parameters can impact choice, interaction terms relevant to our hypotheses were included in the model (namely the proportion of self-identified visible minorities, the number of years spent in school and the proportion of “built” cover class in a postal code area). Marginal WTP values were calculated from model outputs using the formula:  $WTP_k = -(\beta_k/\beta_c)$ ; where the WTP for attribute level  $k$  is given by the ratio of the attribute’s coefficient  $\beta_k$  on the cost attribute’s  $c$  coefficient  $\beta_c$  (Hole 2007). The Krinsky-Robb method (Krinsky and Robb, 1986; Hole 2007), which is based on a random draw from the theoretical distribution of a model’s coefficients, was used to calculate confidence intervals on WTP values. WTP values and confidence intervals were computed using the *Support.CEs* package (v0.5-0; Aizaki and Aizaki2015).

## 5.4. Results

After removing unusable responses, such as those with a completion time of less than 8 minutes and/or no answer to the socio-demographic questions, we obtained 2619 usable completed surveys. This usability rate of about 80% is observed in the whole sample as well as in each city. Based on Table 5.2, we believe the sample accurately describes the population of the surveyed area, with major discrepancies only observed for the “schooling” variable. This might result in biased interpretation regarding this parameter, a concern that will be examined in the *discussion* section.



Table 5.2: Comparison between survey sample and census data for key socio-demographic parameters for the 4 cities in the sample.

<b>Gender</b>	<b>% in sample</b>	<b>% in 2016 census</b>
Female	53	49
Male	46	51
Non-specified	1	n/a
<b>Age</b>		
18-29	14	17*
30-39	17	16
40-49	19	15
50-59	22	14
60-69	17	10
70+	11	11
<b>Schooling</b>		
No diploma	1	17
High-school	24	22
Professional/college	23	26
University	52	35
<b>Household income (before tax)</b>		
Less than 10k	2	4
10-19k	11	12
20-30k	15	11
30-50k	21	21
50-80k	22	21
80-100k	13	11
100-150k	16	11
150k+	9	9
<b>Visible minority status</b>		
Visible minority	32	38
Not a visible minority	68	62

*\*Also includes 15 to 17 y.o. as the census bracket (15-19 y.o.) did not fit with our 18 years or over requirement to participate.*

#### 5.4.1. Conditional logistic regression

Results summarized in Table 5.3 show that every attribute level had a strong impact on choice. A positive coefficient means that the respondent was more likely to select the scenario in which the attribute level was present: a negative coefficient shows the opposite effect. A larger coefficient value translates to a stronger impact of the attribute level on choice, an effect that can be positive or negative. Discrete ordinal attributes (e.g., density)

were transformed to their numeric equivalent to simplify the model. Only one coefficient is therefore shown for these attributes. The “visual aspect” attribute, with 4 levels not corresponding to an ordinal scale, was coded in 4 dummy variables. This results in 3 coefficients, comparing each level with the “baseline level” VIS1 (i.e., street with identical trees only).

Table 5.3: Conditional logistic model results for each attribute, socio-demographic variable and interaction term in each of the four studied cities.

Conditional logistic model coefficients							
	Montreal n=900		Toronto n=1154		Ottawa n=322		Quebec n=243
<b>DCE Attributes</b>							
Coniferous trees	0.004 .		0.009 ***		0.004		-0.012 **
Density	0.052 ***		0.026 ***		0.068 ***		0.047 **
Diversity	-0.166 ***		0.108		-0.212		-0.209
VIS1							
VIS2	0.587 ***		0.531 ***		0.433 ***		0.439 ***
VIS3	0.950 ***		0.936 ***		1.115 ***		0.738 ***
VIS4	0.376 ***		0.351 ***		0.654 ***		0.218 *
Price	-0.020 ***		-0.020 ***		-0.023 ***		-0.023 ***
<b>Socio-demographic variables</b>							
Gender							
Visible minority							
Age							
Schooling							
% trees							
<b>Interaction terms</b>							
DENS + % trees	-0.053		-0.002		-0.088 .		-0.058
VIS3 + visible min.	-0.138 .		-0.129 *		-0.376 **		-0.007
Diversity+School.	0.024		0.004		0.027 .		0.029

*Model results. Coefficients are interpreted as a change in the probability of choosing the scenario in which the attribute is present. p-value codes:  $p < 0.001$  ‘\*\*\*’;  $p < 0.01$  ‘\*\*’;  $p < 0.05$  ‘\*’;  $p < 0.1$  ‘.’. Attribute level VIS1 does not have a coefficient because it is used as the reference level for other “VIS” levels. No coefficients are shown for the socio-demographic parameters as they describe each individual respondent and are therefore comprised in the model’s individual fixed effect. The “n” corresponds to the number of respondents.*

These results show that every attribute used in the choice experiment had a significant effect on choice in most cities, except for tree diversity in three of the cities. The coniferous tree proportion generally had a small yet significant or nearly significant positive effect on choice, which can be translated as a preference toward scenarios with more evergreen trees. An exception was found in Quebec City where coniferous trees are not preferred. The UF density attribute also had a positive impact on choice, meaning respondents preferred scenarios with more trees. The “visual aspect” attribute, used as a way to introduce structural diversity, yielded strong coefficients. All 3 levels had positive impacts on choice in every city, meaning that the addition of street-level shrubs (VIS2) or visually different trees (VIS4) was preferred over the base level (VIS1, identical trees). The addition of both shrubs and visually different trees (VIS3) yielded the strongest response, as shown by the higher coefficient. Finally, the price attribute had a very similar negative effect on choice in every city. It shows a tendency to choose lower priced options over pricier options.

Socio-demographic parameters that do not vary at the individual scale in the conditional logistic model are comprised in the model’s individual fixed effect. These parameters could, however, be relevant in decision-making and as such were integrated as interaction terms. Table 5.3 shows that the interaction between the UF density and percentage of canopy cover in the respondent’s neighborhood did not impact choice, suggesting that the current level of green infrastructure in the participant’s immediate surroundings did not impact people’s choice heterogeneously— respondents simply preferred more trees. A marginally statistically significant ( $p < 0.1$ ) coefficient suggests that residents of Ottawa-Gatineau living in areas with a high number of trees would select scenarios with fewer trees.

In every city except Quebec City, respondents self-identifying as visible minorities showed a negative preference for the “high structural diversity” attribute. This is particularly interesting as the general population of every city had a strong preference for this attribute level. The non-significant coefficient for Quebec City might be a result of the low proportion of immigrants in this city’s population.

The hypothesis about having a stronger preference for diverse urban forests in more educated populations is in part verified by our results, at least in Montreal ( $p < 0.01$ ) and Ottawa-Gatineau ( $p < 0.1$ ). In these cities, more educated respondents tended to choose more diverse scenarios. This effect is interesting because the general population did not show a preference for a diverse UF, as indicated by the non-significant coefficient for the DIV attribute. However, this slight positive preference could be an effect of our sample under-representing people without a high-school diploma, which could have generated a stronger positive response.

#### 5.4.2. Willingness to pay

Finally, the price attribute was integrated as a measure of the willingness to pay for each attribute level in our model. As confidence intervals are calculated from model results, we found similar significance between model coefficients and WTP values. WTP values are significant for every attribute except diversity. The attribute for which surveyed Canadians are most willing to pay is VIS3, or urban forests with visually different trees and street-level shrubs. Negative WTPs are scarce and are only found in Quebec City (proportion of coniferous trees) and for the interaction term between VIS3 and visible minorities (in Toronto and Ottawa), as shown in Table 5.4.

Table 5.4: Marginal willingness to pay in Canadian dollars (CAD) for each attribute and levels (if applicable) in the cities of Montreal, Toronto, Ottawa and Quebec.

Attribute	Marginal willingness to pay (\$)			
	Montreal	Toronto	Ottawa	Quebec
COFE	<b>0.18</b>	<b>0.46</b>	0.19	<b>-0.51</b>
DENS	<b>2.60</b>	<b>1.25</b>	<b>2.99</b>	<b>2.04</b>
DIV	-8.37	5.25	-9.28	-9.08
VIS2	<b>29.61</b>	<b>25.91</b>	<b>18.92</b>	<b>19.06</b>
VIS3	<b>47.94</b>	<b>45.69</b>	<b>48.77</b>	<b>32.04</b>
VIS4	<b>18.99</b>	<b>17.13</b>	<b>28.59</b>	<b>9.46</b>
DENS + % trees	-2.69	-0.12	-3.86	-2.53
VIS3 + visible min.	-6.95	<b>-6.32</b>	<b>-16.42</b>	-0.29
Diversity+School.	<b>1.19</b>	0.21	1.16	1.25

*Bolded values are statistically significant as calculated from their 95% confidence interval.*

## 5.5. Discussion

Results show that most respondents had a positive attitude toward trees as the preferences for denser urban forests positively impacted choice in our model. This result aligns with the findings of other studies about preferences in the US, UK and elsewhere (Flannigan 2005; Schroeder et al. 2006). Indeed, studies have long shown urban trees to be important for well-being, feeling of identity and the development of emotional bonds of city dwellers (Proshansky 1983; Altman and Low 1992). Prior to the rise in prominence of ES literature, “spiritual” or “affective” connections to the living environment were already studied. We also found no strong effect between the amount of green infrastructure in the respondents' environment (3-digit postal code area) and the preference for denser urban forests. This is interesting because it suggests that the amount of UF in a respondent's surroundings, even when high, did not prompt respondents to choose scenarios with fewer trees.

While density or the number of trees has a strong and well documented effect on preferences, it is not as simple for the diversity of the urban forest. Diversity is a concept harder to grasp than density. Two species of trees that look different to a seasoned urban forester might look the same for the general public. To date, research about preferences for different types of trees has been mostly focused on tree shape and size (Schroeder et al. 2006; Avolio et al. 2015) - which could be interpreted as proxies for diversity – with varying levels of preferences for those characteristics across studies and city location (Avolio et al. 2015). Our results show that city dwellers in general did not prefer greater tree diversity as per our textual “diversity” attribute. Yet, the textual “proportion of coniferous trees” attribute and the pictorial “structural diversity” attribute elicited much stronger positive response to more diverse levels. While this may seem contradictory, it could be explained by the poor understanding of the concept of *biodiversity* in the general surveyed population (Lindemann-Matties and Bose 2008; Fuller et al. 2007) and the difficulty to perceive diversity in natural or managed environments (Fuller et al. 2007; Graves et al. 2017; Muratet et al. 2015) Furthermore, we did not use the word “biodiversity” in our survey as a way to reduce the “*yea saying*” bias (Bateman et al. 2002; Blamey et al. 1999) toward this word that is frequently used in the media as referring to

something that must be preserved and protected – and therefore inherently good. The fact that diversity was also not negatively selected, with the exception of Montreal citizens, suggests that most residents would not be bothered if urban foresters had ecological reasons, such as increasing resilience to pathogens, pests, storms, etc., for management decisions increasing diversity.

Together, these considerations might have pushed the respondent into selecting scenarios with higher coniferous proportions and more structural diversity while diverting interest from the “number of trees species” attribute. One notable exception to this general trend is the higher importance of this attribute for more educated survey participants, which based on the interaction term (DIV:Schooling) was positive and significant in Montreal and Ottawa. Other studies have found that more educated people, regardless of the field, had better knowledge of biodiversity when surveyed (Lindemann-Matties 2008). Qiu et al. (2013) found that preferences for diverse natural elements were higher for people with prior ecological knowledge in an *in-situ* context. Our study shows that the number of species might be relevant for people who potentially understand its effect but unimportant for the general public. However, the under-representation of respondents without high-school education in our sample may artificially increase the strength of this relationship.

While the “number of tree species” did not elicit a strong response in our sample, higher proportions of coniferous trees were preferred for every city except Quebec City. This points to the current situation of urban tree species selection; coniferous trees are relatively rare when compared to deciduous trees, as exemplified by Montreal, where only 8% of public trees are coniferous and found mostly in parks (City of Montreal 2021b). Coniferous trees have many characteristics that set them apart from the more commonly used broadleaf species and could help build an urban forest providing more ESs (and associated economic benefits), enhance diversity and resilience as well as provide habitats for other species (Clapp et al. 2014). UF planners, however, still avoid planting coniferous species, citing low branches that may impede circulation, low tolerance to de-icing salts, and association with increased criminality (Czaja et al. 2020; Clapp et al. 2014; Madge 1997). Some of those reasons are scientifically unfounded or still under debate (e.g., salt tolerance; Czaja et al. 2020). Despite these concerns, our results show that populations favor an increase in

the number of coniferous trees planted in cities, a finding that should encourage UF managers to diversify even more.

Diversifying the composition of the UF in terms of species richness is indeed a goal worth pursuing. However, structural diversity is also a key characteristic of ecosystems. Our study goes beyond the physical and ecological impacts of multi-layered vegetation by showing that structural diversity is also a matter of preference for city dwellers. Table 3 shows higher preferences for levels of structural diversity with visibly different trees (levels 3 and 4) and shrubs (levels 2 and 3). Level 3, containing both different trees and shrubs, elicited the most positive response. These results, similar in the four studied cities, are important in two ways. First, they show that city dwellers prefer visually different street trees over visually similar trees. This is a surprising result as it contrasts with a traditional urban forestry standpoint, where rows of identical trees are an aesthetical standard (Bassuk et al. 2002). Second, the positive effect of shrubs on preference is also non-negligible. Given the security concerns generally put forth to justify the low presence of shrubs as street vegetation, it is equally surprising to find such a preference for shrubs. Understory vegetation has been depicted as being a potential security issue or initiating adverse feelings (Kaplan 1987; Sheets and Manzer 1991; Burgess et al. 1988; Madge 1997) while some recent literature suggests that shrubs create the opposite effect (Lis et al. 2019; Kusmane et al. 2019). Our study shows that regardless of positive or negative security effects, shrubs are a preferred element in urban streetscapes.

#### 5.5.1. Visible minorities and urban forest preferences

Across the four studied cities, ground coverage by tree canopy and public tree diversity are not distributed equally. Previous research shows discrepancies affecting neighborhoods with poorer and/or multicultural populations in the same cities (Landry et al. 2020; Pham et al. 2012). With this study, we wanted to investigate how residents of these neighborhoods felt about these differences by looking at their preferences for their living environment. We found that the attitude of people from visible minorities to structurally diverse urban forests (VIS3) was lower in all cities but Quebec City; the non-significant

result for this city might be explained by its relatively low proportion of immigrants. We think this result is fascinating in regard to the wealth of scientific literature on the subject of environmental injustice. With numerous studies showing lower UF cover in multicultural neighborhoods in cities across the world (Schwartz et al. 2015; Pham et al. 2012; Dobbs et al. 2014; Anguelovski et al. 2018) and given the importance of UF for the provision of ecosystem services (Livesley et al. 2016; Gomez-Baggethun and Barton 2013), why would visible minorities prefer less shrubs and diversified structures? First, other studies have shown differences in perceptions of urban nature across cultural communities (Egerer et al. 2019; Nesbitt et al. 2019). A recent systematic literature review (Ordóñez-Barona 2017) demonstrated that “ethno-cultural groups” (i.e., non-white populations in the Global North) see more value in manicured natural elements and less dense urban forests. Second, the fear of displacement resulting from green gentrification could explain the reluctance towards scenarios with more natural elements (Gould and Lewis 2016; Checker et al. 2011). A number of studies have shown that greening efforts in multicultural, and often greyer, areas of town may drive the local population out of their neighborhoods through rent outpricing (Garcia-Lamarca et al. 2020; Rigolon et al. 2020; Anguelovski et al. 2016; Checker 2011). Awareness about green gentrification in at-risk populations has been shown to be rising in some cities (Garcia-Lamarca et al. 2020) and could explain this result. Given the demographic importance of minorities in Canadian cities, especially Toronto and Montreal, we think more research in this area could yield meaningful results. More specifically, investigating the differences in UF preferences across multiple ethnic groups might prove especially rich and useful for UF management.

### 5.5.2. Willingness to pay

Adding a *price* attribute to our choice experiment serves two purposes. First, it acts as a way for the respondent to compare the mostly intangible benefits obtained from a hypothetical forest scenario with something that might have a more realistic (yet still hypothetical) impact on their life to ease the valuation of other attributes. Second, it allows us to translate this impact into a monetary value that in turn can be used in many ways by policy makers or other researchers. We think our WTP results show for the first time that



city dwellers across our study area value considerably the benefits they receive from urban nature. As an example, the WTP for structurally diverse urban forests (VIS3) in Toronto amounts to \$45.69/yr/person (see Table 5.4). When extrapolated to the entire population of that city, the total WTP reaches \$125 million/yr. This is 56% more than the \$80 million/yr estimated worth of ecosystem services production for that city (Alexander and McDonald 2014). This shows that the value of commonly measured ecosystem services (e.g., carbon sequestration, removal of atmospheric pollutants, surface runoff mitigation, etc.) might only account for a fraction of its potential true value in the eye of the city dweller, which could be based on more intrinsic or aesthetic values. On the other hand, Quebec City, the smallest city in our survey, is surrounded by forest and also shows the least WTP. This suggests that city size and surrounding environment may also have an impact on WTP, where residents of large urban areas with restricted access to nature may be willing to pay more.

## 5.6. Conclusion

With growing city-dwelling populations and the challenges of global change, it is essential for our well-being that urban forestry practices become mindful of the needs of residents. Our results shed light on how to achieve such a goal by showing that some configurations of urban vegetation may be preferred over others and that those preferences are rather similar across our study area; although differences may arise in some specific populations such as visible minorities, a call for better communication of greening efforts in often marginalized communities. We show that street tree diversity might elicit positive preferences, which could be seen by practitioners as an opportunity to increase the canopy cover and resilience of the UF through diversity. While this is important for the management of urban forests, it might also prove useful in urban ecosystem services science when putting a value on these preferences. Indeed, our results make it clear that social demand for natural elements in cities might in fact be higher than the values obtained from traditional ES valuation methods. Finally, in light of the Covid-19 pandemic that undoubtedly demonstrated the importance of urban green spaces and natural elements as ways to maintain well-being during stay-at-home orders, we think preferences for denser

UF would have been exacerbated; yet another reason to consider the changing needs of urban populations in the planning of future forests.

## CHAPITRE 6

### DISCUSSION

Par l'analyse transversale des principaux résultats des chapitres précédents, cette section vise à présenter les principales contributions scientifiques de la thèse. Les limites dans l'applicabilité des résultats de la thèse et de ses chapitres à d'autres contextes, en raison des méthodes utilisées et de l'interprétation des résultats qui en découle seront ensuite discutées. Finalement, quelques inconnus ou nouvelles questions émergeant du travail de recherche présenté seront établis afin de discuter de travaux futurs.

#### 6.1. Principales contributions

Le chapitre 3 présente une étude de cas portant sur l'adaptation aux changements climatiques dans la Ville de Montréal. En réalisant une lecture approfondie du *Plan Climat* (Ville de Montréal 2020) de la ville, puis en interrogeant divers acteurs de l'adaptation aux changements climatiques, il est possible d'obtenir un portrait d'ensemble de la situation. Cette étude démontre que les objectifs du plan d'adaptation sont ambitieux mais que des barrières en limitent leur portée et mise en œuvre. La plantation d'arbre est perçue tant au *Plan Climat* que par les répondants comme une mesure d'adaptation de premier choix; les nombreux co-bénéfices de cette mesure étant cités comme le principal avantage. Cette conclusion était attendue, car les études sur les bénéfices des infrastructures vertes sont nombreuses et démontrent de réels effets sur les populations urbaines (Brink et al. 2016; Nesshöver et al. 2017). Cette opinion favorable était aussi partagée par les participants issus de chaque catégorie, démontrant un sentiment positif et généralisé envers la forêt urbaine. Selon les participants, le problème ne se situe donc pas au niveau de la reconnaissance des contributions de la forêt urbaine au processus d'adaptation ou au bien-être des résidents. Cet article fait une démonstration concrète d'un problème de gouvernance dans la planification de l'adaptation à Montréal. Les problèmes créés par le travail « en silo » des acteurs de l'adaptation ont été relevés non seulement par les

intervenants davantage impliqués dans l'opérationnalisation des mesures, mais également du côté stratégique. Dans ce cas, les répondants travaillant à la Ville de Montréal, en charge du *Plan Climat*, reconnaissent aussi l'existence du problème, malgré leur rôle de gestionnaire. Ce problème de nature communicationnelle a d'ailleurs été décrit par Birchall et al. (2021) comme l'un des principaux obstacles à l'implantation de mesures d'adaptation. Le Chapitre 3 relève également des différences dans la manière dont est conceptualisée l'adaptation par différentes catégories d'acteurs, ce qui pose aussi un problème de communication. Ces différences pourraient s'avérer problématiques si des désaccords sur ce que constitue une mesure d'adaptation venaient à en émerger. Ces différences pourraient provenir de la progression rapide du jargon entourant l'adaptation dans les dernières années (Selseng et al. 2021). Le travail en silo, en concentrant l'usage de certains termes à des catégories d'acteurs précises, pourrait aussi contribuer au problème. Des cas d'actions sur le terrain réalisées par des ONG ne se qualifiant pas comme une *mesure d'adaptation* selon la définition de la ville ont ainsi été identifiés durant les entretiens. Concrètement, cela pourrait représenter des occasions écartées par la Ville pour la réalisation du Plan Climat, et des opportunités de financement perdues pour les organismes qui sont pourtant un chaînon vital dans l'implantation de ces mesures. Une classification plus flexible de ce que constitue l'adaptation et les termes associés, basée sur un cadre clair, comme celui proposé par Owen (2020) (voir section 1.3.2) pourrait faciliter la communication et favoriser la mise en place de mesures d'adaptation. Cet article pose donc le problème de la communication entre les acteurs de l'adaptation comme le principal frein à l'atteinte des objectifs du Plan Climat de la ville de Montréal, tout en validant la place centrale que doit tenir la bonification de la forêt urbaine dans un tel plan.

Le chapitre 4 s'inscrit dans une littérature prouvant l'existence d'inégalités environnementales en contexte urbain par le biais de corrélations entre des variables socio-démographiques et de données sur la distribution du couvert forestier (Amaral et al. 2021; Dobbs et al. 2014; Nesbitt et al. 2019; Schwartz et al. 2015). Grâce à l'utilisation de statistiques multivariées et de données géoréférencées provenant de sources multiples, la recherche démontre la présence de ces inégalités tant au plan de la distribution de la canopée qu'au plan de la distribution de la diversité fonctionnelle de la végétation des

zones urbaines de de Toronto, Gatineau-Ottawa, Montréal et Québec. La démonstration de l'inégalité dans la distribution de la canopée est donc réalisée pour la première fois sur certains territoires urbains comme Québec et Ottawa-Gatineau et ajoute au corpus de preuve grandissant sur l'omniprésence du phénomène à l'échelle mondiale (Anguelovski et al. 2018; Dobbs et al. 2014; Nesbitt et al. 2019). À l'instar d'autres villes comme Los Angeles (Joassart-Marcelli 2010) et Melbourne (Dobbs et al. 2014), la distribution du couvert forestier dans les villes à l'étude est influencée de manière assez similaire principalement par le revenu des ménages et par un ensemble de variables associées à la vulnérabilité socio-économique. Les quartiers où vivent des populations plus aisées sont donc avantagés. La diversité fonctionnelle des arbres urbains est un indicateur de la résilience de la FU face aux impacts des changements climatiques et globaux (Aquilé et al. 2020). Comme la gestion de l'aménagement forestier urbain dans le passé a résulté aujourd'hui en certains quartiers bien mieux fournis en verdure, la question du choix des espèces plantées dans ces quartiers peut aussi être posée; d'autant que son importance envers la réponse des FU aux CC en dépend. Cet article démontre pour une première fois que la diversité tant fonctionnelle que spécifique de la FU est corrélée à un ensemble de variables socio-économiques similaires à celui associé à la distribution de la canopée. Ce sont encore une fois les résidents les plus aisés qui profitent de cette inégalité. La principale implication de ce résultat est que les populations plus vulnérables sont davantage à risque de perdre une part importante de leur FU lors d'une perturbation que les populations plus riches, alors qu'elles souffrent déjà d'une couverture arborée déficiente. Cela implique alors les questions de biodiversité dans les enjeux de justice environnementale et de justice climatique. Cette étude, en plus de sa contribution nouvelle à la littérature sur les inégalités environnementales, renseigne sur la manière de réaliser le verdissement urbain de manière plus équitable lorsque la réduction des risques climatiques en est l'objectif; ce côté aux incidences techniques évidentes rend cet article utile également pour les preneurs de décisions.

Le Chapitre 5 s'attarde à une implication sociale rarement abordée dans les plans d'adaptation aux changements climatiques, mais pourtant d'une grande importance dans l'utilisation de forêt urbaine à cette fin. Il s'inscrit dans la continuité de l'article précédent

en ce qui a trait à la distribution de la diversité de la FU, et dans celle de la littérature sur les inégalités environnementale. L'intérêt principal de cet article se distingue de nombreuses études qui posent, explicitement ou non, que la plantation d'arbres correspond à une demande de la population (Dobbs et al. 2014; Joassart-Marcelli 2010; Schwarz et al. 2015). Sans se demander comment les résidents des quartiers visés réagissent face à l'implantation de projets de verdissement, en agissant avec une attitude réputée moralement supérieure (celle de protéger ses résidents contre les impacts des CC) (Harper 2020), les plans d'adaptation de même que les études sur le sujet oublient parfois de considérer l'opinion des résidents face aux projets de verdissement. Or, les préférences des résidents envers leur forêt urbaine sont une manière de mesurer les interactions entre la population et la nature. L'approche utilisée au chapitre 5 permet de mesurer quelles caractéristiques de la forêt urbaine sont préférées par la population, tant au plan de la quantité d'arbres qu'au plan de la diversité (spécifique et structurelle). Dans l'objectif d'établir des liens entre la mesure des inégalités environnementales (chapitre 4), l'étude des préférences a aussi été déclinée en fonction de paramètres socio-économiques, montrant des différences significatives dans les préférences des populations s'identifiant à une minorité visible quant à la diversité et la densité de la FU. Cette étude démontre donc que les préférences envers le verdissement ne sont pas homogènes au sein d'une ville, mais peuvent varier d'un quartier à l'autre selon la population qu'on y trouve. De plus, le calcul de la volonté à payer réalisé dans cet article permet une compréhension plus intuitive des résultats par les lecteurs, ainsi qu'un meilleur potentiel d'intégration de ceux-ci par les acteurs du verdissement.

La lecture combinée des trois chapitres centraux de cette thèse procure un point de vue intéressant et rarement mis en valeur dans le domaine de l'adaptation aux changements climatiques : celui des aspects sociaux, tant positifs que négatifs, que peuvent générer les projets de verdissement. Malgré la riche littérature scientifique sur les inégalités environnementales en milieu urbain (voir section 1.4.4), peu de chercheurs se sont penchés sur le sujet par l'angle de l'adaptation. L'adaptation représente pourtant un grand défi pour les villes du Québec et du Canada (et ailleurs au monde) pour lequel les plans existants dépendent fortement de mesures impliquant le verdissement (Aguilar et al. 2018; Hunt et

Wattkiss 2011; Ville de Montréal 2020; Ville de Québec 2020). Cette thèse démontre que les aspects sociaux du verdissement doivent être considérés pour des plans d'adaptation répondant aux besoins de la population. Ceux-ci incluent les inégalités environnementales, déjà présentes sur le territoire mais relativement peu intégrées par les acteurs montréalais de l'adaptation (voir section 3.5), et les préférences des populations envers certains attributs de la forêt urbaine (chapitre 5), qui ne sont pas uniformes mais varient plutôt selon la population qui se trouve dans les quartiers des territoires urbains étudiés. La population en général préfère toutefois une forêt urbaine plus dense, peu importe le revenu ou la quantité d'arbres déjà présente dans le quartier de résidence (voir section 5.4), ce qui démontre que la demande pour davantage d'arbres est bien réelle, mais que celle-ci est mieux rencontrée dans les quartiers plus riches où se trouve une FU plus dense (voir section 4.4). Finalement en démontrant que la diversité de la FU est dépendante des caractéristiques socio-démographiques de la population, cette thèse soulève le problème d'une inégalité dans la résilience des arbres urbains, et donc potentiellement des efforts d'adaptation réalisés par les villes à l'étude.

## 6.2. Analyse générale

Chacun des articles de recherche présentés aux chapitres 3, 4 et 5 explorent un ou plusieurs aspects des principaux thèmes de la thèse exposés dans la section Questions et Hypothèses de Recherche (Chapitre 2). Ces articles visent à établir un portrait des forêts urbaines plaçant les bénéficiaires de l'adaptation (la population urbaine) au cœur de l'argumentaire conformément à l'objectif principal de la thèse. Si cette posture utilitariste et anthropocentrée comporte ses avantages au plan conceptuel en posant un cadre qui facilite l'interprétation des relations population-environnement, elle comporte également ses limites, qui seront discutées à la section 6.3.

La première question de recherche visait à déterminer les avantages et les inconvénients de l'implantation de la forêt urbaine en tant que mesure d'adaptation. En interrogeant les acteurs impliqués dans ce processus dans l'agglomération de Montréal et en étudiant le Plan Climat de cette ville, plusieurs constats permettent de répondre à cette question.

D'abord, le verdissement est souvent dépeint comme étant des solutions sans perdants (Mees et Driessen 2011; Planas-Carbonell et al. 2022). Celles-ci émergent lorsque toutes les parties concernées par la solution en tirent des bénéfices. Dans le cas de la forêt urbaine comme mesure d'adaptation face aux CC, ces bénéficiaires seraient la municipalité (qui applique une solution lui permettant de verdir son territoire avec une bonne acceptabilité sociale) et la population, qui retire un panier de services écosystémiques affectant positivement son bien-être. Une telle vision semble être prônée par la ville de Montréal dans son *Plan Climat*, tel que détaillé au chapitre 3 (section 3.3). Cette vision n'est pas mauvaise en elle-même : la littérature scientifique confirme que les avantages du verdissement comme mesure d'adaptation surpasse ses désavantages (voir section 1.4.1 et 1.4.2); un fait qui est également bien établi chez les acteurs montréalais de l'adaptation (chapitre 3, section 3.5.1). La plantation d'arbres permettrait de répondre à plusieurs des impacts climatiques les plus inquiétants (par ex. vagues de chaleur, inondations) tout en fournissant un ensemble de co-bénéfices à la population sous forme de services écosystémiques. Cette conceptualisation très avantageuse de la forêt urbaine est toutefois réductrice par rapport à d'autres enjeux. Ceux-ci ont en effet été relativement peu abordés par les participants. Le chapitre 4 de cette thèse démontre toutefois une distribution inégale du couvert forestier urbain sur le territoire montréalais qui désavantage les populations plus pauvres et/ou multiculturelles au profit des populations plus riches (section 4.4). Cette réalité fait en sorte qu'un verdissement réalisé sans considération de la distribution actuelle de la forêt urbaine pourrait exacerber les inégalités environnementales existantes et de surcroît miner les efforts déployés par la ville en adaptation. Ce phénomène nommé « gentrification climatique » a été observé par d'autres auteurs (Chu et Cannon 2021) et a par exemple fait l'objet d'une étude de cas probante à Philadelphie (Shokry et al. 2020). Les acteurs de l'adaptation sont donc convaincus de l'efficacité de la forêt urbaine comme mesure d'adaptation, ce qui est également reflété dans le *Plan Climat*, mais moins au fait des impacts négatifs que ces impacts pourraient avoir sur la population. Une meilleure intégration de ces enjeux à la planification de l'adaptation pourrait permettre de diminuer les risques liés aux CC en plus d'adresser les problèmes d'inégalités environnementales présentes sur le territoire.



Ces enjeux font l'objet de la seconde question de recherche qui concerne la diversité de la forêt urbaine et les dynamiques d'inégalités environnementales. Ce dernier phénomène est très bien documenté dans la littérature. On parle d'inégalités « distributionnelles » lorsque la distribution de la canopée est reliée à certains facteurs socio-économiques de la population (Greene et Millward 2016; Riley et Gardiner 2020). Le chapitre 4 démontre que ce genre d'inégalité est présent sur le territoire des quatre zones urbaines à l'étude : Toronto, Gatineau-Ottawa, Montréal et Québec. Ce résultat était attendu vu l'omniprésence du phénomène dans les villes d'Amérique du Nord. Cette situation représente un enjeu souvent oublié pour l'adaptation aux CC; le faible nombre d'acteurs Montréalais ayant identifié les enjeux sociaux du verdissement urbain au chapitre 3 de cette thèse, de même que la littérature scientifique sur le sujet (en particulier à propos la gentrification verte et climatique) en font état (Chu et Cannon 2021; Kennan et al. 2018; Shokry et al. 2020). De plus, puisque la forêt urbaine est elle-même vulnérable à certains impacts des CG (par ex. sécheresses, ravageurs exotiques; section 1.3.1), considérer uniquement la distribution du couvert arboré comme métrique de l'adaptation par le verdissement éclipse cette dimension de vulnérabilité. L'étude présentée au chapitre 4 s'attarde donc à la diversité en tant que métrique de la résilience des FU aux CG et à sa distribution sur les territoires urbains. Les résultats démontrent qu'à l'instar de la densité de la FU, la diversité est aussi sujette à une inégalité distributionnelle dans les villes à l'étude. Cette inégalité avantage les quartiers plus favorisés (exemples de variables : revenu du ménage et valeur des propriétés plus élevées) aux dépens des plus défavorisés et socialement vulnérables (par ex. statut « faible revenu », personnes âgées vivant seules, densité de population). La principale implication de ce résultat au vu de l'adaptation des villes aux CC par le verdissement est que la forêt urbaine des quartiers mieux nantis est plus résiliente que celle des quartiers plus pauvres. Cela signifie que la FU de ces quartiers, déjà plus abondante, est moins à risque de subir des pertes importantes suite à un impact des CG, comme un ravageur exotique par exemple. Les quartiers plus riches possèdent donc un double avantage quant à leur forêt urbaine : celle-ci est plus dense, ce qui contribue à une meilleure production de SE, et plus diversifiée, ce qui augmente sa résilience aux CG. Cette situation représente un défi supplémentaire pour l'adaptation. En effet, les résidents plus susceptibles de subir plus fortement les impacts négatifs des CC sont les

communautés plus pauvres et/ou marginalisées (Adger 2006; Otto et al. 2017). Ces quartiers devront donc être priorités pour des opérations de verdissement, particulièrement quand ces opérations visent l'amélioration de la densité et de la diversité de la FU. Bien qu'il semble logique de prioriser ces quartiers, la littérature scientifique met en garde quant aux actions de verdissement réalisées sans considérer les besoins et les préférences des populations.

Ces préférences sont le sujet du troisième article de recherche. Celui-ci, par un exercice de modélisation de choix (*Choice modelling*), visait à déterminer quelles caractéristiques de la forêt urbaine étaient préférées par la population. Ces caractéristiques ont été soigneusement choisies pour leur capacité d'éliciter une réponse chez les participants et pour leur importance dans la résilience des forêts urbaines aux changements climatiques. Il est ainsi possible d'évaluer les préférences des populations pour des forêts urbaines hypothétiques plus résilientes face aux impacts des CG et mieux alignées sur des pratiques efficaces en adaptation. Les résultats démontrent que la population en général préfère une forêt urbaine plus dense, plus diversifiée aux plans spécifique et structurel et comportant davantage de conifères. Une telle forêt serait vraisemblablement plus productive en services écosystémiques, vu sa plus grande densité, et plus résiliente face aux impacts des CG, vu sa plus grande diversité d'espèces ayant des caractéristiques écologiques différentes (Endreny 2018; Gamfeldt et al. 2013; Paquette et al. 2016). Une forêt avantageuse au plan de l'adaptation est donc préférée par la population générale. Cependant, cette préférence n'est pas homogène au sein de la population. Conformément aux hypothèses énoncées au chapitre 2 et à la section 5.2, les résidents plus éduqués des villes à l'étude préfèrent des forêts urbaines plus diversifiées que la moyenne. Ce résultat est conforme à la littérature scientifique sur le sujet; d'autres chercheurs ayant démontré un lien entre la compréhension du concept de biodiversité et le niveau d'étude sans effet de la discipline (Lindemann-Matthies et Bose 2008). Les résidents s'identifiant comme appartenant à une minorité visible ont également une préférence plus faible pour les forêts urbaines plus diversifiées (diversité spécifique et structurelle). Bien que les résultats ne permettent pas de stratifier ce résultat selon l'origine ethnique, d'autres chercheurs ont démontré que certaines communautés préfèrent des aménagements horticoles plus près des

standards traditionnels (Egerer et al. 2019), ce qui pourrait avoir engendré ce résultat. La quantité d'arbres présents dans un quartier (mesurée par télédétection) n'a pas influencé le choix des répondants pour une FU plus ou moins dense. Puisque le chapitre 4 démontre que des inégalités environnementales sont présentes sur le territoire à l'étude; un observateur aurait pu s'attendre à une demande plus forte pour les FU plus denses dans les quartiers où celle-ci est moins présente, et vice-versa pour les quartiers où la canopée est plus étendue. Or, cette expérience suggère que peu importe le quartier de résidence ou l'appartenance à une classe sociale, les résidents préfèrent les FU plus denses.

La lecture transversale des trois chapitres centraux permet d'atteindre l'objectif principal de la thèse, soit de mieux comprendre les relations entre la forêt urbaine, sa diversité et les communautés urbaines dans le cadre de l'adaptation des villes aux changements globaux. En effet, la recherche présentée jusqu'ici procure un point de vue nuancé sur la forêt urbaine en tant que solution pour l'adaptation aux changements globaux.

1. La bonification de la forêt urbaine en tant que mesure d'adaptation est une solution efficace, comportant de multiples co-bénéfices (chapitre 3 section 3.5.1), et vue d'un œil positif par la population (chapitre 5 section 5.4).
2. Les enjeux sociaux de mesure, comme la gentrification verte, ne sont pas considérés à leur juste importance par le plan d'adaptation (plan climat) de la ville de Montréal (chapitre 3 section 3.5.2), et seule une minorité d'acteurs de l'adaptation les considèrent comme un problème à part entière (chapitre 3 section 3.5.2).
3. Cette faible intégration des enjeux sociaux est réalisée malgré l'existence d'inégalités dans la distribution du couvert forestier en ville (chapitre 4 section 4.4) privant la partie plus pauvre et/ou multiculturelle de la population du couvert forestier urbain qu'elle préférerait avoir (chapitre 5 section 5.4 et 5.5).
4. Cette inégalité dans la distribution de la canopée s'étend aussi à la distribution de la diversité des arbres publics (chapitre 5, section 4.4.2), ce qui place les populations plus vulnérables à risque de perdre une plus grande part de leurs arbres face à un impact des CG. Ces populations, comme toutes les autres, manifestent

- pourtant une préférence pour des forêts urbaines plus diversifiées (chapitre 5 section 5.4).
5. La plantation d'arbres comme solution d'adaptation pourrait être optimisée aux plans sociaux et environnementaux en considérant les inégalités environnementales autant dans la distribution de la FU (chapitre 4 section 4.4.1) que de sa diversité (chapitre 4 section 4.4.2), ainsi que les préférences des populations résidentes (chapitre 5 section 5.4). Cela permettrait à terme de réduire les inégalités tout en réduisant les risques envers la population.
  6. Les préférences des populations, déclinées selon certains paramètres socio-démographiques (chapitre 5 section 5.4), pourraient permettre la création de plans de verdissement plus respectueux des préoccupations des populations locales.

### 6.3. Principales limites

La recherche présentée dans cette thèse a été conduite de façon rigoureuse et décrite le plus objectivement possible de manière à représenter la réalité. Les cadres d'analyse utilisés sont toutefois définis de manière à simplifier un problème pour le rendre mesurable. Le même constat est vrai pour les méthodes employées qui réduisent un phénomène complexe en une analyse qui simplifie son interprétation. Cette section vise à approfondir certaines limites n'ayant pas été relevées dans les articles des chapitres 3, 4 et 5 pour clarifier les critères d'applicabilité des conclusions de cette thèse.

#### 6.3.1. Biais sur les études de cas et leur applicabilité

Malgré l'utilisation de méthodologies rigoureuses ancrées dans une littérature scientifique extensive, il importe de définir les limites de cette thèse et des articles qui la compose. La première limite à évoquer est sans doute l'utilisation de cas précis dans la démarche scientifique. Le chapitre 3 présente ainsi une étude de cas sur le processus d'adaptation aux changements climatiques de la Ville de Montréal. Bien que les résultats soient représentatifs de la réalité de cette ville, il sera plus difficile d'appliquer les mêmes conclusions avec certitude à d'autres villes ne partageant pas le même contexte

géographique, climatique, ou plus particulièrement institutionnel. Cette situation implique donc la création d'un biais dans le transfert des résultats (Canpenhoudt et Quivy 2011). La généralisation à d'autres villes ne faisant pas partie des principaux objectifs de cette étude, cette limite ne devrait pas être interprétée comme une source de biais.

De la même manière, les résultats obtenus dans les chapitres 4 et 5 sont aussi spécifiques à l'aire d'étude, même si celle-ci est étendue à quatre agglomérations urbaines. L'aire d'étude plus vaste et la population regroupant des millions d'individus ouvrent la porte à une généralisation plus large des résultats. Une précaution doit encore une fois être exercée dans l'application des résultats pour d'autres villes. Il est plus probable que des villes de tailles similaires, au Canada ou dans d'autres pays du Nord Global et regroupant une population relativement similaire au plan socio-économique partagent les dynamiques sociales et environnementales ayant mené aux phénomènes décrits dans cette thèse.

#### 6.3.2. Biais relié à l'échantillonnage des entretiens

Les biais couramment évoqués dans la littérature pour les études qualitatives basées sur des données d'entretiens semi-dirigés s'appliquent à l'étude présentée au chapitre 3. Ce choix méthodologique, qui ancre les résultats dans les perceptions des acteurs interrogés, implique que les conclusions qu'on en dégage soient fortement dépendantes du contexte dans lequel les entretiens sont réalisés (Campenhoudt et Quivy 2011; Kallio et al. 2016). De plus, l'analyse démontre que l'une des principales barrières à l'application de mesures d'adaptation efficaces à Montréal est un problème de collaboration entre les acteurs œuvrant à différents niveaux de l'échelle de gouvernance. Cette situation rend difficile le transfert des résultats obtenus vers d'autres villes. Les conclusions de l'article mettent toutefois la puce à l'oreille quant à l'existence de problèmes similaires dans d'autres villes.

Le nombre de participants à une étude qualitative peut aussi induire un biais. Si celui-ci est trop faible, certaines voix minoritaires risquent de ne pas être entendues, ce qui génère une analyse incomplète. Malgré le nombre d'entretiens relativement faible de l'étude du chapitre 3, les précautions nécessaires pour s'assurer une représentation de tous les points

de vue ont été prises : un contexte précis, des participants dans chaque segment institutionnel et le respect du principe de saturation. Ce dernier élément permet d'amoinrir la conjecture impliquée dans ce genre d'étude où il est difficile de savoir d'avance si tous les points de vue ont été couverts en arrêtant la collecte de données seulement lorsque de nouvelles informations cessent d'émerger des entretiens (Francis et al. 2010; Campenhoudt et Quivy 2011). Dans l'étude du chapitre 3, l'atteinte de la saturation permet de limiter ce biais mais ne l'élimine pas complètement.

### 6.3.3. Biais reliés aux données de sondage en ligne

L'utilisation d'un sondage en ligne comme méthode de diffusion d'un questionnaire de modélisation de choix produit divers types de biais dont il est important de tenir compte. La première de ces sources de biais, applicable à tous les types de sondages, est l'échantillon de répondants. En effet, un échantillon ne représentant pas la population de l'aire d'étude rend difficile la généralisation des résultats à l'ensemble de la population même si ceux-ci sont significatifs à l'intérieur de l'échantillon. La comparaison des caractéristiques socio-économiques de l'échantillon et de la population générale est donc pratique courante pour éviter ce biais. Malgré les quelques différences observées entre ces deux ensembles (tableau 5.2), celles-ci demeurent limitées. Cela permet donc la généralisation en limitant le risque de conclusions erronées. Le format « en ligne » peut aussi favoriser certains comportements chez le répondant. Deux de ceux-ci sont le *yea saying* et le biais de *désirabilité sociale*. Le premier biais se manifeste par des réponses que le répondant juge en phase avec les objectifs, réels ou non, du chercheur (Bateman et al. 2002; Blamey et al. 1999). Bien que ce biais soit difficile, voire impossible à empêcher, certaines précautions ont été prises pour le réduire. Le mot « biodiversité », largement diffusé dans les médias comme quelque chose d'essentiel, à protéger à tout prix, a ainsi été remplacé par des termes moins connotés, comme « nombre d'espèces » pour éviter de stimuler des réponses automatiquement positives auprès des répondants. De la même manière, les illustrations utilisées dans les scénarios du DCE ont été réduites à de simples schémas pour réduire la possibilité que certains scénarios soient sélectionnés simplement pour l'esthétisme des images. Ce biais pourrait mener à une surestimation de la préférence

pour certains attributs du DCE et de la VAP pour ces mêmes attributs. Le biais de *désirabilité sociale* survient lorsque le répondant sélectionne des réponses représentant ce qu'il croit être une situation sociale plus désirable (Grimm 2010). Le tableau de description de l'échantillon présenté à la section 5.2 montre que ce biais est potentiellement présent; les plus faibles proportions de répondants sans diplôme secondaire ou gagnant un revenu annuel inférieur à 10 000\$ pourraient en être le résultat. Ce biais pourrait mener à des estimations moins robustes des paramètres du modèle qui leur sont associés.

#### 6.3.4. Biais sur les inégalités dans la diversité des arbres urbains

Les données utilisées pour établir la diversité de la forêt urbaine par secteur de recensement (chapitre 4) sont issues de l'inventaire des arbres publics des villes à l'étude. Les inventaires d'arbres publics dans les grandes villes sont réputés être conduits, construits et maintenus par des personnes compétentes, mais n'ont pas été contre-vérifiés de manière indépendante. Les arbres publics ne représentent qu'une partie des arbres urbains; la majorité se retrouvant sur les terrains privés. Les inégalités constatées dans la distribution de la diversité) des arbres urbains ne concernent donc que les arbres publics, au contraire des analyses sur la canopée, qui concerne l'ensemble du couvert forestier urbain. Malgré ce manque apparent, cela est cohérent avec les objectifs et le contexte de l'étude : puisque ces arbres sont plantés et entretenus par la ville, la distribution de leur diversité en est aussi dépendante.

#### 6.4. Travaux futurs

La recherche présentée dans cette thèse contribue de plusieurs manières à la littérature scientifique sur les forêts urbaines et leur application dans l'adaptation des villes aux changements climatiques. Ces études démontrent aussi que de nombreuses facettes de ce champ d'étude restent inexplorées et qu'un travail plus approfondi est nécessaire dans plusieurs domaines. Certaines des avenues de recherches futures émanant de cette thèse sont discutées dans cette section.

#### 6.4.1. Les inégalités climatiques

Le chapitre 4 de cette thèse a mis en valeur l'existence des inégalités environnementales dans les villes de Toronto, Gatineau-Ottawa, Montréal et Québec. Ces inégalités touchaient à la fois la quantité de couverture arborée et la diversité des arbres publics qui la composent. Quand l'adaptation aux CC devient l'objectif de l'aménagement forestier urbain, cette situation montre que certaines populations sont avantagées par rapport à d'autres. Cela pourrait être le cas non seulement pour la diversité de la forêt urbaine, mais aussi pour la présence d'autres types de mesures d'adaptation aux CC. Certains auteurs ont en effet démontré que divers types d'aménagement urbains associés à la mouvance du « développement durable » étaient davantage présents dans les quartiers plus riches et pouvaient dans certains cas causer une forme de gentrification. Ceux-ci incluent par exemple les petits parcs de proximité (Rigolon et Németh 2020), les jardins communautaires (Sbicca 2019) et les pistes cyclables (Flanagan 2016). Si elles sont portées par des pouvoirs municipaux, comme les mesures d'adaptation proposées au *Plan Climat* de la ville de Montréal, ces initiatives ont le potentiel de renforcer les inégalités environnementales existantes. Une lignée d'investigation intéressantes pourrait ainsi provenir d'un questionnaire sur la localisation des futurs projets d'implantation de projets de verdissement ou d'autres types de mesures d'adaptation ne relevant pas de la plantation d'arbres. Les villes ayant enclenché un processus d'adaptation aux changements climatiques depuis longtemps, et où celui-ci est bien documenté (particulièrement quant à la localisation géographique des activités d'adaptation), pourraient représenter des sites d'études très utiles à cet égard. Des études sur la variation à travers le temps des caractéristiques socio-économiques des populations vivant à proximité des nouvelles implantations renseigneraient sur le potentiel effet de l'adaptation sur la population et ses déplacements.

Une analyse détaillée des actions de verdissement entreprises par la ville, et plus spécialement des financements dégagés pour ces actions, pourrait permettre d'aller plus loin dans l'analyse des injustices environnementales. La distribution du couvert arboré dans les villes à l'étude prouve la présence d'inégalités distributionnelles. Une inégalité



dans la distribution du financement des initiatives de verdissement ou d'adaptation aux CC dépendante de variables socio-économiques permettrait de démontrer si certaines communautés subissent un sous-investissement, et donc une injustice. Ce genre d'analyse réalisée ailleurs (par exemple à Los Angeles, Joassart-Marcelli 2010) n'a à notre connaissance jamais été faite pour une ville canadienne. En plus de favoriser l'avancement des connaissances sur le sujet, elle permettrait de lever le voile sur un aspect peu connu de la gouvernance des infrastructures naturelles en ville.

#### 6.4.2. Intégrer les arbres privés

En intégrant seulement la diversité des arbres publics, l'étude du chapitre 5 se limite à une petite partie de la forêt urbaine. L'intégration des arbres privés permettrait d'aller encore plus loin dans l'analyse de la distribution de la biodiversité en fonction de paramètres socio-démographiques. La possibilité de réaliser une telle analyse dépend bien-sûr de la disponibilité des données sur les arbres privés, qui ne sont pas intégrés dans les inventaires d'arbres publics réalisés par la ville. Les modèles informatiques de traitement d'image basés sur l'apprentissage machine laissent toutefois entrevoir la possibilité de géolocaliser et identifier l'ensemble des arbres d'un territoire urbain (Cetin et Yastikli 2022). Une telle méthode permettrait de relever les différences entre la diversité des arbres publics et privés, ce qui renseignerait sur la capacité des municipalités à augmenter la résilience de la forêt urbaine en entier. L'étude des inégalités dans la distribution de la diversité pourrait aussi être bonifiée en déterminant si les arbres privés suivent une tendance similaire à celle des arbres publics. Ces données pourraient aussi renseigner sur les préférences des populations, qui entretiennent la végétation dans leur cour arrière. Celles-ci voient-elles d'un œil positif la diversité des arbres qu'elles entretiennent? Quels en sont les effets et les bénéfices qu'elles en tirent? Tout comme le chapitre 5, une étude en ce sens permettrait de s'éloigner des approches plus traditionnelles *top-down* en aménagement forestier urbain et de considérer le point de vue citoyen dans la planification des infrastructures naturelles. La gestion forestière orientée vers la résilience face aux changements globaux en serait aussi gagnante, car le diagnostic de la diversité de la forêt privée pourrait guider des approches de verdissement citoyennes bénéfiques pour l'ensemble de la forêt urbaine.

## 6.5. Conclusion

L'amélioration tant de la quantité que de la diversité de la forêt urbaine représente une avenue intéressante pour l'adaptation des villes aux changements climatiques. Cette thèse, par une analyse interdisciplinaire du concept passant par trois types d'interactions entre éléments naturels et populations humaines, jette un éclairage nouveau sur les forêts urbaines et leur application en tant que mesure d'adaptation dans les villes du Québec et du Canada.

Les chapitres centraux de cette thèse contribuent avant tout à la littérature grandissante sur l'adaptation aux changements climatiques par le verdissement. En adoptant un angle de vision orienté vers les aspects sociaux du verdissement, cette thèse place l'arbre au centre des dynamiques sociales et écologiques des territoires urbains. En approfondissant ces aspects, cette recherche ajoute à la compréhension du concept, souvent davantage défini par ses contributions aux aspects environnementaux et économiques. Les études présentées ici, réalisées sur de grandes populations et étendues géographiques, permettent aussi une meilleure généralisation des résultats dans l'Est du Canada. Les travaux de cette thèse s'inscrivent donc dans l'effort entamé par d'autres chercheurs pour promouvoir les arbres urbains et leur utilisation dans les contextes scientifiques et opérationnels de l'adaptation des villes aux CC.

Par sa nature, l'adaptation aux changements climatiques via la forêt urbaine est un sujet nécessitant une approche interdisciplinaire. Cela appelle à la collaboration entre scientifiques de diverses disciplines, mais aussi avec d'autres secteurs d'activité, en particulier les acteurs agissant dans l'implantation de la mesure. L'étude de ce problème et l'application de solutions le concernant constitue donc une opportunité pour les acteurs impliqués, ce qui selon certains chercheurs (Nesshöver et al. 2017) pourrait faciliter la collaboration entre ces sphères d'activités pour des projets autres que l'adaptation.

Finalement, la diminution des risques associés aux changements climatiques et globaux est un immense défi pour les villes. Un défi auquel les forêts urbaines contribuent et pourraient contribuer davantage. Cependant, comme cette thèse l'a démontré, il sera important

d'intégrer l'enjeu des inégalités environnementales à la planification de l'adaptation. Les perturbations amenées par les CC touchent tous les résidents urbains, peu importe le revenu ou l'appartenance à une minorité ethnique. C'est pourquoi la réduction des inégalités environnementales devrait être considérée comme un objectif des mesures d'adaptation passant par le verdissement au même titre que l'atteinte de cibles de réduction des effets des CC ou la production de services écosystémiques. À cet effet, autant la densité d'éléments naturels que la résilience de ces éléments eux-mêmes devraient être visés : des forêts urbaines résilientes et productives réparties de manière équitable sur le territoire urbain pour faciliter l'adaptation des villes aux changements climatiques.

## BIBLIOGRAPHIE

- Abu Hatab, A., Cavinato, M. E. R., Lindemer, A., Lagerkvist, C. J. (2019). Urban sprawl, food security and agricultural systems in developing countries: A systematic review of the literature. *Cities* 94, 129–142. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.06.001>
- Adger, W. N. (2000). Social and ecological resilience: are they related? *Progress in Human Geography*, 24, 347–364. <https://doi.org/10.1191/030913200701540465>
- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16, 268–281. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006>
- Adger, W. N., Arnell, N. W., & Tompkins, E. L. (2005). Successful adaptation to climate change across scales. *Global Environmental Change*, 15, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.12.005>
- Aguiar, F. C., Bentz, J., Silva, J. M. N., Duarte, F., Penha-lobes, G., Fonseca, A. L., & Swart, R. (2018). Adaptation to climate change at local level in Europe: An overview. *Environmental Science and Policy*, 86, 38–63. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.04.010>
- Aizaki, H., Aizaki, M. H. (2015). Package ‘support. CEs’. <https://doi.org/10.18637/jss.v050.c02>
- Alexander, C., DePratto, B. (2014). The value of urban forests in cities across Canada. Retrieved from <https://www.td.com/document/PDF/economics/special/UrbanForestsInCanadianCities.pdf>
- Alexiou, J. (2020). *Gowanus: Brooklyn’s curious canal*. New-York: NYU Press.
- Algretawee, H., Rayburg, S., & Neave, M. (2019). Estimating the effect of park proximity to the central of Melbourne city on Urban Heat Island (UHI) relative to Land Surface Temperature (LST). *Ecological Engineering*, 138, 374–390. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.034>
- Altman, I., Low, S.M. (1992). *Place Attachment: human behavior and environment*. Plenum Press, New-York. ISBN 978-1-46848755-8
- Amaral, M. H., Benites-lazaro, L. L., De Almeida Sinisgalli, P. A., Humberto, P. da F. A., & Luiz Giatti, L. (2021). Environmental injustices on green and blue infrastructure: Urban nexus in a macrometropolitan territory. *Journal of Cleaner Production*, 289, 125829. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125829>
- Aminipouri, M., Rayner, D., Lindberg, F., Thorsson, S., Knudby, A. J., Zickfeld, K., Middel, A., & Krayenhoff, E. S. (2019). Urban tree planting to maintain outdoor thermal

comfort under climate change: The case of Vancouver's local climate zones. *Building and Environment*, 158, 226–236. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.05.022>

Anguelovski, I. (2015). Healthy food stores, greenlining and food gentrification: Contesting new forms of privilege, displacement and locally unwanted land uses in racially mixed neighborhoods. *International Journal of Urban and Regional Research*, 39, 1209–1230. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12299>

Anguelovski, I. (2016). From Toxic Sites to Parks as (Green) LULUs? New Challenges of Inequity, Privilege, Gentrification, and Exclusion for Urban Environmental Justice. *Journal of Planning Literature*, 31, 23–36. <https://doi.org/10.1177/0885412215610491>

Anguelovski, I. (2016). Healthy Food Stores, Greenlining and Food Gentrification: Contesting New Forms of Privilege, Displacement and Locally Unwanted Land Uses in Racially Mixed Neighborhoods. *International Journal of Urban and Regional Research*, 39, 1209–1230. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12299>

Anguelovski, I., Connolly, J., & Brand, A. L. (2018). From landscapes of utopia to the margins of the green urban life: For whom is the new green city? *City*, 22, 417–436. <https://doi.org/10.1080/13604813.2018.1473126>

Anguelovski, I., Connolly, J.J.T., Masip, L., & Pearsall, H. (2018). Assessing green gentrification in historically disenfranchised neighborhoods: a longitudinal and spatial analysis of Barcelona. *Urban Geography* 39, 458–491. <https://doi.org/10.1080/02723638.2017.1349987>

Annerstedt, M., Östergren, P., Björk, J., Grahn, P., Skärbäck, E., & Währborg, P. (2012). Green qualities in the neighbourhood and mental health – results from a longitudinal cohort study in Southern Sweden. *BMC Public Health*, 12(337). <https://doi.org/10.1186/1471-2458-12-337>

Aquilue, N., Filotas, E., Craven, D., Fortin, M. J., Brotons, L., & Messier, C. (2020). Evaluating forest resilience to global threats using functional response traits and network properties. *Ecological Applications*, 30(5), 1–14. <https://doi.org/10.1002/eap.2095>

Arnberger, A., & Eder, R. (2012). The influence of green space on community attachment of urban and suburban residents. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11, 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.11.003>

Avolio, M. L., Pataki, D. E., Trammell, T. L., & Endter-Wada, J. (2018). Biodiverse cities: the nursery industry, homeowners, and neighborhood differences drive urban tree composition. *Ecological Monographs*, 88, 259–276. <https://doi.org/10.1002/ecm.1290>

Avolio, M. L., Pataki, D. E., Pincetl, S., Gillespie, T. W., Jenerette, G. D., & McCarthy, H. R. (2015). Understanding preferences for tree attributes: the relative effects of socio-economic and local environmental factors. *Urban Ecosystems*, 18, 73–86. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0388-6>

Balian, E., Eggermont, H., & Le Roux, X. (2014). Brussel. Retrieved from <https://www.biodiversa.org/687/download>

Bassuk, N. L., Trowbridge, P., & Grohs, C. (2002). Visual similarity and biological diversity: street tree selection and design. In European Conference of the International Society of Arboriculture (pp. 18–21). Oslo. Retrieved from [dot.ny.gov/divisions/engineering/environmental-analysis/manuals-and-guidance/epm/repository/visually\\_compatible\\_trees%5B1%5D.pdf](https://www.dot.ny.gov/divisions/engineering/environmental-analysis/manuals-and-guidance/epm/repository/visually_compatible_trees%5B1%5D.pdf)

Bastin, L., & Thomas, C. D. (1999). On the distribution of plant species in urban vegetation fragments. *Landscape Ecology*, 14, 493–507. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1008036207944>

Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R., Swanson, J., 2002. Economic valuation with stated preferences techniques: a manual. Edward Elgar, Madison, Wisconsin.

Battaglia, M., Buckley, G. L., & Galvin, M. (2014). It ' s Not Easy Going Green : Obstacles to Tree- Planting Programs in East Baltimore It ' s Not Easy Going Green : Obstacles to Tree-Planting Programs in East. *Cities and the Environment*, 7(2).

Benedict, M. A., & McMahon, E. T. (2006). Green Infrastructure : Smart Conservation for the 21st century. *Renewable Resources Journal*, 20(3), 12-17

Berland, A., Elliott, G.P., 2014. Unexpected connections between residential urban forest diversity and vulnerability to two invasive beetles. *Landscape Ecology* 29, 141–152. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9953-2>

Bertsou, E. (2019). Rethinking political distrust. *European Political Science Review*, 11(2), 213–230. <https://doi.org/10.1017/S1755773919000080>

Biagini, B., Bierbaum, R., Stults, M., Dobardzic, S., & McNeeley, S. M. (2014). A typology of adaptation actions: A global look at climate adaptation actions financed through the Global Environment Facility. *Global Environmental Change*, 25(1), 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.01.003>

Bierbaum, R., Smith, J.B., Lee, A., Blair, M., Carter, L., Chapin, F.S., Fleming, P., Ruffo, S., Stults, M., McNeeley, S. and Wasley, E. (2013). A comprehensive review of climate adaptation in the United States : more than before , but less than needed. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18(3), 361–406. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9423-1>

Birchall, S. J., MacDonald, S., & Slater, T. (2021). Anticipatory planning: Finding balance in climate change adaptation governance. *Urban Climate*, 37, 100859. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100859>

- Bissonnette, J.F., Dupras, J., Messier, C., Gonzalez, A., Paquette, A., Lechowicz, M., Dagenais, D., Jaeger, J. (2018) Moving forward in implementing green infrastructures: Stakeholder perceptions of opportunities and obstacles in a major North American metropolitan area. *Cities*, 81: 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.03.014>
- Blamey, R. K., Bennett, J. W., & Morrison, M. D. (1999). Yea-saying in contingent valuation surveys. *Land Economics*, 75(1), 126–141. <https://doi.org/10.2307/3146997>
- Bouchard, C., Dibernardo, A., Koffi, J., Wood, H., Leighton, P. A., & Lindsay, L. R. (2019). Increased risk of tick-borne diseases with climate and environmental changes. *Canada Communicable Disease Report*, 45(4), 81–89.
- Boulangé, J., Hanasaki, N., Yamazaki, D., & Pokhrel, Y. (2021). Role of dams in reducing global flood exposure under climate change. *Nature Communications*, 12(1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20704-0>
- Breen, A., Giannotti, E., Molina, M. F., & Vásquez, A. (2020). From “ Government to Governance ”? A Systematic Literature Review of Research for Urban Green Infrastructure Management in Latin America, 2(October), 1–15. <https://doi.org/10.3389/frsc.2020.572360>
- Brink, E., Aalders, T., Ádám, D., Feller, R., Henselek, Y., Hoffmann, A., ... Wamsler, C. (2016). Cascades of green : A review of ecosystem-based adaptation in urban areas. *Global Environmental Change*, 36, 111–123. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.11.003>
- Burgess, J., Harrison, C.M., Limb, M., 1988. People, Parks and the Urban Green: A Study of Popular Meanings and Values for Open Spaces in the City. *Urban Studies*. 25, 455–473. <https://doi.org/10.1080/00420988820080631>
- Bureau du Vérificateur Général de la Ville de Montréal (2021) Gestion de l’agrile du Frêne et de la canopée. 82pp. Retrieved from [https://www.bvgmtl.ca/wp-content/uploads/2021/02/RA2016\\_section5-1.pdf](https://www.bvgmtl.ca/wp-content/uploads/2021/02/RA2016_section5-1.pdf)
- Bush, J., Doyon, A., 2019. Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities* 95, 102483. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102483>
- Byrne, J., & Wolch, J. (2009). Nature, race, and parks: past research and future directions for geographic research. *Progress in Human Geography*, 33(6), 743–765. <https://doi.org/10.1177/0309132509103156>
- L’Écuyer-Sauvageau, C., Dupras, J., He, J., Auclair, J., Kermagoret, C., Poder, T.G. (2021). The economic value of Canada’s National Capital Green Network. *PloS One*, 16(1), 1–29. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245045>
- Campanella, T. J. (2003). Republic of shade: New England and the American elm. New Haven: Yale University Press.

Campenhoudt, L. V., & Quivy, R. (2011). *Manuel de recherche en sciences sociales* 4e éd. Paris: Dunod.

Cariñanos, P., & Casares-porcel, M. (2011). Urban green zones and related pollen allergy : A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact. *Landscape and Urban Planning*, 101, 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.006>

Cariñanos, P., Calaza-Martínez, P., O'Brien, L., Calfapietra, C., 2017. The Cost of Greening: Disservices of Urban Trees, in: *The Urban Forest: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*. Springer International Publishing, pp. 79–87. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_9)

Caro, D. H., Cortés, D. (2012). Measuring family socioeconomic status: An illustration using data from PIRLS 2006. *IERI Monograph Series Issues and Methodologies in Large-Scale Assessments*, 5, 9-33.

Carrus, G., Scopelliti, M., Laforteza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., Sanesi, G. (2015). Go greener , feel better ? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134, 221–228. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022>

Cetin, Z., & Yastikli, N. (2022). The Use of Machine Learning Algorithms in Urban Tree Species Classification. *International Journal of Geo-Information*, 11(226). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/ijgi11040226>

Chan, E., Serrano, J., Chen, L., Stieb, D. M., Jerrett, M., & Osornio-vargas, A. (2015). Development of a Canadian socioeconomic status index for the study of health outcomes related to environmental pollution. *BMC Public Health*, 15(714), 1–8. <https://doi.org/10.1186/s12889-015-1992-y>

Checker, M. (2011). Wiped Out by the “Greenwave”: Environmental Gentrification and the Paradoxical Politics of Urban Sustainability. *City and Society*, 23(2), 210–229. <https://doi.org/10.1111/j.1548-744X.2011.01063.x.I>

Chu, E. K., & Cannon, C. E. B. (2021). Equity, inclusion , and justice as criteria for decision-making on climate adaptation in cities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 51, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.02.009>

City of Montreal (2019) Plan d’adaptation 2020-2030. 122pp. retrieved online: <https://res.cloudinary.com/villemontreal/image/upload/v1607536657/portail/ktpxrxvj5qxxgayecchd.pdf>

City of Montreal, 2021. Plan Climat 2020-2030. Retrieved from: <https://res.cloudinary.com/villemontreal/image/upload/v1607536657/portail/ktpxrxvj5qxxgayecchd.pdf>



City of Montreal, 2021b. (*Public tree inventory*) Arbres publics sur le territoire de la ville. Retrieved from : <https://donnees.montreal.ca/ville-de-montreal/arbres>

City of Toronto. (2013). Sustaining & Expanding the Urban Forest: Toronto's Strategic Forest Management Plan. Retrieved from <https://www.toronto.ca/data/parks/pdf/trees/sustaining-expanding-urban-forest-management-plan.pdf>

Clapp, J.C., Ryan, H.D.P., Harper, R.W., Bloniarz, D. V., (2014). Rationale for the increased use of conifers as functional green infrastructure: A literature review and synthesis. *The International Journal of Urban Forestry*, <https://doi.org/10.1080/03071375.2014.950861>

Clarke, L. W., & Jenerette, G. D. (2015). Biodiversity and direct ecosystem service regulation in the community gardens of Los Angeles, CA. *Landscape Ecology*, 30(4), 637–653. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0143-7>

Climate Ready D.C. (2016) The District of Columbia's Plan to Adapt to a Changing Climate. 24pp. Retrieved online: [https://doee.dc.gov/sites/default/files/dc/sites/ddoe/service\\_content/attachments/CRDC-Report-FINAL-Web.pdf](https://doee.dc.gov/sites/default/files/dc/sites/ddoe/service_content/attachments/CRDC-Report-FINAL-Web.pdf)

Congedo, L. (2018). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>

Corburn, J. (2017). Concepts for Studying Urban Environmental Justice. *Current Environmental Health Reports*, 4(1), 31–67. <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0123-6>

Costello, A., Abbas, M., Allen, A., Ball, S., Bell, S., Bellamy, R., ... Lee, M. (2009). Managing the health effects of climate change. *The Lancet*, 373(9676), 1693–1733.

Cowett, F., & Bassuk, N. L. (2021). Is Street Tree Diversity Increasing in New York State, USA? *Arboriculture & Urban Forestry*, 47(5), 196–213. <https://doi.org/10.48044/jauf.2021.018>

Crompton, J. L. (2005). The impact of parks on property values: empirical evidence from the past two decades in the US. *Managing Leisure*, 10, 203–218. <https://doi.org/10.1080/13606710500348060>

Crompton, J. L., & Nicholls, S. (2020). Impact on property values of distance to parks and open spaces: An update of U . S . studies in the new millennium. *Journal of Leisure Research*, 51(2), 127–146. <https://doi.org/10.1080/00222216.2019.1637704>

Curran, W., & Hamilton, T. (2012). Just green enough: Contesting environmental gentrification in Greenpoint, Brooklyn. *Local Environment*, 17(9), 1027–1042. <https://doi.org/10.1080/13549839.2012.729569>

Czaja, M., Kolton, A., & Muras, P. 2020. The Complex Issue of Urban Trees—Stress Factor Accumulation and Ecological Service Possibilities. *Forests*, 11(9), 932.

Daily, G. R. (1997). *Natures services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.

Dallimer, M., Irvine, K. N., Skinner, A. M. J., Davies, Z. G., Rouquette, J. R., Maltby, L. L., Gaston, K. J. (2012). Biodiversity and the Feel-Good Factor: Understanding Associations between Self-Reported Human Well-being and Species Richness. *BioScience*, 62(1), 47–55. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.9>

Davies, C., & Laforteza, R. (2019). Transitional path to the adoption of nature-based solutions. *Land Use Policy*, 80(September), 406–409. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.020>

de Lazari-Radek, K., & Singer, P. (2017). *Utilitarianism: A very short introduction*. Oxford: Oxford University Press.

DeFries, R., & Nagendra, H. (2017). Ecosystem management as a wicked problem. *Science*, 356, 265–270.

Des Rosiers, F., Thériault, M., Kestens, Y., Villeneuve, P., 2002. Landscaping and House Values: An Empirical Investigation. *Journal of Real Estate Research*. 23, 140–161. <https://doi.org/10.1080/10835547.2002.12091072>

Diaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

Dobbs, C., Escobedo, F. J., & Zipperer, W. C. (2011). A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning*, 99(3–4), 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.004>

Dobbs, C., Kendal, D., & Nitschke, C. R. (2014). Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators*, 43, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.007>

Dobbs, C., Nitschke, C.R., Kendal, D., 2014b. Global Drivers and Tradeoffs of Three Urban Vegetation Ecosystem Services. *PLoS One* 9, e113000. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113000>

Donovan, G. H. (2017). Including public-health benefits of trees in urban-forestry decision making. *Urban Forestry and Urban Greening*, 22, 120–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.02.010>

Donovan, G. H., Prestemon, J. P., Butry, D. T., Kaminski, A. R., Monleon, V. J. (2021). The politics of urban trees: Tree planting is associated with gentrification in Portland,

Oregon. Forest Policy and Economics, 124, 102387.  
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102387>

Donovan, G.H., Butry, D.T., 2010. Trees in the city : Valuing street trees in Portland, Oregon. Landscape and urban planning. 94, 77–83.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.019>

Dorst, H., van der Jagt, A., Raven, R., & Runhaar, H. (2019). Urban greening through nature-based solutions – Key characteristics of an emerging concept. *Sustainable Cities and Society*, 49(January), 101620. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101620>

Drillet, Z., Fung, T.K., Leong, R.A.T., Sachidhanandam, U., Edwards, P., Richards, D., 2020. Urban vegetation types are not perceived equally in providing ecosystem services and disservices. *Sustainability* 12, 1–14. <https://doi.org/10.3390/su12052076>

Dukes, J.S., Pontius, J., Orwig, D., Garnas, J.R., Rodgers, V.L., Brazee, N., Cooke, B., Theoharides, K.A., Stange, E.E., Harrington, R. and Ehrenfeld, J., (2009). Responses of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate change in the forests of northeastern North America: What can we predict? *Canadian Journal of Forest Research*, 39(2), 231–248. <https://doi.org/10.1139/X08-171>

Dupras, J., Alam, M. (2015) Urban Sprawling and Ecosystem Services: A Half-Century Perspective in the Montreal Region (Quebec, Canada). *Journal of Environmental Policy and Planning* 17(2) : 180-200. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2014.927755>

Dupras, J., Alam, M. J. Revéret. (2015) Economic Value of Greater Montreal’s Non-Market Ecosystem Services in a Land Use Management and Planning Perspective. *The Canadian Geographer/ Le géographe canadien*. 59 (1): 93-106. <https://doi.org/10.1111/cag.12138>

Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, L., Gonzalez, A., Girard, M., Tello, E. (2016) The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy* 58: 61-73.

Edmondson, J. L., Stott, I., Davies, Z. G., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2016). Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Scientific Reports*, 6, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep33708>

Egerer, M., Ordóñez, C., Lin, B. B., & Kendal, D. (2019). Multicultural gardeners and park users benefit from and attach diverse values to urban nature spaces. *Urban Forestry and Urban Greening*, 46(126445). <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126445>

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., & Norberg, J. (2003). Response diversity , ecosystem change , and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(9), 488–494. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001)

Endreny, T. A. (2018). Strategically growing the urban forest will improve our world. *Nature Communications*, 9(1160), 10–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03622-0>

Endreny, T., Santagata, R., Perna, A., Stefano, C. De, Rallo, R. F., & Ulgiati, S. (2017). Implementing and managing urban forests: A much needed conservation strategy to increase ecosystem services and urban wellbeing. *Ecological Modelling*, 360(August 2017), 328–335. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.016>

Environment Canada (2022) Canadian Climate Normals 1981-2010 : Montreal. Retrieved online:

[https://climate.weather.gc.ca/climate\\_normals/results\\_1981\\_2010\\_e.html?searchType=stnName&txtStationName=montreal&searchMethod=contains&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=5415&dispBack=0](https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?searchType=stnName&txtStationName=montreal&searchMethod=contains&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=5415&dispBack=0)

Environnement et Changement climatique Canada. (2021). Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement: Changements de la température au Canada. Ottawa. Retrieved from <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/cesindicators/temperature-change/2021/changements-temperature-fr.pdf>

Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2019). Urban Forestry & Urban Greening Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors? *Urban Forestry & Urban Greening*, 37(February 2018), 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.02.011>

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>

Fischer, L. K., Honold, J., Botzat, A., Brinkmeyer, D., Cvejić, R., Delshammar, T., ... Laforteza, R. (2018). Recreational ecosystem services in European cities: Sociocultural and geographical contexts matter for park use. *Ecosystem Services*, 31, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.015>

Flanagan, E., Lachapelle, U., & El-Geneidy, A. (2016). Riding tandem: Does cycling infrastructure investment mirror gentrification and privilege in Portland, OR and Chicago, IL? *Research in Transportation Economics*, 60, 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2016.07.027>

Flannigan, J., 2005. An evaluation of residents' attitudes to street trees in southwest England. *Arboric. J.* 28, 219–241. <https://doi.org/10.1080/03071375.2005.9747428>

Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Walker, B. (2002). Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio*, 31(5), 437–440. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>

- Ford, J. D., Keskitalo, E. C. H., Smith, T., Pearce, T., Berrang-Ford, L., Duerden, F., & Smit, B. (2010). Case study and analogue methodologies in climate change vulnerability research. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 1(3), 374–392. <https://doi.org/10.1002/wcc.48>
- Francis, J. J., Johnston, M., Robertson, C., Glidewell, L., Entwistle, V., Eccles, M. P., & Jeremy, M. (2010). What is an adequate sample size? Operationalising data saturation for theory-based interview studies. *Psychology and Health*, 25(10), 1229–1245. <https://doi.org/10.1080/08870440903194015>
- Frantzeskaki, N. (2019). Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. *Environmental Science and Policy*, 93(October), 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033>
- Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology letters*, 3(4), 390–394.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D. and Mikusiński, G. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature communications*, 4(1), pp.1-8.
- Garcia-Lamarca, M., Connolly, J., Anguelovski, I., 2020. Green gentrification and displacement in Barcelona, in *Housing Displacement*. Taylor & Francis, United Kingdom, pp. 156–170.
- Garschagen, M., & Romero-Lankao, P. (2015). Exploring the relationships between urbanization trends and climate change vulnerability. *Climatic Change*, 133(1), 37–52. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0812-6>
- Gasper, R., Blohm, A., & Ruth, M. (2011). Social and economic impacts of climate change on the urban environment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.12.009>
- GIEC. (2014). AR5 Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Retrieved from [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-TS\\_FINAL.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WGIIAR5-TS_FINAL.pdf)
- Graves, R. A., Pearson, S. M., & Turner, M. G. (2017). Species richness alone does not predict cultural ecosystem service value. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(14), 3774-3779.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>

Gómez-Baggethun, E., Gren, A., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. and Kremer, P. (2013). Urban ecosystem services in urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities (pp. 175–251). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>

Gorman, J., 2004. Resident's opinions on the value of street trees depending on tree location. *Arboriculture & Urban Forestry*. 30, 36.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.

Gould, K. A., & Lewis, T. L. (2016). *Green Gentrification: Urban Sustainability and the Struggle for Environmental Justice*. New-York: Routledge.

Gould, K., & Lewis, T. (2012). The environmental injustice of green gentrification: the case of Brooklyn's prospect park. In *The World in Brooklyn: Gentrification, Immigration, and Ethnic Politics in a Global City* (pp. 113–146). Lexington Books.

Grafakos, S., Viero, G., Reckien, D., Trigg, K., Viguie, V., Sudmant, A., Graves, C., Foley, A., Heidrich, O., Mirailles, J.M. and Carter, J. (2020). Integration of mitigation and adaptation in urban climate change action plans in Europe: A systematic assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 121, 109623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109623>

Greene, C. S., & Millward, A. A. (2016). Getting closure: The role of urban forest canopy density in moderating summer surface temperatures in a large city. *Urban Ecosystems*, 20(1), 141–156. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0586-5>

Gregory, M. M., Leslie, T. W., & Drinkwater, L. E. (2016). Agroecological and social characteristics of New York city community gardens: contributions to urban food security, ecosystem services, and environmental education. *Urban Ecosystems* (Vol. 19). *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0505-1>

Grimm, P. (2010). social desirability bias. In J. N. Sheth & N. K. Malhotra (Eds.), *Wiley International Encyclopedia of Marketing*. John Wiley & Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781444316568.wiem02057>

Guest, G., Namey, E., & Chen, M. (2020). A simple method to assess and report thematic saturation in qualitative research. *PLoS ONE*, 15(5), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232076>

Gujarati, D., 2004. *Basic econometrics*, Fourth edition. McGraw-Hill.

Gwedla, N., Shackleton, C.M., 2019. Perceptions and preferences for urban trees across multiple socio-economic contexts in the Eastern Cape, South Africa. *Landscape and Urban Planning*. 189, 225–234. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.001>

- Haaland, C., & Konijnendijk van den Bosch, C. (2015). Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14(4), 760–771. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009>
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R. and Kabisch, N. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2012). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES, Version 4.1). Center for environmental management, University of Nottingham. Retrieved from [https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/09/CICES-V4\\_Final\\_26092012.pdf](https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/09/CICES-V4_Final_26092012.pdf)
- Hanna, D. E. L., Bennett, E. M., Tomscha, S. A., & Dallaire Ouellet, C. (2018). A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *Journal of Applied Ecology*, 55, 1299–1311. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13045>
- Harper, E. T. (2020). Ecological gentrification in response to apocalyptic narratives of climate change: the production of an immuno-political fantasy. *International Journal of Urban and Regional Research*, 44(1), 55–71. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12842>
- Harper, R. W., Huff, E. S., Bloniarz, D. V., DeStefano, S., Nicolson, C. R., & Davidsohn, M. (2020). Employing qualitative research interviews to understand urban forestry stakeholder continuing education needs. *Arboricultural Journal*, 42(2), 65–75. <https://doi.org/10.1080/03071375.2020.1764823>
- Hensher, D. A. (1994). Stated Preference analysis of Travel Choices: The State Of Practice. *Journal of Economic*, 15(3), 62–82. <https://doi.org/10.4324/9780203985359-12>
- Heynen, N. (2006). Green urban political ecologies: toward a better understanding of inner-city environmental change. *Environment and Planning A*, 38, 499–517. <https://doi.org/10.1068/a37365>
- Heynen, N., Perkins, H. A., & Roy, P. (2006). The political ecology of uneven urban green space: The impact of political economy on race and ethnicity in producing environmental inequality in Milwaukee. *Urban Affairs Review*, 42(1), 3-25. <https://doi.org/10.1177/1078087406290729>
- Heynen, N.C., (2003). The scalar production of injustice within the urban forest. *Antipode* 35, 980–998. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2003.00367.x>
- Hole, A.R., 2007. A comparison of approaches to estimating confidence intervals for willingness to pay measures. *Health Econ.* 16, 827–840. <https://doi.org/10.1002/hec>
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>

Howard, J. (2009). Climate change mitigation and adaptation in developed nations: A critical perspective on the adaptation turn in urban climate planning. In *Planning for climate change* (pp. 43–56). London: Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849770156>

Huberman, A. M., & Miles, M. B. (1991). *Analyse des données qualitatives: recueil de nouvelles méthodes*. De Boeck Éditions du Renouveau Pédagogique.

Huff, E. S., Johnson, M. L., Roman, L. A., Sonti, N. F., Pregitzer, C. C., Campbell, L. K., & McMillen, H. (2021). A literature review of resilience in urban forestry. *Arboriculture and Urban Forestry*, 46(3), 185–196. <https://doi.org/10.48044/jauf.2020.014>

Hughes, S., Chu, E. K., & Mason, S. G. (2020). *Climate Change and Cities*. Oxford University Press.

Hunt, A., & Watkiss, P. (2011). Climate change impacts and adaptation in cities: A review of the literature. *Climatic Change*, 104(1), 13–49. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9975-6>

IPCC (Editors: Pörtner, H. O., Roberts, D. C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P. (2022). *Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability*. 3675pp. Retrieved online: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>

Jennings, V., Browning, M. H. E. M., & Rigolon, A. (2019). Urban green spaces - Public health and sustainability in the United States. Retrieved from <https://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-10469-6>

Jennings, V., Floyd, M. F., Shanahan, D., Coutts, C., & Sinykin, A. (2017). Emerging issues in urban ecology: implications for research, social justice, human health, and well-being. *Population and Environment*, 39(1), 69–86. <https://doi.org/10.1007/s11111-017-0276-0>

Jim, C. Y., Konijnendijk van den Bosch, C., & Chen, W. Y. (2018). Acute Challenges and Solutions for Urban Forestry in Compact and Densifying Cities. *Journal of Urban Planning and Development*, 144(3), 04018025. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)up.1943-5444.0000466](https://doi.org/10.1061/(asce)up.1943-5444.0000466)

Joassart-marcelli, P. (2010). Leveling the playing field? Urban disparities in funding for local parks and recreation in the Los Angeles region. *Environment and Planning A*, 42, 1174–1192. <https://doi.org/10.1068/a42198>

Johnston, M. (2004). Impacts and Adaptation for Climate Change in Urban Forests. In 6th Canadian Urban Forest Conference (pp. 1–14). Kelowna, B.C. Retrieved from <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.388.6766&rep=rep1&type=pdf>

Jones, N., & Davis, C. (2017). Linking the environmental, social and economic aspects of urban forestry and green infrastructure. In *the urban forest cultivating green infrastructure*



for people and the environment (p. 362). Springer International. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9\\_23](https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9_23)

Jorgensen, A., & Anthopoulou, A. (2007). Enjoyment and fear in urban woodlands – Does age make a difference? *Urban Forestry & Urban Greening*, 6, 267–278. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2007.05.004>

Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., Stadler, J. and Zaunberger, K. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and Society*, 21(2).

Kabisch, N., Haase, D., 2014. Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin. *Landscape and Urban Planning*, 122, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.016>

Kalbarczyk, E., & Kalbarczyk, R. (2020). Typology of climate change adaptation measures in Polish cities up to 2030. *Land*, 9(10), 1–18. <https://doi.org/10.3390/land9100351>

Kallio, H., Pietil, A., Johnson, M., & Kangasniemi, M. (2016). Systematic methodological review: developing a framework for a qualitative semi-structured interview guide. *Journal of Advanced Nursing*, 72(12), 2954–2965. <https://doi.org/10.1111/jan.13031>

Kaplan, R. (1983). The role of nature in the urban context. In *Behavior and the natural environment* (pp. 127-161). Springer, Boston, MA. [https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3539-9\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3539-9_5)

Kaplan, S., 1987. Aesthetics, affect, and cognition: Environmental preference from an evolutionary perspective. *Environment and Behavior*. 19, 3–32. <https://doi.org/10.1177/0013916587191001>

Karl, T. R., Melillo, J. M., & Peterson, T. C. (Eds.). (2009). *Global Climate Change Impacts in the United States*. New-York: Cambridge University Press.

Keenan, J. M., Hill, T., & Gumber, A. (2018). Climate gentrification: From theory to empiricism in Miami-Dade County, Florida. *Environmental Research Letters*, 13(5). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb32>

Konijnendijk, C. C. (2003). A decade of urban forestry in Europe. *Forest Policy and Economics*, 5, 173–186. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(03\)00023-6](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(03)00023-6)

Konijnendijk, C. C., Ricard, R. M., Kenney, A., & Randrup, T. B. (2006). Defining urban forestry – A comparative perspective of North America and Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3–4), 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2005.11.003>

Krinsky, I., Robb, a L., 1986. On Approximating the statistical properties of elasticities. *The review of economics and statistics*. 68, 715–719.

Kuo, F. E., & Sullivan, W. C. (2001). Environment and crime in the inner city: Does vegetation reduce crime. *Environment and Behavior*, 33(3), 343–367. <https://doi.org/10.1177/0013916501333002>

Kusmane, A. S., Ile, U., & Ziemelniece, A. (2019). Importance of trees with low-growing branches and shrubs in perception of urban spaces. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 471, No. 9, p. 092061). IOP Publishing.

Lancaster, K. (1966). A New Approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy*, 74(2), 132–157.

Landry, F., Dupras, J., Messier, C., 2020. Convergence of urban forest and socio-economic indicators of resilience: A study of environmental inequality in four major cities in eastern Canada. *Landscape and urban planning*. 202. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103856>

Landry, S. M., & Chakraborty, J. (2009). Street trees and equity: Evaluating the spatial distribution of an urban amenity. *Environment and Planning A*, 41(11), 2651–2670. <https://doi.org/10.1068/a41236>

Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., Mellado-Vasquez, P.G., Malik, A.A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B.C., Trumbore, S.E., Gleixner, G. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature communications*, 6, 6707. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>

Laughlin, D.C., Strahan, R.T., Huffman, D.W., Sánchez Meador, A.J., 2017. Using trait-based ecology to restore resilient ecosystems: historical conditions and the future of montane forests in western North. *American Restoration Ecology*. 25, S135–S146. <https://doi.org/10.1111/rec.12342>

Laukkonen, J., Blanco, P. K., Lenhart, J., Keiner, M., Cavric, B., & Kinuthia-Njenga, C. (2009). Combining climate change adaptation and mitigation measures at the local level. *Habitat International*, 33(3), 287–292. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2008.10.003>

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. Elsevier.

Lindemann-Matthies, P., & Bose, E. (2008). How many species are there? Public understanding and awareness of biodiversity in Switzerland. *Human Ecology*, 36(5), 731–742. <https://doi.org/10.1007/s10745-008-9194-1>

Lis, A., Pardela, Ł., Can, W., Katlapa, A., & Rabalski, Ł. (2019). Perceived danger and landscape preferences of walking paths with trees and shrubs by women. *Sustainability*, 11(17), 24–28. <https://doi.org/10.3390/su11174565>

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. 45, 119–124.  
<https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>

Lohr, V.I., Pearson-Mims, C.H., Tarnai, J., Dillman, D.A. (2004). How urban residents rate and rank the benefits and problems associated with trees in cities. *Journal of Arboriculture*. 30, 28–35.

Lovasi, G. S., Grady, S., & Rundle, A. (2011). Steps forward: review and recommendations for research on walkability, physical activity and cardiovascular health. *Public health reviews*, 33(2), 484-506.

Lovasi, G. S., Jacobson, J. S., Quinn, J. W., Neckerman, K. M., & Ashby-thompson, M. N. (2011). Is the environment near home and school associated with physical activity and adiposity of urban preschool children? *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 88(6), 1143–1157. <https://doi.org/10.1007/s11524-011-9604-3>

Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg - The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8(4), 309–315. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.09.003>

Machalaba, C., Romanelli, C., Stoett, P., Baum, S. E., Bouley, T. A., Daszak, P., & Karesh, W. B. (2015). Climate change and health: Transcending silos to find solutions. *Annals of Global Health*, 81(3), 445–458. <https://doi.org/10.1016/j.aogh.2015.08.002>

Madge, C., 1997. Public parks and the geography of fear. *Tijdschrift voor economische en sociale geografie. Geography*. 88, 237–250. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9663.1997.tb01601.x>

Majumdar, S., Deng, J., Zhang, Y., & Pierskalla, C. (2011). Using contingent valuation to estimate the willingness of tourists to pay for urban forests: A study in Savannah, Georgia. *Urban Forestry and Urban Greening*, 10(4), 275–280. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.07.006>

Manes, F., Silli, V., Salvatori, E., Incerti, G., Galante, G., Fusaro, L., & Perrino, C. (2014). Urban ecosystem services: tree diversity and stability of PM10 removal in the metropolitan area of Rome. *Annali Di Botanica*, 4(19), 19–26. <https://doi.org/10.4462/annbotrm-11746>

Marshall, I.B., Schut, P.H., Ballard, M., (1999). *A National Ecological Framework for Canada: Attribute Data*. Ottawa.

McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Yemshanov, D., Barry Lyons, D., Campbell, K.L., Lawrence, K., 2012. Estimates of the potential cost of Emerald ash borer (*Agilus planipennis* Fairmaire) in Canadian municipalities. *Arboriculture and Urban Forestry*. 38, 81–91.

McKenzie, D. J. (2005). Measuring inequality with asset indicators. *Journal of Population Economics*, 18(2), 229-260.

- McLean, D. D., Jensen, R. R., & Hurd, A. R. (2007). Seeing the urban forest through the trees: Building depth through qualitative research. *Arboriculture and Urban Forestry*, 33(5), 304–308. <https://doi.org/10.48044/jauf.2007.034>
- McMichael, A. J. (2013). Globalization, Climate Change, and Human Health. *The New England Journal of Medicine*, 368(14), 1335–1343. <https://doi.org/10.1056/NEJMra1109341>
- Mees, H. L. P., & Driessen, P. P. J. (2011). Adaptation to climate change in urban areas: Climate-greening London, Rotterdam, and Toronto. *Climate Law*, 2(2), 251–280. <https://doi.org/10.3233/CL-2011-036>
- Mell, I. C. (2013). Can you tell a green field from a cold steel rail ? Examining the “green” of Green Infrastructure development. *Local Environment*, 18(2), 152–166. <https://doi.org/10.1080/13549839.2012.719019>
- 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. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0166-2>
- Michelson, H., Muñiz, M., Derosa, K. (2013). Measuring Socio-economic Status in the Millennium Villages : The Role of Asset Index Choice. *Journal of Development Studies*, 49, 917–935. <https://doi.org/10.1080/00220388.2013.785525>
- Middle, I., Dzidic, P., Buckley, A., Bennett, D., Tye, M., & Jones, R. (2014). Integrating community gardens into public parks: An innovative approach for providing ecosystem services in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(4), 738–645. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.09.001>
- Morales, D. J. (1980). The contribution of trees to residential property value. *Journal of Arboriculture*, 6(11), 305-308.
- Mouratidis, K. (2019). Urban Forestry & Urban Greening The impact of urban tree cover on perceived safety. *Urban Forestry & Urban Greening*, 44(August), 126434. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126434>
- Mukamurera, J., Couturier, Y. (2006). Des avancées en analyse qualitative : pour une transparence et une systématisation des pratiques, 26(1), 110–138.
- Muratet, A., Pellegrini, P., Dufour, A.B., Arrif, T., Chiron, F., (2015). Perception and knowledge of plant diversity among urban park users. *Landscape and Urban Planning*. 137, 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.01.003>
- Nesbitt, L., & Meitner, M. (2016). Exploring relationships between socioeconomic background and urban greenery in Portland, OR. *Forests*, 7(8), 162. <https://doi.org/10.3390/f7080162>

Nesbitt, L., Meitner, M. J., Girling, C., Sheppard, S. R. J., & Lu, Y. (2019). Who has access to urban vegetation? A spatial analysis of distributional green equity in 10 US cities. *Landscape and Urban Planning*, 181, 51–79. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.007>

Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K.N., Rusch, G.M., Waylen, K.A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E. and Krauze, K., (2017). The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of the total environment*, 579, pp.1215-1227.

Ng, W.Y., Chau, C.K., Powell, G., Leung, T.M. (2015). Preferences for street configuration and street tree planting in urban Hong Kong. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.11.002>

Niemelä, J., Breuste, J. H., Guntenspergen, G., McIntyre, N. E., Elmqvist, T., & James, P. (Eds.). (2011). *Urban ecology: patterns, processes, and applications*. Oxford University Press. Oxford.

Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>

Nyelele, C., & Kroll, C. N. (2020). Urban Forestry & Urban Greening The equity of urban forest ecosystem services and benefits in the Bronx, NY. *Urban Forestry & Urban Greening*, 53, 126723. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126723>

Oke, T. R., Crowther, J. M., McNaughton, K. G., Monteith, J. L., & Gardiner, B. (1989). The Micrometeorology of the Urban Forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 324(1223), 335–349. <https://doi.org/10.1098/rstb.1989.0051>

Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K.B., Mace, G.M., Martín-lópez, B., Woodcock, B.A., Bullock, J.M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673–684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>

Ordóñez, C., & Duinker, P. N. (2014). Assessing the vulnerability of urban forests to climate change. *Environmental Reviews*, 22(3), 311–321. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0078>

Ordóñez-Barona, C. (2017). How different ethno-cultural groups value urban forests and its implications for managing urban nature in a multicultural landscape: A systematic review of the literature. *Urban Forestry and Urban Greening*. 26, 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.06.006>

Oseland, S. E. (2019). Breaking silos: can cities break down institutional barriers in climate planning? *Journal of Environmental Policy and Planning*, 21(4), 345–357. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2019.1623657>

Otto, I.M., Reckien, D., Reyer, C.P., Marcus, R., Le Masson, V., Jones, L., Norton, A. and Serdeczny, O. (2017). Social vulnerability to climate change: A review of concepts and evidence. *Regional environmental change*, 17(6), pp.1651-1662.

Ouranos. (2015). Vers l'adaptation: Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Montréal. Retrieved from <https://www.ouranos.ca/wp-content/uploads/SynthesePartie1.pdf>

Paquette, A., (2016). Repenser le reboisement guide stratégique pour l'augmentation de la canopée et de la résilience de la forêt urbaine de la région métropolitaine de Montréal. Montréal.

Paquette, A., Messier, C., (2011). The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography*. 20, 170–180. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00592.x>

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 and Urban Greening*, 62. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157>

Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R. V., Whitlow, T.H., Zipperer, W. C. (2011). Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), 27–36. <https://doi.org/10.1890/090220>

Pathak, V., & Tripathi, B. D. (2008). Dynamics of traffic noise in a tropical city Varanasi and its abatement through vegetation. *Environmental Monitoring Assessment*, (146), 67–75. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0060-1>

Pauleit, S., Ambrose-Oji, B., Andersson, E., Anton, B., Buijs, A., Haase, D., Elands, B., Hansen, R., Kowarik, I., Kronenberg, J. and Mattijssen, T., (2019). Advancing urban green infrastructure in Europe: Outcomes and reflections from the GREEN SURGE project. *Urban Forestry & Urban Greening*, 40, pp.4-16. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.006>

Pautasso, M., Dehnen-schmutz, K., Holdenrieder, O., Salama, N., Jeger, M. J., Lange, E., & Hehl-lange, S. (2010). Plant health and global change – some implications for landscape management. *Biological Reviews*, 85, 729–755. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00123.x>

PCIC: Pacific Climate Impacts Consortium, University of Victoria, (2019). Statistically Downscaled Climate Scenarios. Downloaded from [https://data.pacificclimate.org/portal/downscaled\\_gcms/map/](https://data.pacificclimate.org/portal/downscaled_gcms/map/)

Peckham, S. C., Duinker, P. N., & Ordóñez, C. (2013). Urban forest values in Canada: Views of citizens in Calgary and Halifax. *Urban Forestry and Urban Greening*, 12(2), 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.01.001>

- Perry, J. (2015). Landscape and Urban Planning Climate change adaptation in the world's best places: A wicked problem in need of immediate attention. *Landscape and Urban Planning*, 133, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.013>
- Pham, T. T. H., Apparicio, P., Séguin, A. M., Landry, S., & Gagnon, M. (2012). Spatial distribution of vegetation in Montreal: An uneven distribution or environmental inequity? *Landscape and Urban Planning*, 107, 214–224. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.002>
- Poland, T. M., & McCullough, D. G. (2006). Emerald Ash Borer: Invasion of the Urban Forest and the Threat to North America's Ash Resource. *Journal of Forestry*, 103(4), 118–124.
- Poumadère, M., Mays, C., Le Mer, S., & Blong, R. (2005). The 2003 Heat Wave in France: Dangerous Climate Change Here and Now. *Risk Analysis*, 25(6), 1483–1494. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2005.00694.x>
- Proshansky, H. M., Fabian, A. K., & Kaminoff, R. (1983). Place-identity: Physical world socialization of the self. *Journal of Environmental Psychology*, 3, 57–83. <https://doi.org/10.4324/9781315816852>
- Qiu, L., Lindberg, S., Nielsen, A.B., (2013). Is biodiversity attractive? On-site perception of recreational and biodiversity values in urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 119, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.007>
- Quijas, S., Schmid, B., & Balvanera, P. (2010). Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11, 582–593. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.06.009>
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- R Development Core Team, R. (2011). R: A Language and Environment for Statistical Computing. (R. D. C. Team, Ed.), R Foundation for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74686-7>
- Rigolon, A., & Németh, J. (2020). Green gentrification or 'just green enough': Do park location, size and function affect whether a place gentrifies or not? *Urban Studies*, 57(2), 402–420. <https://doi.org/10.1177/0042098019849380>
- Rigolon, A., Keith, S.J., Harris, B., Mullenbach, L.E., Larson, L.R., Rushing, J. (2020). More than "Just Green Enough": Helping Park Professionals Achieve Equitable Greening and Limit Environmental Gentrification. *Journal of Park & Recreation Administration*. 38, 29–54.
- Riley, C. B., & Gardiner, M. M. (2020). Examining the distributional equity of urban tree canopy cover and ecosystem services across United States cities. *PloS One*, 15(2), 1–22.

Roman, L.A., Conway, T.M., Eisenman, T.S., Koeser, A.K., Ordóñez Barona, C., Locke, D.H., Jenerette, G.D., Östberg, J. and Vogt, J. (2021). Beyond ‘trees are good’: Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry. *Ambio*, 50(3), pp.615–630.

Romero Lankao, P., & Qin, H. (2011). Conceptualizing urban vulnerability to global climate and environmental change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(3), 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.12.016>

Roy, S., Byrne, J., & Pickering, C. (2012). A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11(4), 351–363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>

Roy, S., Byrne, J., Pickering, C., 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban For. Urban Green*. 11, 351–363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>

Saldaña, J. (2016). *The coding manual for qualitative researchers* (3rd editio). London: SAGE Publications Ltd.

Sander, H., Polasky, S., & Haight, R. G. (2010). The value of urban tree cover: A hedonic property price model in Ramsey and Dakota Counties, Minnesota, USA. *Ecological Economics*, 69(8), 1646–1656. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.011>

Sbicca, J. (2019). Urban agriculture, revalorization, and green gentrification in Denver, Colorado. In T. Bartley (Ed.), *The politics of land* (Vol. 26, pp. 149–170). Emerald Publishing Limited. <https://doi.org/10.1108/S0895-993520190000026011>

SCFU. (2019). *Stratégie canadienne sur la forêt urbaine 2019-2024*. Retrieved from <https://treecanada.ca/wp-content/uploads/2019/04/TC-CUFS-2019-2024-Fr.pdf>

Schell, C.J., Dyson, K., Fuentes, T.L., Des Roches, S., Harris, N.C., Miller, D.S., Woelfle-Erskine, C.A. and Lambert, M.R. (2020). The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments, *Science*, 369(6510), p.eaay4497. <https://doi.org/10.1126/science.aay4497>

Schroeder, H., Flannigan, J., Coles, R., (2006). Resident’s attitudes toward street trees in the UK and U.S. communities. *Arboriculture and Urban Forestry*. 32, 236–246.

Schwarz, K., Berland, A., Herrmann, D.L., (2018). Green, but not just? Rethinking environmental justice indicators in shrinking cities. *Sustainable Cities and Society*, 41, 816–821. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.06.026>

Schwarz, K., Fragkias, M., Boone, C.G., Zhou, W., McHale, M., Grove, J.M., O’Neil-Dunne, J., McFadden, J.P., Buckley, G.L., Childers, D., Ogden, L., Pincetl, S., Pataki, D., Whitmer, A., Cadenasso, M.L., (2015). Trees grow on money: Urban tree canopy cover and environmental justice. *PLoS One* 10, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122051>



Seddon, N., Smith, A., Smith, P., Key, I., Chausson, A., Girardin, C., House, J., Srivastava, S., Turner, B., (2021). Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology*. 27, 1518–1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>

Selseng, T., Klemetsen, M., & Rusdal, T. (2021). Adaptation Confusion? A Longitudinal Examination of the Concept “Climate Change Adaptation” in Norwegian Municipal Surveys. *Weather, Climate, and Society*, 13(3), 633–648. <https://doi.org/10.1175/WCAS-D-21-0024.1>

Seto, K. C., Fragkias, M., Güneralp, B., & Reilly, M. K. (2011). A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE*, 6(8), e23777. <https://doi.org/doi:10.1371/journal.pone.0023777>

Sharifi, A. (2021). Co-benefits and synergies between urban climate change mitigation and adaptation measures: A literature review. *Science of the Total Environment*, 750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141642>

Sharifi, A., Pathak, M., Joshi, C., & He, B. J. (2021). A systematic review of the health co-benefits of urban climate change adaptation. *Sustainable Cities and Society*, 74(June), 103190. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103190>

Sheets, V.L., Manzer, C.D. (1991). Affect, Cognition and urban vegetation - Some effects of adding trees along city streets. *Environment and Behavior*. 23, 285304.

Shokry, G., Connolly, J. J., & Anguelovski, I. (2020). Understanding climate gentrification and shifting landscapes of protection and vulnerability in green resilient Philadelphia. *Urban Climate*, 31(September), 100539. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2019.100539>

Smit, B., & Pilifosova, O. (2003). Adaptation to Climate Change in the Context of Sustainable Development and Equity. In IPCC Working Group II, J. J. McCarthy, O. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken, & K. S. White (Eds.), *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. (pp. 877–912). Cambridge: Cambridge University Press. Retrieved from [https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/1490adaptation\\_paper.pdf](https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/1490adaptation_paper.pdf)

Smith, J. W., Anderson, D. H., & Moore, R. L. (2012). Social Capital, Place Meanings, and Perceived Resilience to Climate Change. *Rural Sociology*, 77(3), 380–407. <https://doi.org/10.1111/j.1549-0831.2012.00082.x>

Smith, P., House, J. I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., Paustian, K. (2016). Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, 22, 1008–1028. <https://doi.org/10.1111/gcb.13068>

Solecki, W., & Rosenzweig, C. (2019). New York City Panel on Climate Change 2019 Report Chapter 9: Perspectives on a City in a Changing Climate 2008-2018. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1439.

Solecki, W., Leichenko, R., & O'Brien, K. (2011). Climate change adaptation strategies and disaster risk reduction in cities: Connections, contentions, and synergies. *Current*

Opinion in Environmental Sustainability, 3(3), 135–141.  
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.03.001>

Solecki, W., Seto, K. C., Balk, D., Bigio, A., Boone, C. G., Creutzig, F., Zwickel, T. (2015). A conceptual framework for an urban areas typology to integrate climate change mitigation and adaptation. *Urban Climate*, 14, 116–137. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2015.07.001>

Stagoll, K., Lindenmayer, D.B., Knight, E., Fischer, J., Manning, A.D. (2012). Large trees are keystone structures in urban parks. *Conservation Letters*. 5, 115–122. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00216.x>

Statistics Canada, 2012. Census Dictionary, census year 2011. <https://doi.org/98-301-X2011001>

Statistics Canada, 2018. Table 17-10-0135-01 Population estimates, July 1, by census metropolitan area and census agglomeration, 2016 boundaries.

Statistique Canada. (2012). Canada's rural population since 1851. Ottawa. Retrieved from [https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/as-sa/98-310-x/98-310-x2011003\\_2-eng.pdf](https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/as-sa/98-310-x/98-310-x2011003_2-eng.pdf)

Statistique Canada. (2022). Population growth in Canada's rural areas. Ottawa. Retrieved from <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2021/as-sa/98-200-x/2021002/98-200-x2021002-eng.pdf>

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., De Vries, W., De Wit, C.A. and Folke, C. (2015). Planetary boundaries: Guiding changing planet. *Science*, 347(6223). <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Strohbach, M. W., Haase, D., & Kabisch, N. (2009). Birds and the city: urban biodiversity, land use, and socioeconomics. *Ecology and Society*, 14(2).

Sussams, L. W., Sheate, W. R., & Eales, R. P. (2015). Green infrastructure as a climate change adaptation policy intervention: Muddying the waters or clearing a path to a more secure future? *Journal of Environmental Management*, 147, 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.003>

Tan, Z., Lau, K. K. L., & Ng, E. (2016). Urban tree design approaches for mitigating daytime urban heat island effects in a high-density urban environment. *Energy and Buildings*, 114, 265-274.

Taylor, M. S., Wheeler, B. W., White, M. P., Economou, T., & Osborne, N. J. (2015). Landscape and Urban Planning Research note: Urban street tree density and antidepressant prescription rates — A cross-sectional study in London, UK. *Landscape and Urban Planning*, 136, 174–179. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.005>

- Termeer, C. J. A. M., Dewulf, A., Vink, M., & Vliet, M. Van. (2016). Coping with the wicked problem of climate adaptation across scales: The Five R Governance Capabilities. *Landscape and Urban Planning*, 154, 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.01.007>
- Therneau, T. M., & Lumley, T. (2014). Package ‘survival’. *Survival analysis* Published on CRAN, 2(3), 119.
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler, A. (2009). Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. (Technical). Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Todorova, A., Asakawa, S., Aikoh, T., (2004). Preferences for and attitudes towards street flowers and trees in Sapporo, Japan. *Landscape and Urban Planning*. 69, 403–416. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.11.001>
- Tomitaka, M., Uchihara, S., Goto, A., & Sasaki, T. (2021). Species richness and flower color diversity determine aesthetic preferences of natural-park and urban-park visitors for plant communities. *Environmental and Sustainability Indicators*, 11, 100130. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100130>
- Triguero-Mas, M., Dadvand, P., Cirach, M., Martínez, D., Medina, A., Mompert, A., Basagaña, X., Gražulevičienė, R. and Nieuwenhuijsen, M.J. (2015). Natural outdoor environments and mental and physical health: Relationships and mechanisms. *Environement International*, 77, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.01.012>
- Troy, A., & Grove, J. M. (2008). Property values, parks, and crime: A hedonic analysis in Baltimore, MD. *Landscape and Urban Planning*, 87, 233–245. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.005>
- Turner-Skoff, J. B., & Cavender, N. (2019). The benefits of trees for livable and sustainable communities. *Plants, People, Planet*, 1(4), 323–335. <https://doi.org/10.1002/ppp3.39>
- Tyler, S., & Moench, M. (2012). A framework for urban climate resilience. *Climate and Development*, 4(4), 311–326. <https://doi.org/10.1080/17565529.2012.745389>
- Tyrväinen, L., & Miettinen, A. (2000). Property prices and urban forest amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, 205–223. <https://doi.org/10.1006/jeem.1999.1097>
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., Kolehmainen, O. (2003). Ecological and aesthetic values in urban forest management. *Urban Forestry and Urban Greening*. 1, 135–149. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00014>
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2020) What do adaptation to climate change and climate resilience mean? Retrieved online

(<https://unfccc.int/topics/adaptation-and-resilience/the-big-picture/what-do-adaptation-to-climate-change-and-climate-resilience-mean#eq-2>)

United Nations. (2014). World Urbanization Prospects. United Nations (Vol. 12). <https://doi.org/10.4054/DemRes.2005.12.9>

United Nations. (2019). World Urbanization Prospects - The 2018 revision (Vol. 12). New-York. Retrieved from <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>

Vijayavenkataraman, S., Iniyar, S., & Goic, R. (2012). A review of climate change, mitigation and adaptation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 878–897. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.009>

Ville de Montréal. (2020). Plan climat 2020–2030. Montréal: Ville de Montréal. Retrieved from [https://portail-m4s.s3.montreal.ca/pdf/Plan\\_climat\\_20-16-16-VF4\\_VDM.pdf](https://portail-m4s.s3.montreal.ca/pdf/Plan_climat_20-16-16-VF4_VDM.pdf)

Ville de Montréal (2022). Arbres publics sur le territoire de la Ville (inventaire forestier urbain). Retrieved from <https://donnees.montreal.ca/ville-de-montreal/arbres>

Ville de Paris (2015) Stratégie d'adaptation. <https://api-site.paris.fr/images/76270>

Ville de Québec. (2021). Plan de transition et d'action climatique 2021-2025. Québec: Ville de Québec. Retrieved from <https://www.ville.quebec.qc.ca/apropos/planification-orientations/developpement-durable/docs/strategie-dev-durable-plan-transition-action-climatique.pdf>

Villeneuve, P. J., Jerrett, M., Su, J. G., Burnett, R. T., Chen, H., Wheeler, A. J., & Goldberg, M. S. (2016). A cohort study relating urban green space with mortality in Ontario, Canada. *Environmental Research*, 115(2012), 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.003>

Villeneuve, P. J., Jerrett, M., Su, J. G., Weichenthal, S., & Sandler, D. P. (2018). Association of residential greenness with obesity and physical activity in a US cohort of women. *Environmental research*, 160, 372-384. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.005>

Vink, M. J., Dewulf, A., & Termeer, C. (2013). The role of knowledge and power in climate change adaptation governance: a systematic literature review. *Ecology and society*, 18(4).

Vyas, S., & Kumaranayake, L. (2006). Constructing socio-economic status indices: How to use principal components analysis. *Health Policy and Planning*, 21(6), 459–468. <https://doi.org/10.1093/heapol/czl029>

Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology and Society*, 9(2).

Walton, J.T., Nowak, D.J., Greenfield, E.J., 2008. Assessing Urban Forest Canopy Cover Using Airborne or Satellite Imagery. *Arboriculture and Urban Forestry*, 34(6), 334–340.

- Wilbanks, T. J., & Kates, R. W. (1999). Global change in local places: How scale matters. *Climatic Change*, 43(3), 601–628. <https://doi.org/10.1023/A:1005418924748>
- Williams, K. (2002). Exploring resident preferences for street trees in Melbourne, Australia. *Journal of Arboriculture*, 28(4), 161-170
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities “just green enough.” *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>
- Wolch, J., Jerrett, M., Reynolds, K., McConell, R., Chang, R., Dahmann, N., Berhane, K. (2011). Childhood obesity and proximity to urban parks and recreational resources: A longitudinal cohort study Jennifer. *Journal of Health and Place*, 17(1), 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2010.10.001>.Childhood
- Wolf, K. L. (2007). City trees and property values. *Arborist News*, pp. 34–36.
- 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), 12545-125
- Yang, J. (2009). Assessing the impact of climate change on urban tree species selection: A case study in Philadelphia. *Journal of Forestry*, 107(7), 364–372.
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J., Sun, Z., 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry and Urban Greening*. 3, 65–78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.09.001>
- Yi, H., Kreuter, U. P., Han, D., & Güneralp, B. (2019). Social segregation of ecosystem services delivery in the San Antonio region, Texas, through 2050. *Science of The Total Environment*, 667, 234-247.
- Yusa, A., Berry, P., Cheng, J. J., Ogden, N., Bonsal, B., Stewart, R., & Waldick, R. (2015). Climate Change, Drought and Human Health in Canada. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 8359–8412. <https://doi.org/10.3390/ijerph120708359>
- Zimmerman, R., & Faris, C. (2011). Climate change mitigation and adaptation in North American cities. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(3), 181–187. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.12.004>
- Zölch, T., Henze, L., Keilholz, P., & Pauleit, S. (2017). Regulating urban surface runoff through nature-based solutions – An assessment at the micro-scale. *Environmental Research*, 157, 135–144. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.023>



## ANNEXE A – GUIDE D’ENTRETIEN

Ce guide d’entretien contient les questions posées aux participants des entretiens semi-dirigés utilisés dans l’étude du chapitre 3.

### **Section 1 – À propos de vous**

Question 1 : Quel est le rôle et la nature de votre travail?

Question 2 : Dans le cadre de votre travail, avez-vous de relations avec des organismes et acteurs externes à votre structure qui réfléchissent aux enjeux des changements globaux?

Question 3 : Faites-vous ou avez-vous fait partie d’un groupe d’expertise, comité, ou autre s’intéressant aux enjeux des changements globaux?

Question 4 : Selon vous, qu’est-ce que représente l’adaptation aux changements globaux?

### **Section 2 – Le processus d’adaptation**

Question 5 : À votre avis, quelles sont les principales sources de vulnérabilité des grandes villes québécoises face aux changements globaux, et laquelle est la plus importante?

Question 6 : Quels sont les objectifs d’adaptation qui devraient être visés par les villes québécoises?

Question 7 : Quelles mesures d’adaptation devraient être entreprises pour répondre à ces objectifs?

Question 8 : Quels indicateurs pourraient être utilisés pour suivre la performance de ces mesures sur l’atteinte des objectifs?

Question 9 : Quel organisme devrait assurer le suivi de ces indicateurs?

### **Section 3 – La suite selon vous**

Question 10 : Parmi les mesures discutées, lesquelles devraient être priorisées?

Question 11 : Qu’est-ce qui fonctionne, ou ne fonctionne pas dans l’implantation de mesures d’adaptation aux changements globaux?

Question 12 : Y-a-t 'il un élément, une caractéristique du processus d'adaptation qui n'est pas assez ou jamais abordé dans la planification de l'adaptation?

Question 13 : La réglementation actuelle bloque-t-elle l'implantation de mesures d'adaptation?

Question 14 : Quel est le potentiel de la forêt urbaine en termes d'adaptation aux changements globaux?

Question 15 : Avez-vous des commentaires/questions au sujet du questionnaire?



