

COMPARAISON COÛTS-BÉNÉFICES DE LA FORESTATION URBAINE COMME STRATÉGIE
D'ATTÉNUATION DES ILOTS DE CHALEUR

Par
Héloïse Bélanger Michaud

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Yves Bourassa

MAITRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Janvier 2013

SOMMAIRE

Mots-clés : Ilots de chaleur – Verdissement – Forêt urbaine – Valeur économique – Comparaison coûts-bénéfices – Rosemont-La Petite-Patrie – Arbre – Canopée

L'objectif de l'essai est de déterminer, par l'entremise d'une étude de cas sur l'arrondissement montréalais Rosemont-La Petite-Patrie, dans quelle mesure la forestation urbaine comme stratégie de lutte aux îlots de chaleur peut constituer une opportunité économique pour une société.

La problématique des îlots de chaleur urbains est grandement attribuable à la perte des espaces verts en milieu urbain au profit de la minéralisation de l'espace. Le verdissement urbain constitue une solution d'avant-plan qui, en plus de minimiser les externalités négatives du réchauffement, comporte des avantages qui vont au-delà de la résolution de la problématique d'îlots de chaleur urbains. Même si la forestation urbaine revêt à priori un volet purement biophysique, l'analyse démontre le lien très étroit qui relie les services environnementaux qu'offrent les arbres à des bénéfices sociaux et économiques. À titre d'exemple, ils régulent les microclimats et permettent de réduire la consommation d'énergie en plus d'augmenter le confort thermique. La séquestration de polluants atmosphériques contribue à la réduction des taux de mortalité et de morbidité et donc des coûts de santé. Les arbres permettent aussi la rétention des eaux de pluie et ce faisant, minimise les quantités d'eau à traiter à l'usine d'épuration. Enfin, la présence de végétation ajoute une composante esthétique au territoire qui influe sur la fréquentation commerciale et sur la valeur foncière des bâtiments. Des études économiques sur les forêts urbaines permettant de quantifier la valeur de chacun de ces services, sont reprises pour extrapoler les résultats à la valeur potentielle du patrimoine arboricole public rosemontois. Grâce à l'inventaire de l'arrondissement, une estimation des bienfaits économiques a été réalisée en internalisant les externalités positives précitées et mises en relation avec les coûts générés.

Les conclusions de l'analyse permettent de confirmer que la forêt urbaine publique actuelle de l'arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie constitue une valeur ajoutée à raison de près de 2,5 millions de bénéfices nets pour l'année de référence 2011, soit 5,6 fois plus de bénéfices que de coûts. Une vaste opération de verdissement de 26 500 arbres permettrait à son tour un retour sur investissement rentable en 26 ans. En tenant compte de la valeur ajoutée que la forêt urbaine actuelle prendrait avec les années, les surplus serviraient à compenser pour les coûts élevés de départ de l'opération de verdissement et le retour sur investissement commencerait donc à la 8^e année. Au bout de 45 ans, le flux cumulé net actualisé atteint les 14,6 millions pour le plan arboricole pris individuellement. C'est 1,18 fois plus de bénéfices que les projections du statut quo. Cela représenterait 325 000 \$ de bénéfices nets annuels supplémentaires entre 0 et 45 ans. Face à ces résultats rentables, il est recommandé de veiller à la conservation des acquis forestiers mais aussi de maximiser les projets de verdissement, en faisant intervenir plusieurs parties prenantes sachant que les avantages économiques se ressentent à différents paliers, qu'il soit au niveau du citoyen, à l'échelle de l'arrondissement, de la Ville ou du gouvernement.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon amie Noémie Bélanger, qui pendant la rédaction de mon essai, était Agente de projet en développement durable à l'arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie et a pu me donner de précieux renseignements qui figurent au cœur de la recherche. Je la remercie pour la générosité de son temps et pour sa patience.

J'aimerais aussi remercier divers intervenants qui ont pris le temps de répondre à mes nombreuses questions, entre autres Daniel Desjardins, chef de la division arboriculture à la Direction des grands parcs et du verdissement de la Ville de Montréal, Marie-Claude Boyce, conseillère en planification à la même division, Marie Choquette, agente technique en horticulture et arboriculture à l'arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie et Simon Hamel à la Division opération à l'usine d'épuration de la Ville de Montréal. Je remercie aussi tous les employés de *I-Tree* qui ont répondu très efficacement à mes questions. Bruno Chicoine de l'organisme Arbres Canada a su également me diriger vers les bonnes informations suite à mes nombreux questionnements. Je remercie aussi M. Pierre Jutras, qui m'a fourni des informations privilégiées issues de sa thèse.

Je tiens également à souligner le support très serré que m'a offert le directeur de mon essai, Yves Bourassa, qui a su se montrer disponible, a fait preuve de souplesse dans la remise des livrables et m'a donné de précieux conseils en commentant généreusement mes parties préliminaires. Au niveau davantage administratif, Judith Vien, conseillère pédagogique au Centre universitaire de formation en environnement, a toujours répondu très rapidement et clairement à mes interrogations et je la remercie elle aussi. Au niveau linguistique, ma grande sœur Sara, PhD en littérature, a corrigé mon essai et je lui en suis très reconnaissante.

Enfin, sur une note un peu plus personnelle, j'aimerais remercier mon merveilleux fils de 3 ans, Loïc, qui est né alors que j'entamais tout juste le programme de maîtrise et qui a dû se contenter parfois lors des fins de session, d'une maman très absorbée et occupée par ses études. Je lui dédie cet essai.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. PROBLÉMATIQUE DES ILOTS DE CHALEUR URBAINS	4
1.1 Phénomène d’îlot de chaleur.....	4
1.2 Causes	6
1.2.1 Facteurs naturels	7
1.2.2 Facteurs anthropiques	7
1.3 Conséquences	9
1.3.1 Impacts sur la qualité de l’air	10
1.3.2 Impacts sur la consommation d’énergie	10
1.3.3 Impacts sur la gestion des eaux pluviales	11
1.4 Stratégies d’atténuation de la problématique.....	12
2. STRATÉGIE RETENUE: VÉGÉTALISATION URBAINE ACCRUE	18
2.1 Bilan des îlots de chaleur et du couvert forestier urbain de Montréal	18
2.2 Étude de cas d’un arrondissement montréalais.....	22
3. BÉNÉFICES ENVIRONNEMENTAUX ET SOCIO-ÉCONOMIQUES	25
3.1 Régulation des températures et les bénéfices socio-économiques associés	25
3.1.1 Impact sur la consommation énergétique.....	28
3.1.2 Impact sur le confort thermique	31
3.2 Séquestration de poussière et de polluants atmosphériques	33
3.2.1 Impact de la qualité de l’air sur la santé	36
3.2.2 Lien entre maladies et pollution atmosphérique	39
3.2.3 Rôle de la végétation pour réduire les problèmes de santé et coûts associés	42
3.3 Capture du carbone par la végétation.....	44
3.4 Rétention des eaux pluviales	47
3.4.1 Corrélation entre ruissellement et minéralisation de l’espace	48
3.4.2 Valeur économique du service de rétention d’eau	51
3.5 Esthétisme de la végétation et répercussions socio-économiques	54
3.5.1 Augmentation des activités économiques	54
3.5.2 Augmentation de la valeur foncière	55
3.6 Récapitulation des bénéfices extrapolés pour l’arrondissement RPP	57
4. VALEUR ACTUELLE DE LA FORÊT URBAINE DU CAS À L’ÉTUDE	59
4.1 Méthodologie pour l’attribution d’une valeur économique	59
4.2 Comparaison des coûts et bénéfices.....	60
4.3 Exemples d’études sur l’étalement des coûts-bénéfices de forêts urbaines	63
5. PROJECTION ÉCONOMIQUE D’UN SCÉNARIO SIMULANT UNE VÉGÉTATION ACCRUE	66
5.1 Méthodologie pour la création du scénario	66

5.1.1 Critères pour déterminer le nombre d'arbres.....	67
5.1.2 Critères pour le choix d'espèces.....	68
5.1.3 Critères pour le taux de croissance annuel des espèces.....	69
5.2 Analyse économique évolutive du scénario de base et politique sur 45 ans	70
5.2.1 Valeur des bénéfices du scénario de base et politique sur 45 ans	70
5.2.2 Ventilation des coûts selon les années	71
5.2.3 Valeur actualisée nette	73
5.2.4 Flux monétaires des coûts-bénéfices du scénario politique en lien avec le scénario de base .	73
6. RECOMMANDATIONS	79
6.1 Crédibilité de la tendance économique des résultats	79
6.2 Quelques réserves et nuances	79
6.3 Recensement détaillé de la forêt urbaine	80
6.4 Analyses coûts-bénéfices selon les parties prenantes	81
6.5 Possibilité de rassembler plusieurs investissements en un seul plus vaste	82
CONCLUSION.....	84
RÉFÉRENCES	86
BIBLIOGRAPHIE	96
ANNEXE 1 – MÉTHODOLOGIE POUR DÉTERMINER LES INTRANTS.....	99
ANNEXE 2 – RÉSULTATS DES BÉNÉFICES ÉCONOMIQUES DES DEUX SCÉNARIOS	102
ANNEXE 3 – COÛTS D'UN ARBRE POUR LES 3 PREMIÈRES ANNÉES DE PLANTATION.....	103
ANNEXE 4 – STRATÉGIES POUR DILUER LES COÛTS ET RESPONSABILITÉS	104

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 : Températures de surface et atmosphérique selon le type de développement	4
Figure 1.2 : Carte thermique de la région de Montréal, 11 août, 2001	5
Figure 1.3 : Températures de surface d'un secteur de Montréal	6
Figure 1.4 : Boucle d'amplification des îlots de chaleur urbains (ICU).....	9
Figure 1.5 : Augmentation de la demande énergétique à mesure que la température augmente	11
Figure 1.6 : Mesures incitatives au transport alternatif et effets sur les dimensions du DD	13
Figure 1.7 : Toitures blanches et effets sur les dimensions du DD.....	13
Figure 1.8 : Verdissement urbain et effets sur les dimensions du DD	14
Figure 1.9 : Comparaison entre 3 mesures d'atténuation des ICU et leurs effets sur le DD	15
Figure 1.10 : Température du gradient thermique au sol selon l'indice de végétation	16
Figure 2.1 : Pourcentage d'occupation par le cadre bâti et les boisés dans la région montréalaise	18
Figure 2.2 : Évolution de la végétation sur le territoire de la CMM entre 1984 et 2005.....	19
Figure 2.3 : Évolution thermique du territoire de la CMM entre 1984 et 2005	20
Figure 2.4 : Végétation sur le territoire de la CMM (juin 2005)	21
Figure 2.5 : Les îlots de chaleur sur le territoire de la CMM entre 1984 et 2005	21
Figure 2.6 : Proportion des superficies d'îlots de chaleur selon les arrondissements	22
Figure 2.7 : Identification des îlots de chaleur et des îlots de fraîcheur à RPP	23
Figure 3.1 : Température ambiante à proximité du parc Lafontaine	27
Figure 3.2 : Emplacement de la végétation et la balance thermique d'un bâtiment	28
Figure 3.3 : Influence de la végétation sur la consommation énergétique des bâtiments	30
Figure 3.4 : Plages de confort thermique selon la température et l'humidité.....	32
Figure 3.5 : Niveau de particules dans une rue bordée d'arbres et une rue sans arbres	35
Figure 3.6 : Indice de la qualité de l'air à Montréal en 2010	38
Figure 3.7 : Effets cardiaques et respiratoires associés à la pollution urbaine	38
Figure 3.8 : Incidence de la mortalité cardiovasculaire selon le niveau d'exposition à la végétation	42
Figure 3.9 : Schéma des différents cheminements de l'eau en présence d'un arbre	47
Figure 3.10 : Cheminements de l'eau selon le taux d'imperméabilisation de l'espace.....	49
Figure 3.11 : Ruissellement selon l'imperméabilisation du bassin versant	49
Figure 3.12 : Pourcentage moyen et écart type d'imperméabilisation selon le site urbain	50
Figure 3.13 : Ruissellement avant et après l'imperméabilisation des surfaces	51
Figure 3.14 : Effet sur leur valeur foncière de la distance des propriétés à un parc boisé d'Helsinki.....	56
Figure 4.1 : Rapport coûts-bénéfices de 5 forêts urbaines des États-Unis.....	62
Figure 4.2 : Répartition des coûts et bénéfices d'une vaste plantation d'arbres selon le temps	64
Figure 4.3 : Ratio du rapport coût-bénéfice selon le temps et la localisation de la plantation	65
Figure 5.1 : Bénéfices bruts du scénario politique, de base et la différence entre les deux	71

Tableau 3.1 : Énumération des malaises et maladies reliés à la pollution atmosphérique	39
Tableau 3.2 : Valeur attribuée au principaux polluants de l'air (\$ CAN 2011)	44
Tableau 3.3 : Facteurs influençant le captage du carbone par les arbres	45
Tableau 3.4 : Niveau de ruissellement et d'infiltration selon l'imperméabilisation au Québec	48
Tableau 3.5 : Bénéfices extrapolés aux arbres publics de l'arrondissement RPP	57
Tableau 4.1 : Total des bénéfices annuels des arbres publics de l'Arrondissement RPP	61
Tableau 4.2 : Comparaison entre les résultats d'extrapolation et les résultats de modélisation	62
Tableau 5.1 : Accroissement annuel du DHP selon différentes espèces	69
Tableau 5.2 : Bénéfices bruts du scénario politique et de base selon le temps	71
Tableau 5.3 : Flux monétaires actualisés nets du scénario politique	74
Tableau 5.4 : Flux monétaires actualisés nets de l'analyse de rentabilité du scénario de base	75
Tableau 5.5 : La valeur du scénario de verdissement selon la différence entre les flux monétaires	76
Tableau 5.6 : Coefficient de la valeur ajoutée du scénario politique par rapport au scénario de base	77

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

AVC	Accident vasculaire cérébral
AQESSS	Association québécoise d'établissements de santé et de services sociaux
CAN (\$)	Dollars canadien
CAD	<i>Canadian Dollar</i>
CO	Monoxyde de carbone
CO ₂	Dioxyde de carbone
COV	Composés organiques volatils
CHSLD	Centre d'hébergement et de soins de longue durée
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CRE	Conseil régional de l'environnement
CSC	Coût social du carbone
CSSS	Centre de santé et de services sociaux
DD	Développement durable
DHP	Diamètre du tronc à hauteur de poitrine
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
GJ	Gigajoule
ICRA	<i>International Centre for development oriented Research in Agriculture</i>
ICU	Ilot de chaleur urbain
IFU	Ilot de fraîcheur urbain
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IPC	Indice des prix à la consommation
kWh	Kilowattheure
MAMROT	Ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MTL	Montréal
mWh	Mégawattheure
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NO ₂	Dioxyde d'azote
NO _x	Oxyde nitreux
O ₃	Ozone
OFME	Observatoire de la Forêt Méditerranéenne
PM	<i>Particulate matters</i> ou matière particulaire
PM _{0,1}	Particules ultrafines de moins de 0,1 micron
PM _{2,5}	Particules ultrafines de moins de 2,5 microns
PM ₁₀	Particules ultrafines de moins de 10 microns

ppb	Partie par milliard
ppm	Partie par million
RPP	Rosemont-La Petite-Patrie
RSQA	Réseau de surveillance de la qualité de l'air
SO ₂	Dioxyde de soufre
UCLA	<i>University of California, Los Angeles</i>
µg	Microgramme
US	<i>United States</i>
USD	<i>United States Dollar</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
VAN	Valeur actualisée nette

LEXIQUE

Canopée	Superficie de la cime des arbres sur un territoire, soit la portion des branches et des feuilles des arbres appelée « couronne foliaire ». Le rapport entre la projection au sol des couronnes foliaires des arbres de plus de 3 mètres de hauteur et la surface totale d'un territoire donne l'indice de canopée (Ville de Montréal, s.d.a).
Cadre bâti	Ensemble construit sur un territoire donné, dans un espace déterminé (Ville de Montréal, s.d.a).
Crue éclair	Crue de courte durée et de montée brusque avec un débit de pointe relativement élevé, causée généralement par une forte pluie sur une petite superficie (Boucher et Fontaine, 2010).
Diamètre du tronc à hauteur de poitrine	Mesure standard du diamètre du tronc d'un arbre dont la mesure se fait à 1,3 m du sol (Wikipedia, 2012).
Ilots de chaleur urbains	Zones urbanisées, caractérisées par des températures estivales plus élevées que l'environnement immédiat avec des différences qui varient selon les auteurs de 5 à 10°C (Cavayas et Baudouin, 2008).
Minéralisation	Surfaces recouvertes par des matériaux imperméables (Cavayas et Baudouin, 2008).
Morbidité	La morbidité d'une population se définit comme étant le nombre de personnes malades ou le nombre de cas de maladies dans une population déterminée, à un moment donné. On distingue plusieurs types de morbidité, exemples : morbidité diagnostiquée, ressentie, infra-clinique (Ministère des Affaires sociales et de la Santé, 2009).
Mur aveugle	Mur qui n'est pas bordé de la végétation (Kingsbury et Dunnet, 2008 dans Giguère, 2009).
Smog	Le smog est un mélange de polluants atmosphériques qui peut être souvent observé sous forme d'une brume jaunâtre qui limite la visibilité dans l'atmosphère. Les particules fines et l'ozone en sont deux constituants importants (MDDEP, 2002).
Surface terrière	Surface (ou aire) de la section transversale du tronc d'un arbre à 1,30 m de hauteur, elle se calcule avec la formule πr^2 (OFME, s.d.).
Surverse	Évacuation de l'eau usée sans traitement, dans l'environnement, suite à un trop-plein d'eau pour éviter un débordement (Bernier, 2011).
Valeur actualisée nette	Technique comptable qui permet de comparer l'investissement d'un montant dans un projet au placement bancaire de ce même montant, en tenant compte des étalements différents dans le temps des flux monétaires futurs positifs et négatifs (Genest et Nguyen, 2002).
Zone blanche	Terrain forestier constructible prévu pour une mise en valeur (Linternaute, s.d.).
πr^2	Formule pour obtenir la mesure de l'aire d'un cercle (utile pour obtenir la surface terrière)

INTRODUCTION

À l'ère des changements climatiques et de l'expansion des villes, les ilots de chaleur urbains risquent de croître en nombre et en intensité. La Direction de la santé publique de Montréal s'inquiète du fait que le nombre de jours dont la température excédera 35°C est estimé quadrupler avant la fin de la première moitié du siècle (Guay et Baudouin, 2005). Pour faire face à cet enjeu relativement récent dans l'esprit des intervenants du territoire, la Ville de Montréal place la lutte aux ilots de chaleur comme priorité dans son premier plan stratégique de développement durable 2010-2015 où les arrondissements sont invités à créer leur propre Plan local de développement durable (Anquez et Herlem, 2011).

L'avis de nombreux spécialistes converge à l'effet que la principale cause de ce phénomène thermique est la perte de la nature en ville au profit de l'urbanisation et de la minéralisation du territoire. Il existe d'ailleurs un consensus scientifique par rapport aux efforts de végétalisation de l'espace urbain qui permettent d'atténuer cette problématique en plus de contribuer à générer une foule de bénéfices environnementaux, sociaux et économiques. Ces derniers laissent envisager une potentielle opportunité économique à investir dans cette voie. Considérant le fait que les moyens financiers publics sont limités, il importe de bien cibler les priorités d'investissements.

L'objectif principal de l'essai est d'estimer la valeur économique d'une forêt urbaine et d'établir si des mesures de reforestation comme stratégie d'atténuation des ilots de chaleur peuvent offrir une rentabilité économique et constituer un moteur d'action des collectivités. En sachant concrètement comment se traduisent les retombées au même titre que les coûts en fonction du temps, un meilleur portrait des avantages par rapport aux inconvénients qui peuvent émerger et permettre possiblement un repositionnement plus juste de l'urbanisme végétal dans l'échelle des priorités d'action. Ainsi, il sera question de déterminer si une mesure de lutte à une problématique urbaine peut constituer un projet rentable à part entière.

Afin de s'assurer de la pertinence du contenu de l'essai, il a fallu procéder à un tri préalable de l'information trouvée dans la littérature. Dans un premier temps, l'information devait provenir de sources crédibles, soit d'auteurs ou d'organisations ayant un certain rayonnement ou une renommée dans leur domaine respectif. Par exemple, les titres de professionnels accomplis, de scientifiques, de chercheurs, de docteurs, d'universitaires ou de spécialistes en lien avec le thème abordé, permettaient de témoigner de la relative crédibilité de la source. La réputation, la reconnaissance ou l'établissement depuis de nombreuses années d'une organisation pour un domaine précis permettait également l'utilisation de documents publiés par ces derniers. Dans un deuxième temps, il fallait également que le contenu de chacune de sources jugées crédibles démontre une impartialité dans le contenu, une objectivité, un certain niveau de détail et de nuances dans l'analyse. Ainsi, l'information provenant d'une source qui répondait à l'ensemble de ses critères était jugée recevable. Une attention spéciale a également été

accordée à l'année de publication des documents de manière à ce qu'elle soit la plus récente possible, hormis pour les thématiques dont le facteur temps n'avait pas d'impact sur la pertinence du contenu (informations biophysiques). Chacune des sections dans la présente analyse devait contenir plusieurs sources différentes et diversifiées pour chaque thématique abordée afin de garantir un contenu reconnu par les pairs, une certaine représentativité et pour permettre de nuancer l'information. Finalement, mon esprit critique, ma logique et ma rigueur ont contribué à garantir le choix d'informations crédibles.

Le présent essai se scinde en 6 parties. Le premier chapitre expose la problématique des îlots de chaleurs urbains, le phénomène, les causes et les principales mesures d'atténuation. Le second chapitre décrit partiellement chacune de ces stratégies selon leurs influences respectives sur les trois dimensions du développement durable (DD) pour n'en retenir qu'une à approfondir pour la présente étude. L'approche de la forestation urbaine est retenue et mise en relation avec le phénomène d'îlot de chaleur dans le contexte montréalais et plus particulièrement pour l'arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie qui sera utilisé en tant qu'étude de cas. Le chapitre 3 présente les bénéfices variés des arbres en démontrant le lien étroit qui unit les services environnementaux aux bénéfices sociaux et économiques. En premier lieu, il y a une description du phénomène de régulation des températures qui lui engendre une réduction des économies d'énergie et une augmentation du confort thermique. Les arbres contribuent également à la séquestration des polluants atmosphériques, jouant un rôle prépondérant sur la diminution des niveaux de mortalité et de morbidité et donc des coûts de santé. Le rôle de rétention des eaux de pluie de la végétation permet pour sa part de réduire les coûts de gestion des eaux. Enfin, l'esthétisme que procure la végétation influence la valeur foncière des habitations et l'activité commerciale. Les résultats d'études économiques sur la valeur des services environnementaux et sociaux de la forêt urbaine sont réutilisés pour extrapoler sur ce que les arbres publics, par l'entremise de l'inventaire arboricole de l'arrondissement RPP, pourraient valoir en terme économique pour chacun des thèmes ci-haut. Le 4^e chapitre utilise une seconde approche pour déterminer la valeur économique de la forêt urbaine publique actuelle en se servant des données de l'inventaire pour modélisation. Les deux méthodes sont ensuite comparées. Le chapitre suivant comprend une comparaison coûts-bénéfices d'une opération fictive de plantation d'arbres, échelonnée sur 45 ans, pour être en mesure de déterminer si un retour sur investissement peut être envisageable et si c'est le cas, à quelle période.

Les recommandations suivent et présentent la manière d'interpréter les résultats économiques et comment il pourrait être possible de les bonifier dans le futur. Ce chapitre expose les forces et les limitations de l'étude qui conduisent à la proposition de différentes stratégies. L'une des mesures préconisées est de recenser davantage d'informations concernant la forêt urbaine afin d'être en mesure de mieux protéger les acquis. D'autres suggestions concernent les manières de diminuer la charge des coûts publics pour les opérations de verdissement, afin d'atteindre une rentabilité plus rapide que celle estimée et à stimuler du même coup la prise en charge citoyenne. Enfin, l'essai se conclut en présentant

un retour sur les résultats, sur les objectifs, tout en dégagant la pertinence de saisir les opportunités économiques issues de projets variés de verdissement urbain.

1. PROBLÉMATIQUE DES ILOTS DE CHALEUR URBAINS

D'entrée de jeu, le premier chapitre permet de définir le phénomène d'îlot de chaleur urbain, de cibler ses causes, ses conséquences et les mesures d'atténuation possibles dans le contexte montréalais.

1.1 Phénomène d'îlot de chaleur

Un îlot de chaleur est une zone urbanisée dont les températures moyennes sont significativement plus élevées généralement de 5 à 10 °C par rapport aux secteurs limitrophes (Guay et Baudouin, 2005). La variation de température s'observe à échelle locale, donc sur de courtes distances (Anquez et Herlem, 2011). Or, il demeure que des variations de température importantes peuvent être marquées, à plus grande échelle, entre différents types de lotissement notamment une ville par opposition à une banlieue ou une ruralité. À ce titre, la figure 1.1 présente le fait que le phénomène de réchauffement global tend à être plus important au sein d'une grande ville et plus on s'en éloigne, plus la température décroît. Toutefois, il est possible de retrouver un îlot de chaleur dans une ruralité également, mais le phénomène y est moins fréquent et moins intense que dans une ville.

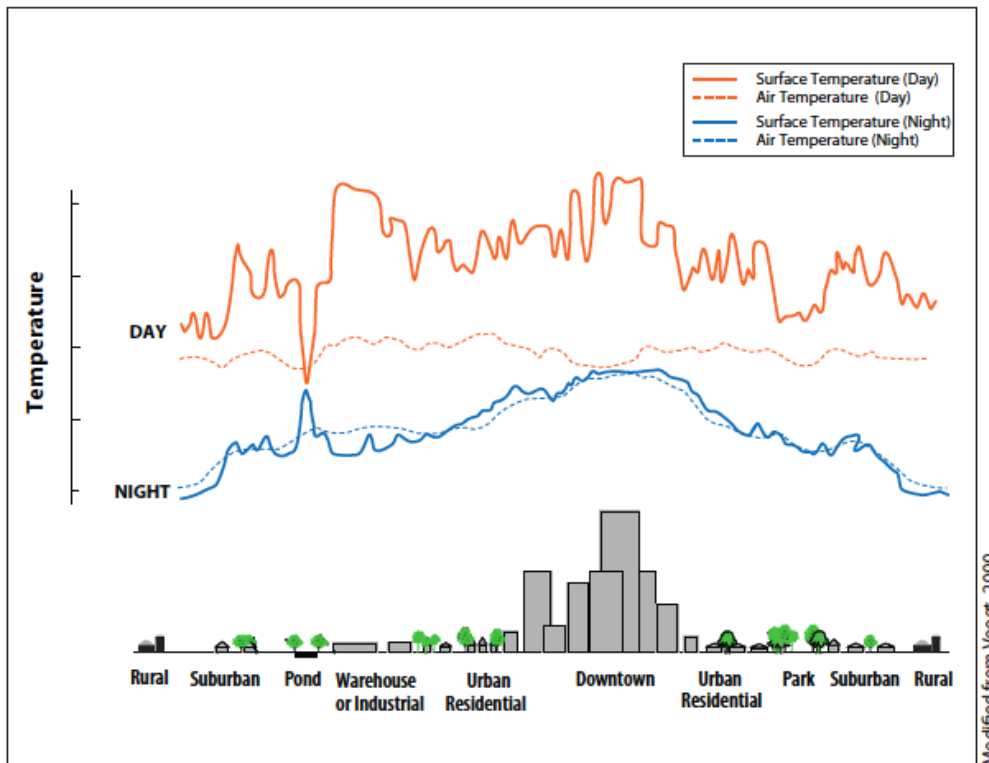


Figure 1.1 : Températures de surface et atmosphérique selon le type de développement (Tiré de : Wong, s.d.a, p. 4)

La figure 1.2, quant à elle, permet de représenter les grands écarts thermiques de la région de Montréal par un gradient de couleur. Les zones les plus chaudes sont représentées en rouge, soit prioritairement

dans ce cas-ci les quartiers centraux, les zones industrielles d'Anjou et de Ville St-Laurent ainsi que l'axe de l'autoroute 40. La température tend à diminuer en dehors de l'île de Montréal avec la banlieue représentée majoritairement en orange, vient ensuite les secteurs ruraux en jaune et finalement, les zones végétalisées et cours d'eau en vert ou bleu, étant les secteurs dont la température est la plus faible. À cet effet, plus on s'éloigne de la ville de Montréal et de la zone périurbaine, plus s'accroît la superficie représentée en vert ou bleu. Quelques exceptions figurent à l'intérieur de l'île, notamment le parc du Mont-Royal et les autres secteurs boisés représentés en vert (Guay et Baudouin, 2005).

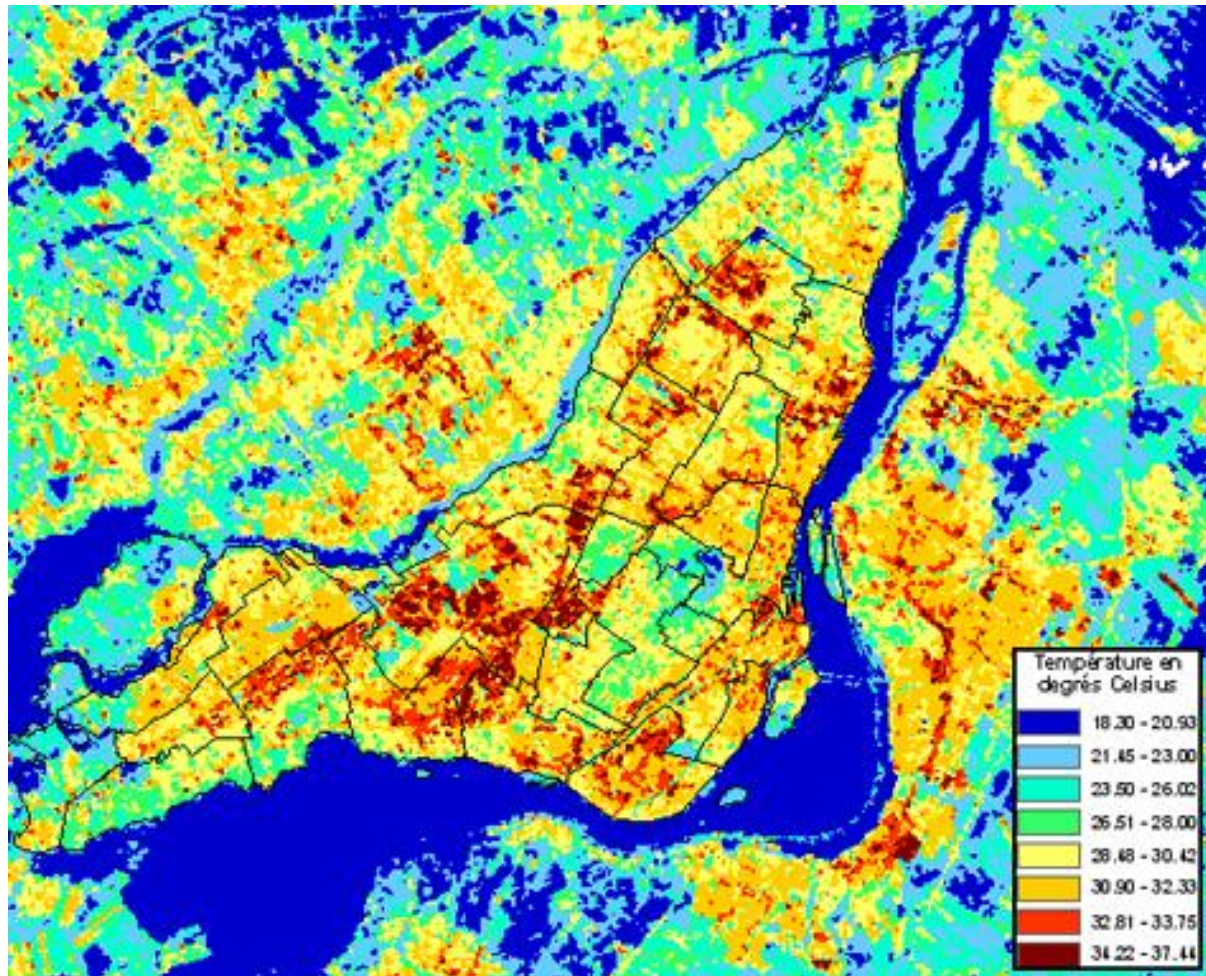


Figure 1.2 : Carte thermique de la région de Montréal, 11 août, 2001
(Tiré de : Guay et Baudouin, 2005, p.8)

Il demeure toutefois que l'îlot de chaleur est perceptible à plus petite échelle. À titre d'exemple, l'image satellite 1.3 ci-dessous (imagerie Landsat-5, bande 6, 2005) illustre bien des écarts thermiques importants au sein d'un petit territoire qui témoignent de la présence d'îlots de chaleur. En effet, la zone végétalisée au bas de l'image, encerclée en vert, représente une partie du Mont-Royal à Montréal dont la température affichait 21,8°C pendant que dans un secteur bâti, encerclé en rouge, près de l'avenue Mont-Royal, une température de 33,5°C était enregistrée soit une différence de 12°C en l'espace d'un km.

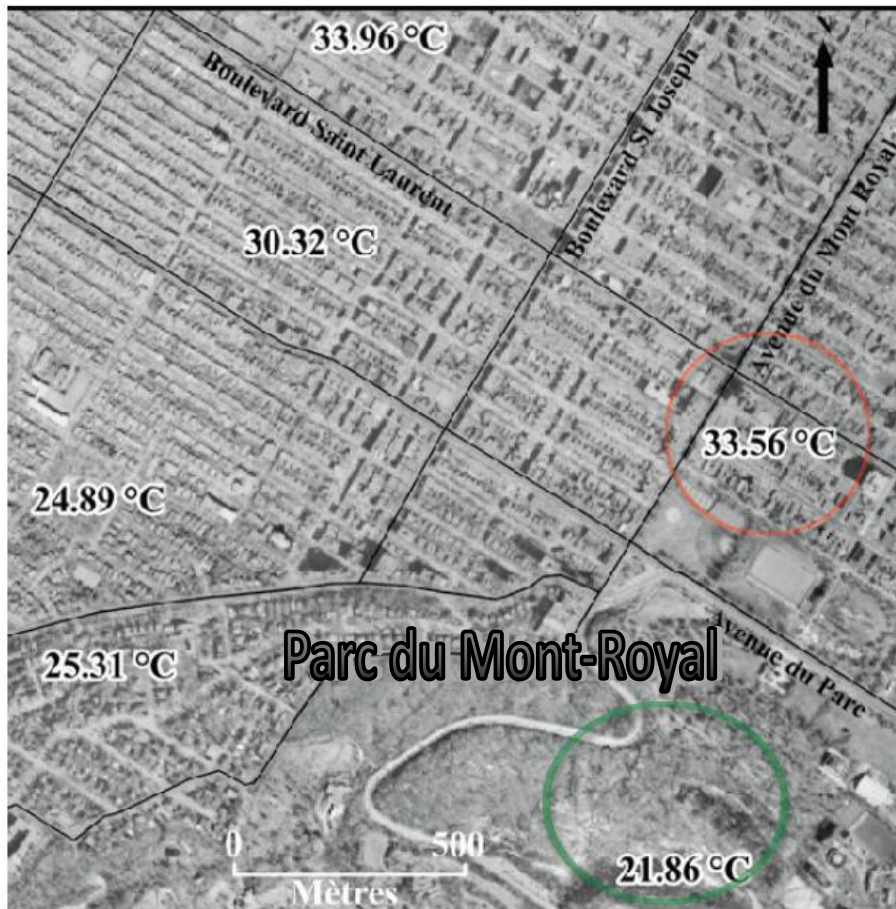


Figure 1.3 : Températures de surface d'un secteur de Montréal
 (Inspiré de : Cavayas et Baudoin, 2008, p. 48)

1.2 Causes

Plusieurs pourraient être portés à croire que le contexte climatique de réchauffement planétaire serait un facteur déterminant dans la formation d'îlots de chaleur. Bien qu'il soit reconnu que le phénomène global peut certainement contribuer à accentuer la fréquence et l'intensité des épisodes de chaleur locaux, il n'en est toutefois pas la cause directe (Giguère, 2009). En effet, les deux phénomènes, l'un local et l'autre global, ont justement des causes communes et peuvent contribuer à accentuer les conséquences de l'un et de l'autre. Mais alors que les changements climatiques engendrent des effets globaux et diffus d'ordre météorologique, les villes, elles, créent des microclimats dont les conséquences demeurent plutôt localisées (Reeves, 2011). Or, le réchauffement climatique sans nécessairement contribuer à creuser les écarts thermiques locaux, pourra certainement jouer un rôle dans l'exacerbation des conséquences néfastes des îlots de chaleur. D'ailleurs, les chiffres de la *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) démontrent que 9 des 10 années les plus chaudes au niveau mondial ont été enregistrées dans les années 2000 (Giguère, 2012). De plus, une hausse du nombre, de l'intensité et de la durée des vagues de chaleur s'observera dans plusieurs villes d'Amérique du Nord. Au Québec, les températures

moyennes augmenteront de 2 à 3 degrés Celsius en été d'ici la fin du présent siècle selon le consortium en climatologie Ouranos (Giguère et Gosselin, 2006). Depuis plusieurs années, une progression des ilots de chaleur est observée sur le territoire de Montréal et la problématique risque de devenir d'autant plus préoccupante selon plusieurs spécialistes (Cavayas et Baudouin, 2008). En effet, la Direction de la santé publique de Montréal s'inquiète du fait que le nombre de jours dont la température excédera 35°C est estimé passer de 10 à 46 au courant de la première moitié du siècle (Guay et Baudouin, 2005). Si bien que les zones désignées comme ilots de chaleur risquent de devenir encore plus problématiques compte tenu de la hausse globale de la température ressentie. Les paragraphes suivants décrivent les causes des ilots de chaleur d'ordre naturel et anthropique.

1.2.1 Facteurs naturels

Les facteurs naturels qui influent sur la formation des ilots de chaleur se décomposent en deux catégories, soit la variabilité climatique et géographique. La variabilité climatique intègre les différences de température inhérentes aux saisons, au niveau d'ensoleillement et à la vitesse du vent. La variabilité géographique quant à elle tient compte des différences de relief et de l'exposition sud par opposition au nord qui influent également sur les températures (Anquez et Herlem, 2011). Cela dit, si ce n'était que des causes naturelles, le terme îlot de chaleur n'aurait probablement jamais vu le jour étant donné l'influence minimale qu'ont ces facteurs sur les grands écarts thermiques locaux (Ib.). Si bien que ce sont plutôt les facteurs anthropiques qui seront analysés compte tenu de leur niveau d'influence sur la formation des ilots de chaleur et aussi de la possibilité de les contrôler, contrairement aux facteurs naturels.

1.2.2 Facteurs anthropiques

Le premier type de facteur anthropique est de nature morphologique. En effet, la prédominance du milieu bâti dans l'espace urbain influence grandement la formation des ilots de chaleur (Guay et Baudouin, 2005). De même, la perte progressive du couvert végétal au profit de la surface construite accentue le phénomène de réchauffement (Anquez et Herlem, 2011). À Montréal, c'est 4/5 de la surface qui est construite ou asphaltée (Vergriete et Labrecque, 2007).

L'influence de la morphologie du paysage sur le réchauffement s'explique en partie par les différences de niveau d'albédo entre divers types de surfaces, qu'elles soient construites ou naturelles. La valeur d'albédo se définit comme étant le niveau de capacité réflexive de la chaleur du rayonnement solaire (Anquez et Herlem, 2011). Il s'agit d'une valeur comprise entre 0 et 1 : 0 étant la valeur d'albédo la plus faible et 1 étant la plus élevée. Plus un matériau reflète les rayons, moins il accumulera la chaleur et plus sa valeur d'albédo se rapprochera de 1. La plupart des surfaces en milieu bâti notamment les chaussées, les toitures et les murs sont composées de matériaux à albédo faible dont la couleur est plutôt foncée. Elles absorbent une grande quantité de chaleur le jour et la libèrent dans le milieu ambiant la nuit,

contribuant ainsi à la formation d'îlots de chaleur urbains. Plus la couleur du matériau est foncée (ex. asphalté), moins la capacité réflexive sera élevée et plus il emmagasinerait et générerait de la chaleur. Si bien que la nuit ne suffirait plus à refroidir l'air avant le jour suivant qui amènerait à son tour son lot de chaleur par le rayonnement solaire, contribuant ainsi à exacerber le cercle vicieux du réchauffement. À l'inverse, un matériau à albédo élevé, notamment une toiture blanche, réfléchit instantanément le rayonnement solaire, ce qui permet d'éviter d'emmagasiner de la lumière potentielle, qui elle sera alors dissipée sous forme de chaleur dans le milieu ambiant (Anquez et Herlem, 2011).

Les espaces naturels quant à eux ont généralement un taux d'albédo relativement faible, mais à l'inverse de l'asphalte, ils ne participent pas au réchauffement de l'air, et ce, même si la section feuillue des arbres, c'est-à-dire la canopée, capte entre 60 et 98 % de l'énergie solaire (Nature-Québec, 2012). Cela s'explique par le fait que la chaleur absorbée est aussitôt libérée par l'évapotranspiration de la plante qui elle, permet de refroidir l'air local par opposition aux espaces minéralisés qui n'ont pas cette capacité rafraichissante, qu'ils soient noirs ou blancs (Santé Canada, 2010 ; Guay et Baudouin, 2005). En d'autres termes, à l'inverse des surfaces bâties foncées, les rayons solaires absorbés par la végétation ne sont pas libérés sous forme de chaleur brute, mais provoquent plutôt la transpiration de la plante, qui permet de refroidir l'air ambiant. D'ailleurs, la réflexion et les radiations issues des surfaces à albédo faible telles que les espaces minéralisés sont partiellement interceptées par la végétation, renforçant ainsi le rôle déjà rafraichissant des espaces verts (Johnston and Newton, 2004). À titre d'exemple, il existe un écart thermique significatif entre un toit vert, un toit blanc et un toit de bitume. Lors d'une journée dont le thermomètre atteint 35°C, le toit conventionnel, en absorbant la chaleur, atteindra jusqu'à 70°C, un toit blanc quant à lui, en évitant d'emmagasiner les rayons solaires, aura une température plus ou moins équivalente à celle ambiante, tandis que le toit végétal aura une température de 25°C et permettra donc de rafraichir l'habitation par une différence d'environ 5°C par rapport à la température ambiante (Liu, 2002 dans Fernandez et Deshaies, 2011). Une autre étude de Fischetti (2008) démontre que pendant une journée dont le thermomètre atteint 26°C, un toit à albédo faible atteindra 80°C, un toit blanc à albédo élevé se chiffrera à 45°C tandis qu'un toit vert ne dépassera pas 29°C (Fischetti, 2008 dans Giguère, 2009). Non seulement un espace minéralisé est susceptible de produire de la chaleur, mais sa présence se conjugue généralement à la perte d'un milieu végétalisé et donc également des processus naturels rafraichissants associés. Or, un toit de bitume de couleur foncé qui serait substitué par un toit blanc verra son bilan thermique à la baisse. Selon la même logique, un milieu « vert » qui serait remplacé par un milieu bâti, même de couleur pâle, afficherait un bilan thermique à la hausse. La notion d'utilisation de départ d'un espace, dans une perspective de changement, devient alors déterminante dans la recherche de solution.

Le deuxième élément important conduisant à la formation d'îlots thermiques est la production de flux de chaleur par la consommation d'énergie. Cela s'observe principalement par la circulation routière, l'activité industrielle et la climatisation. En ce qui a trait aux véhicules, leur fonctionnement entraîne la combustion

du carburant, dont la résultante, le dioxyde de carbone (CO₂), génère de la chaleur. L'activité industrielle, pour sa part, est elle aussi très présente en milieu urbain et induit également un réchauffement de l'air par la grande consommation d'énergie nécessaire à la production. Enfin, la climatisation est un mécanisme qui, pour arriver à conserver un niveau de fraîcheur intérieure, doit expulser la chaleur vers l'extérieur de manière continue (Anquez et Herlem, 2011). D'ailleurs, plus il y a présence de chaleur, plus la climatisation est sollicitée en nombre et en intensité, dans les véhicules, les industries, les commerces, les lieux publics, mais également chez les particuliers, ce qui contribue à accentuer la problématique de réchauffement de l'air extérieur. La figure 1.4 illustre l'influence anthropique de la formation des îlots de chaleur (ICU) et le cercle vicieux qui est induit par la climatisation.

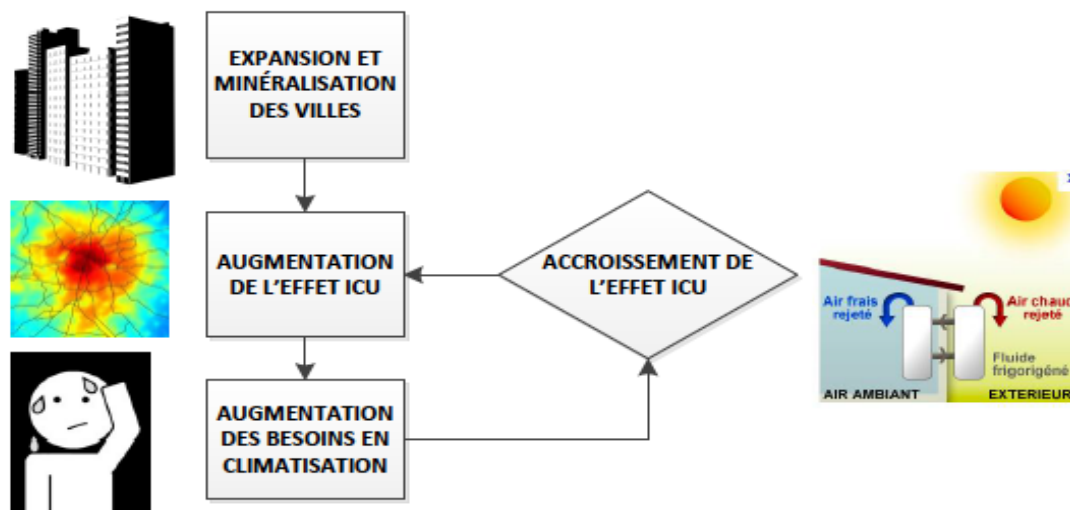


Figure 1.4 : Boucle d'amplification des îlots de chaleur urbains (ICU)
(Source d'information : Anquez et Herlem, 2011)

En analysant ces derniers facteurs anthropiques, force est de constater que l'urbanisation altère le milieu ambiant par le changement de la couverture des sols, par l'action sur les propriétés physicochimiques de l'atmosphère (création du smog) et par les émissions de polluants atmosphériques (Santé Canada, 2010). Ces effets, à priori de nature environnementale, ne sont pas sans conséquence sur les dimensions sociales et économiques.

1.3 Conséquences

Le phénomène d'îlot de chaleur engendre un lot de conséquences qui elles, ont des effets multiplicateurs sur les dimensions environnementales, sociales et économiques. En d'autres termes, une répercussion de nature environnementale ne peut être dissociée des externalités sociales ou économiques qu'elle amène. Ainsi, les impacts seront décrits de prime abord par leur influence sur un élément de l'environnement, qui lui, amène d'autres conséquences notamment sur les volets sociaux et économiques ou sur les activités humaines.

1.3.1 Impacts sur la qualité de l'air

Les îlots de chaleur contribuent à l'augmentation de la température atmosphérique, ce qui accentue par le fait même le phénomène du smog dont les épisodes sont plus fréquemment observés durant la saison estivale. En effet, une plus grande quantité de polluants participant à la formation du smog sont libérés en présence de chaleur. Il existe donc une « toxicité croisée entre la pollution et les îlots de chaleur » (Reeves, 2011, p. 82) qui fait que chacun d'eux accentue l'effet de l'autre. Plus précisément, la chaleur tend à favoriser la pénétration des particules fines dans les membranes pulmonaires et leur toxicité s'en trouve ainsi augmentée (Ib.). Les polluants, quant à eux, sont issus du secteur industriel et du transport par les émissions d'oxyde nitreux (NO_x), de particules fines et de composés organiques volatils (COV) produisant l'ozone troposphérique à l'origine du smog (Gaumont, 2007 ; Wong, s.d.a). Il a été recensé qu'à Montréal, en 2005, 66 journées affichaient une mauvaise qualité de l'air, principalement imputable au smog (Gaumont, 2007). Selon une étude de Akbari (s.d.), du *Heat Island Group*, 20 % de la concentration de smog dans les aires urbaines serait attribuable à l'effet « îlots de chaleur ». En d'autres termes, une grande quantité de smog pourrait être évitée par la seule élimination des îlots de chaleur, même avec des émissions équivalentes de polluants routiers et industriels (Ib.).

Cette problématique environnementale influe sur la qualité de vie en société. En effet, une fréquence accrue et intensifiée des épisodes de chaleur a pour effet de faire grimper les niveaux de mortalité et de morbidité de la population exposée à un stress thermique (Gaumont, 2007; Santé Canada, 2010). Dans la même veine, il existe un risque pour la santé publique du fait de l'intensification et de l'augmentation de la fréquence des vagues de chaleur (Giguère et Gosselin, 2006). Le stress thermique s'en ressent davantage chez les personnes atteintes de maladies chroniques, les sportifs et travailleurs extérieurs, les jeunes enfants, les personnes âgées, les gens isolés ou atteints de troubles mentaux (Giguère, 2009). Cela dit, l'impact de ce stress n'est pas nul non plus chez les gens faisant partie d'autres catégories, mais dans une moindre mesure. En plus des troubles environnementaux et sociaux que cela génère, les pertes économiques liées à la santé sont variées et incluent l'affluence à l'urgence, l'absentéisme au travail, les hospitalisations, la consommation accrue de pompes respiratoires, de médicaments ainsi que la perte d'efficacité dans les tâches quotidiennes (Drouin et autres, 2006).

1.3.2 Impacts sur la consommation d'énergie

Les îlots de chaleur induisent également une plus grande consommation d'énergie via l'utilisation des climatiseurs, qu'ils soient chez les particuliers, dans les commerces, les industries, les lieux publics ou dans les véhicules. La climatisation est un processus par lequel le refroidissement de l'air intérieur nécessite l'extraction de l'air chaud vers l'extérieur. Or, le réchauffement extérieur qui s'en suit contribue à accentuer davantage les besoins en climatisation ce qui en fait un cercle vicieux. À titre d'exemple, une montée du mercure de 2°C induite par les îlots de chaleur peut provoquer, à elle seule, 5 %

d'augmentation de la consommation énergétique (Anquez et Herlem, 2011). L'étude de Peck et al. est plus sévère et estime que chaque degré supplémentaire engendrerait une consommation d'énergie de 9 à 12,6 % plus grande pour la climatisation (Vergriete et Labrecque, 2007). Une étude de l'*Environmental Protection Agency* (EPA) quant à elle, estime que 5 à 10 % de la demande en énergie électrique est utilisée pour justement compenser les effets des îlots de chaleur (Wong, s.d.a). La figure 1.5 illustre bien la corrélation entre l'augmentation de la demande énergétique et l'augmentation de la température.

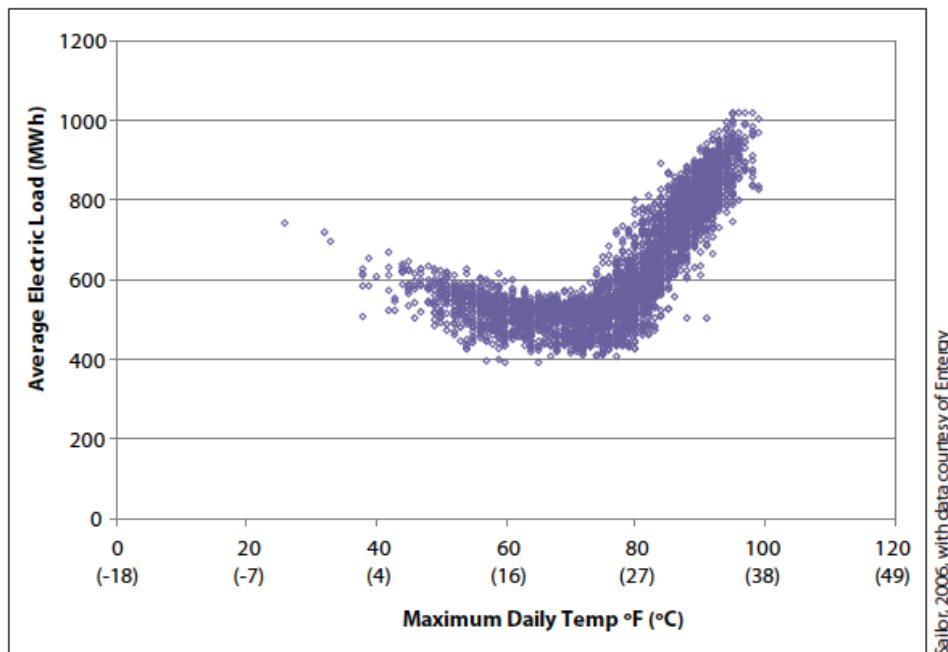


Figure 1.5 : Augmentation de la demande énergétique à mesure que la température augmente (Tiré de : Wong, s.d.a, p. 14)

D'autre part, selon l'Institut de la statistique du Québec, « la proportion de ménages québécois ayant un climatiseur à domicile a plus que doublée en quinze ans, passant de 15,2 % en 1993 à 36,4 % en 2005 » (Giguère, 2009, p.10). En définitive, cette augmentation de l'utilisation d'un climatiseur ne peut que stimuler davantage le cercle vicieux de la chaleur et de la climatisation.

1.3.3 Impacts sur la gestion des eaux pluviales

Généralement, plus un secteur est minéralisé, plus ses surfaces sont imperméables, le tout conduisant à l'évacuation rapide des eaux directement vers les égouts lors de précipitations. Ce phénomène empêche les processus rafraichissants des eaux d'opérer et d'influer sur la balance thermique des îlots de chaleur. Puisque la Ville de Montréal est reliée à 90 % de réseaux combinés d'égouts pluviaux et sanitaires, un effluent grandement dilué par la pluie coûte très cher à épurer, car cela implique un grand volume d'eau à traiter avec une plus grande consommation d'énergie associée (Gaumont, 2007). Hormis le coût de traitement important que le ruissellement implique, il existe aussi le risque environnemental relié au

déversement de « trop-plein » non épuré dans les cours d'eau naturels. Cela se produit lorsque le volume d'eau à traiter est trop important et menace d'encombrer le système. En moyenne, Montréal connaît 5 à 25 déversements sans traitement par année, mais le nombre a déjà grimpé à 81 en 2002 (Bernier, 2011). Ce phénomène de surverse expose d'ailleurs la Ville de Montréal à des risques légaux en vertu de la *Loi sur les pêches* qui interdit le rejet d'effluents polluants non traités dans la nature (Pêches et Océans Canada, 1985).

1.4 Stratégies d'atténuation de la problématique

Afin de pallier la problématique d'îlot de chaleur, diverses stratégies peuvent être envisagées soit en ciblant les causes anthropiques du problème en amont ou en résorbant les conséquences en aval. Plusieurs types de stratégies/solutions peuvent être déployées, mais nombreuses sont celles qui ne la préviennent pas, mais ne font que réagir à la problématique. À titre d'exemple, un plan d'urgence est développé par chaque Centre de Santé et de Services Sociaux (CSSS) pour réduire la chaleur des bâtiments lors d'épisodes de chaleur (Garant, 2010). Ce plan peut intégrer une panoplie de mesures, entre autres, augmenter l'accessibilité à l'achat d'un climatiseur par des subventions aux personnes plus à risque, inciter ces mêmes personnes à se déplacer dans des lieux publics climatisés lors d'inconfort, ajouter des espaces de jeux d'eau rafraichissants, améliorer l'accessibilité aux soins de santé, etc. (Giguère et Gosselin, 2006). Nonobstant l'importance de ces mesures d'appoint, il demeure qu'avec les connaissances actuelles sur l'enjeu, apporter des changements plus spécifiquement à la source du problème permettrait de réduire les ICU sans avoir à miser sur la capacité d'adaptation de la population à une telle problématique.

Pour cibler des solutions plus en amont, il importe d'analyser les diverses causes morphologiques ou énergétiques des ICU et de tenter d'apporter des changements à la source, qui permettront soit d'éliminer, de réduire ou de substituer les éléments, activités, technologies, matériaux participants à la formation d'îlots thermiques urbains. À titre d'exemple, la promotion du transport alternatif ou du transport actif, la substitution de toitures foncées pour des toitures blanches et les mesures de verdissement urbain sont parmi les stratégies d'atténuation des ICU les plus reconnues et les plus véhiculées (Giguère, 2009). Dans l'esprit d'atténuer les ICU le plus efficacement possible, il importe d'investir dans chacune des ces stratégies. En effet, au-delà de la fonction d'atténuer une problématique urbaine, chacune des stratégies proposées offrent un potentiel de retombée pour la société qui mériterait d'être étudié selon une analyse de rentabilité. Bien qu'il serait intéressant de mesurer l'efficacité de chacune des solutions, dans l'optique de privilégier ou d'attribuer plus de ressources à l'une d'entre elles, l'objectif actuel est davantage d'en analyser une seule dans son ensemble en s'intéressant aux effets qu'elle engendre sur les dimensions environnementales, sociales et économiques. Cela permettra de déterminer s'il y a une opportunité économique à investir dans cette résolution de problème et si tel est le cas, de voir à la possibilité d'y accorder plus de ressources. Or, devant l'étendue de la tâche, la présente étude se limitera

à analyser une seule de ces mesures de mitigation dans son ensemble par rapport aux coûts de mise en œuvre et les bénéfices environnementaux, sociaux et économiques qu'elle a le potentiel de générer. Cet exercice permettra de déterminer en quoi une mesure d'atténuation des ICU peut constituer un projet DD à part entière et surtout si cette mesure peut tendre vers une opportunité économique. Les trois stratégies seront présentées partiellement et comparées selon leurs effets sur les dimensions du DD. Les paragraphes suivants présenteront la démarche pour ne retenir qu'une seule des stratégies pour l'analyse.

La figure 1.6 présente ce que des mesures incitatives à utiliser des transports alternatifs ou actifs permettraient comme bénéfices divers. La figure 1.7 quant à elle, démontre les impacts positifs de mesures permettant la substitution de toitures foncées pour des toitures pâles. Enfin, la figure 1.8 expose les bénéfices issus d'une augmentation de l'indice de végétation sur un territoire donné. Elle met en lumière les relations de causes à effets tout en exposant l'effet multiplicateur des retombées positives. Bien que chacun des effets présentés dans les trois figures appartienne à plus d'une dimension, ils sont tout de même identifiés par un code de couleur permettant de visualiser laquelle des dimensions du DD est majoritairement sollicitée. (Environnement : Vert, Société : orange, Économie : bleu)

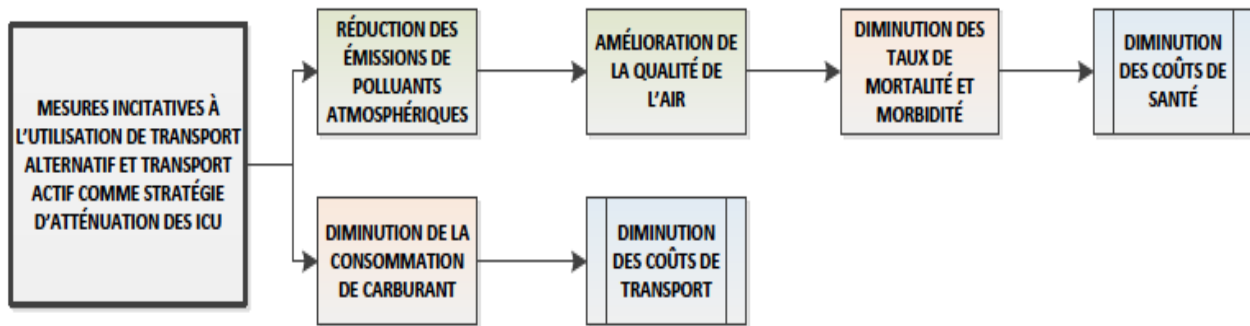


Figure 1.6 : Mesures incitatives au transport alternatif et effets sur les dimensions du DD
(Sources d'information : Giguère, 2009 ; Wong, s.d.a)

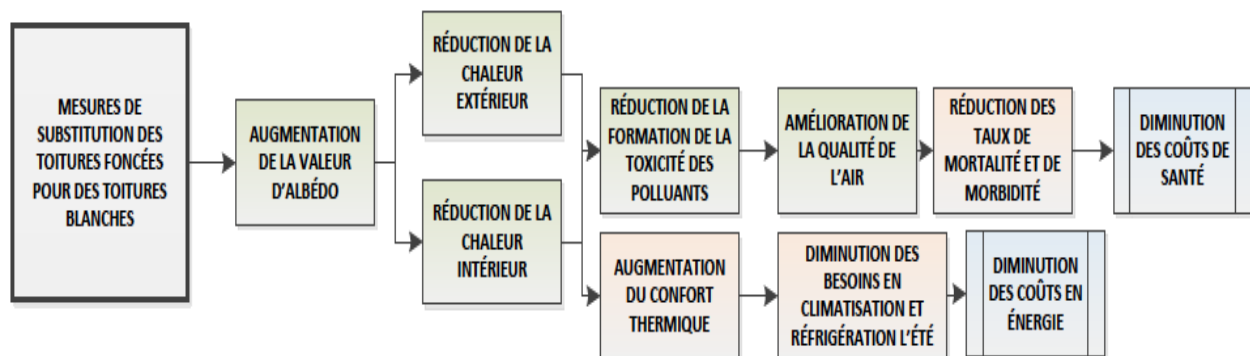


Figure 1.7 : Toitures blanches et effets sur les dimensions du DD
(Sources d'information : Giguère, 2009 ; Wong, s.d.a)

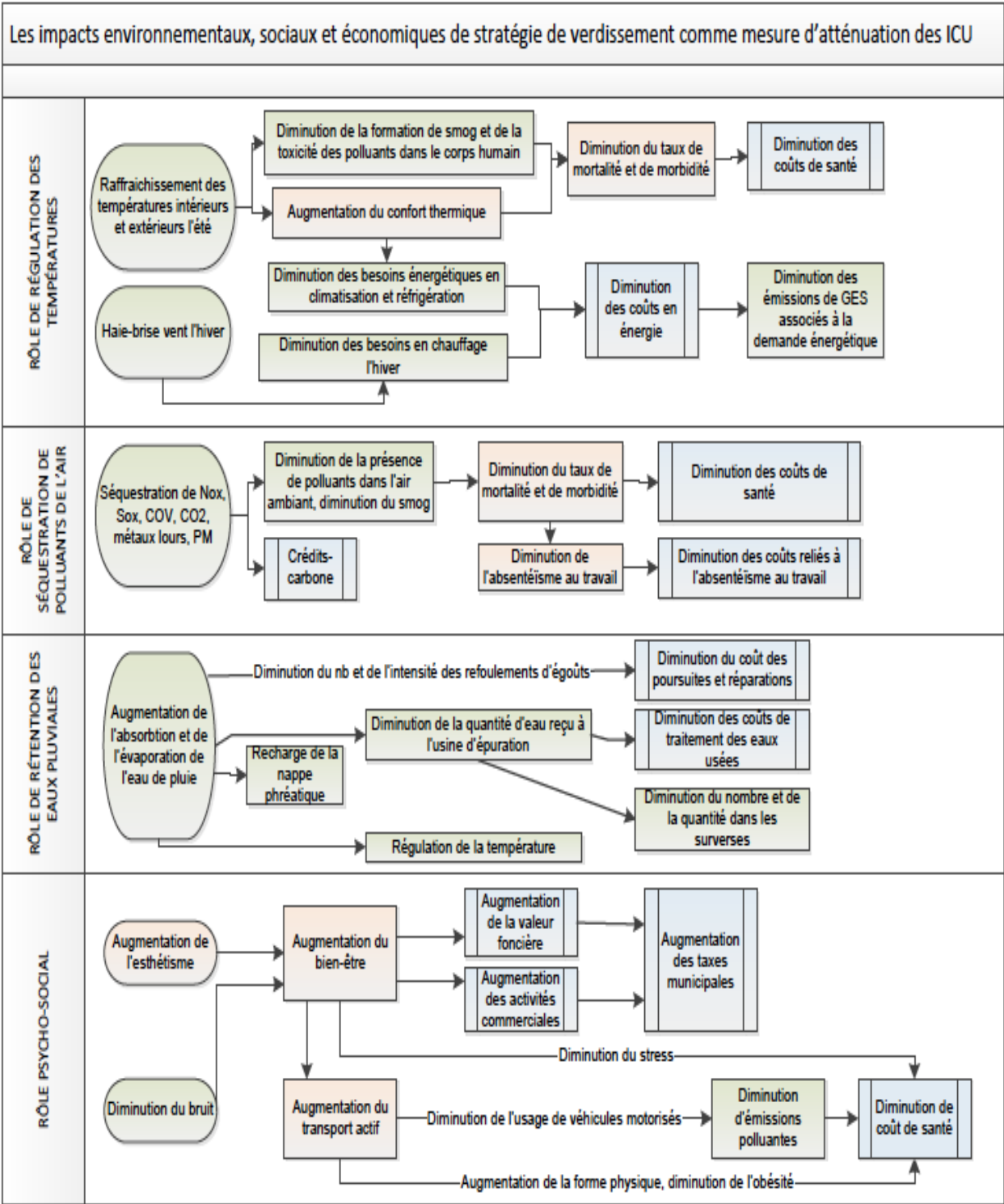


Figure 1.8 : Verdissement urbain et effets sur les dimensions du DD

(Sources d'information : Dwyer et autres, 1992 ; Wong, s.d.b ; Giguère, 2009 ; McPherson et autres, 2007 ; Nowak et autres, 2010 ; Akbari, s.d. ; Vergriete et Labrecque, 2007 ; Boucher et Fontaine, 2010 ; Johnston and Newton, 2004 ; Olivier et autres, 2010)

Malgré le fait que le détail des différents schémas précédents ne permet pas de mesurer le niveau de contribution potentiel de chacune des stratégies dans la diminution du phénomène d'îlot de chaleur urbain, il demeure que la stratégie qui retient l'attention en termes de diversité des services rendus dans les trois dimensions du développement durable est celle d'une végétalisation accrue de l'espace. À cet effet, la figure 1.9 résume chacune des mesures en fonction de ses effets respectifs sur les dimensions du DD.

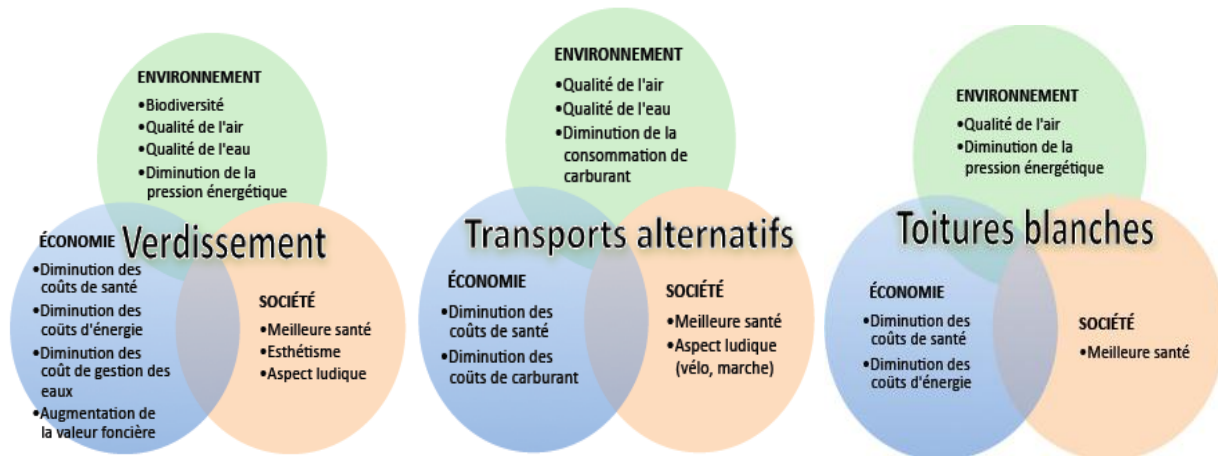


Figure 1.9 : Comparaison entre 3 mesures d'atténuation des ICU et leurs effets sur le DD
(Sources d'information : Les figures 1.6, 1.7 et 1.8)

Bien que chacune des options précédentes soit pertinente et devraient préférablement être opérées simultanément pour atténuer le phénomène d'ICU, il demeure que dans un contexte où les budgets publics sont limités, il importe d'investir majoritairement et rapidement dans les mesures ayant le plus grand potentiel de retombées environnementales, sociales et économiques. Or, les stratégies incitatives au transport alternatif ou actif ne permettraient pas de retenir les eaux de pluie, ni de réduire la consommation énergétique des bâtiments, ou de jouer un rôle important sur la valeur foncière des habitations. Une substitution généralisée des toitures foncées pour des toitures blanches pour sa part, en dépit de l'effet positif sur l'efficacité énergétique des bâtiments, ne permettrait pas de retenir les eaux de pluie, d'améliorer la valeur foncière, ou de réduire le niveau de polluants atmosphériques. Ainsi, la stratégie de végétalisation se démarque par le fait qu'elle permet chacun des services que les deux mesures ci-haut engendrent et plus encore. Elle est également la seule qui implique directement une tangente purement environnementale ou biophysique, en plus d'être à la source d'une grande variété de bénéfices sociaux, économiques et autres bénéfices environnementaux indirects.

D'ailleurs, plusieurs chercheurs et spécialistes qui se sont attardés à analyser le phénomène mettent l'accent sur l'importance de maximiser les espaces verts en milieu urbain. À titre d'exemple, selon J.A. Voogt, professeur à *University of Western Ontario* et modélisateur des températures de surfaces urbaines, la différence de température qu'impliquent les îlots de chaleur serait principalement attribuable au cadre bâti urbain imposant et indéniablement au manque de zones végétalisées (Voogt, 2002 dans

Giguère, 2009). Selon le document des chercheurs McPherson et autres (2005), les mesures de végétalisation des espaces urbains constituent les meilleures pratiques permettant de contrôler les îlots de chaleur urbains et par le fait même, d'améliorer la qualité de l'air, de réduire les besoins pour la construction de nouvelles centrales énergétiques, de réduire les coûts de gestion des eaux pluviales, etc. De même, François Cavayas et Yves Baudouin, professeurs de Géographie à l'Université de Montréal et à l'Université du Québec à Montréal ainsi que Guy Garand, directeur du Conseil régional de l'environnement de Laval, affirment que le verdissement est l'un des éléments de mitigation les plus importants afin de résorber le phénomène d'amplification thermique (Cavayas et Baudouin, 2008). Selon eux, les îlots de chaleurs sont directement liés à la dévégétalisation urbaine (Ib.).

« Plus un arrondissement aura une faible proportion de l'indice de végétation sur son territoire, plus il sera minéralisé et plus son comportement thermique sera à la hausse » (Cavayas et Baudouin, 2008, p. 77).

Les chercheurs à l'Institut de recherche en biologie végétale, Vergriete et Labrecque (2007) abondent dans le même sens sur la question de l'intérêt de miser sur le verdissement des espaces.

« À la lecture de la littérature spécialisée, une recommandation émerge sans conteste : augmenter le nombre d'arbres en milieu urbain ou, tout au moins, maintenir l'étendue de la forêt urbaine » (Vergriete et Labrecque, 2006, p.7).

Le graphique ci-dessous illustrant la relation entre le niveau de végétation d'un espace donné et la température associée, permet d'attester du lien corrélatif fort qui unit dévégétalisation urbaine et ICU. À noter que l'indice de végétation est compris entre des valeurs de -1 et 1, -1 désignant l'absence totale de végétation et 1 représentant un maximum de végétation.

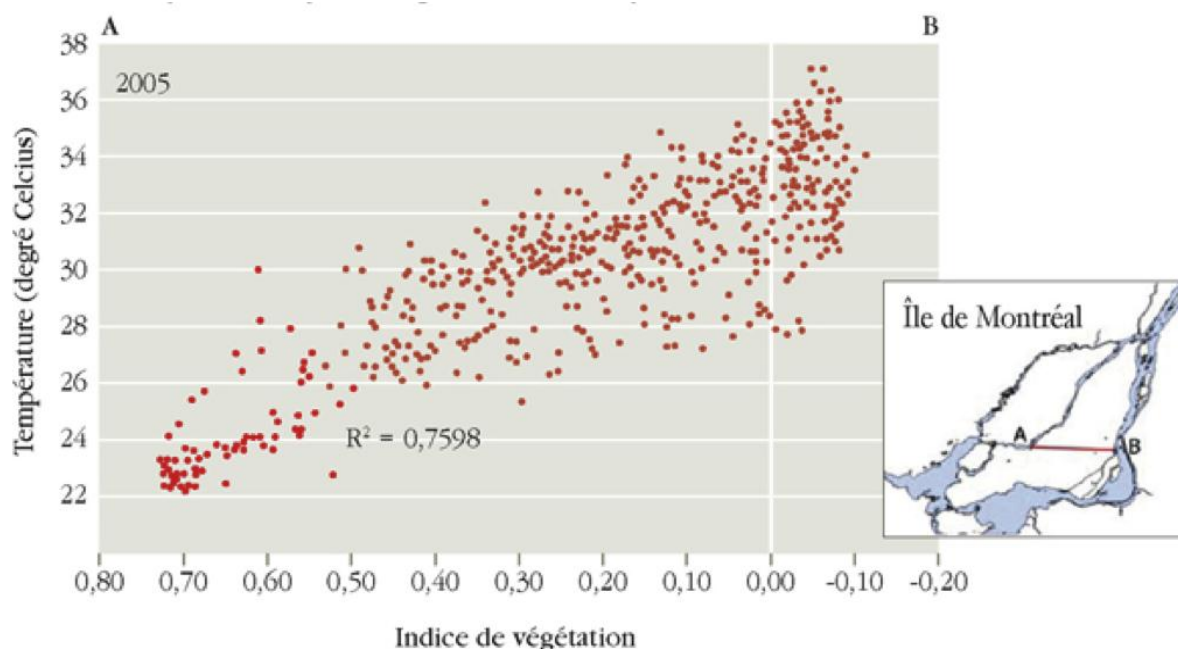


Figure 1.10 : Température du gradient thermique au sol selon l'indice de végétation
(Tiré de : Reeves, 2011, p. 106)

Le présent chapitre a permis d'exposer la problématique des ICU et de présenter sommairement les différentes mesures d'atténuation possibles selon leur potentiel de bénéfices environnementaux, sociaux et économiques respectifs. À la lumière de ces données, le chapitre suivant présentera l'approche d'atténuation retenue et l'analyse détaillée de la démarche de développement durable dans laquelle elle s'inscrit. L'objectif est d'analyser une mesure de mitigation aux îlots de chaleur de manière à exposer les coûts et bénéfices environnementaux, sociaux et économiques qui pourraient émerger au-delà de la résolution de problème des ICU.

2. STRATÉGIE RETENUE: VÉGÉTALISATION URBAINE ACCRUE

Dans cette perspective, la stratégie de « l'urbanisme végétal » semble se démarquer des deux autres par son rôle pour lutter contre les ICU mais aussi comme potentielle démarche de développement durable. En effet, différents bénéfices des arbres, des plantes grimpantes et des toits verts vont au-delà de la problématique des ICU et ont le potentiel d'améliorer également le milieu de vie des espaces exempts de ce phénomène d'amplification thermique tel que décrit à la figure 1.8 qui précède. Il sera donc question dans cet essai d'évaluer l'ampleur des bénéfices rendus, spécifiques aux arbres, en comparaison avec les coûts de mise en œuvre qu'ils génèrent, de manière à évaluer la rentabilité des mesures arboricoles. Cela permettra de mieux départager les avantages versus les inconvénients à investir dans des mesures de reforestation urbaine lorsqu'il est question de faire des choix d'investissement pour agir sur la problématique d'ICU. Pour arriver à tenir compte d'une grande quantité de variables les plus adaptées au territoire, un cas particulier servira de modèle pour l'étude, soit un arrondissement de la ville de Montréal. Mais avant d'en arriver à cette analyse, il importe de mieux situer où se positionne la ville de Montréal en ce qui a trait à sa problématique d'ilots de chaleur et aux tendances du couvert forestier.

2.1 Bilan des ilots de chaleur et du couvert forestier urbain de Montréal

Alors qu'une ville comme Chicago est en nette progression de son couvert forestier urbain c'est-à-dire de 13 % à 20 % depuis 1992 (Nowak et autres, 2010), Montréal affiche une décroissance constante depuis 1965. (Cavayas et Baudouin, 2008) La figure 2.1 permet de mettre en relation la progression de l'espace bâti avec la diminution des surfaces boisées à l'intérieur de zones blanches (Ib.). Entre 1965 et 1995, cette minéralisation au détriment d'espaces naturels s'est faite à un rythme avoisinant 15 km²/an. Bien que ce rythme ait diminué depuis, il demeure que l'urbanisation gagne encore du terrain à raison de 7 km²/an (Ib.). À ce rythme, « le couvert végétal de la région métropolitaine pourrait disparaître d'ici 2029 » (Ib., p.3). En l'absence de changements, une progression des ICU est donc inévitable.

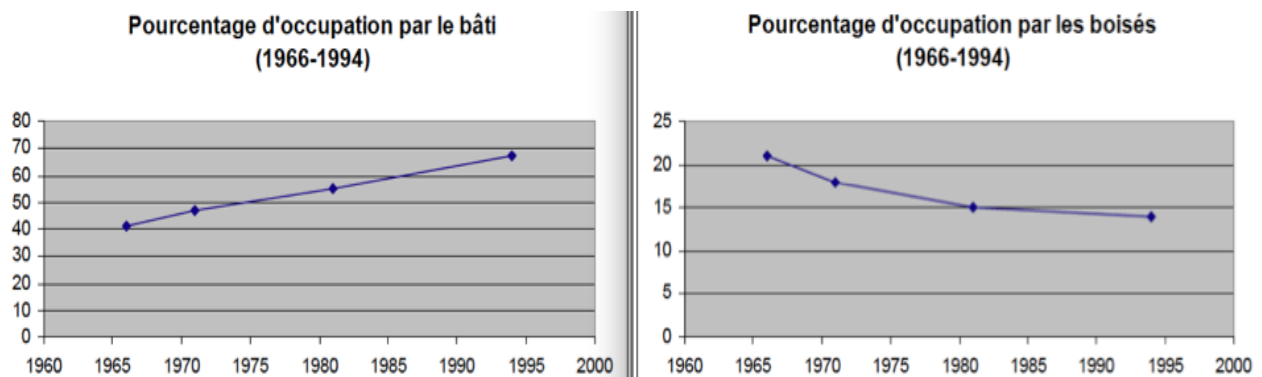


Figure 2.1 : Pourcentage d'occupation par le cadre bâti et les boisés dans la région montréalaise
(Tiré de : Cavayas et Baudouin, 2008, p. 32)

Toutes zones confondues, la Ville de Montréal affiche un couvert forestier de 20 % de sa surface totale en considérant l'étendue de la section la plus large du feuillage, soit la canopée (Fortier, 2011). À titre comparatif, la moyenne de couverture arborée des villes américaines correspond à 27,1 %¹ (Ib.). La figure 2.2 sur l'évolution de la végétation sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) entre 1984 et 2005 permet de mieux départager les zones où il y a une tendance à la croissance et à la décroissance du couvert forestier, car bien que la moyenne globale de la ville tend à décroître, certains secteurs eux, se voient bonifier leur espaces verts tandis que d'autres présentent d'importantes pertes. En effet, pendant que les portions ouest, et est de l'île affichent une diminution de la végétation sur leur territoire, le centre et le centre-est présente une stabilité des zones vertes ou de légères améliorations entre 1984 et 2005. Il n'en reste pas moins que ces zones, où le bilan plantations/pertes est positif, peuvent tout de même faire face à une problématique d'îlots de chaleur comme la figure 2.5 en témoigne plus bas.

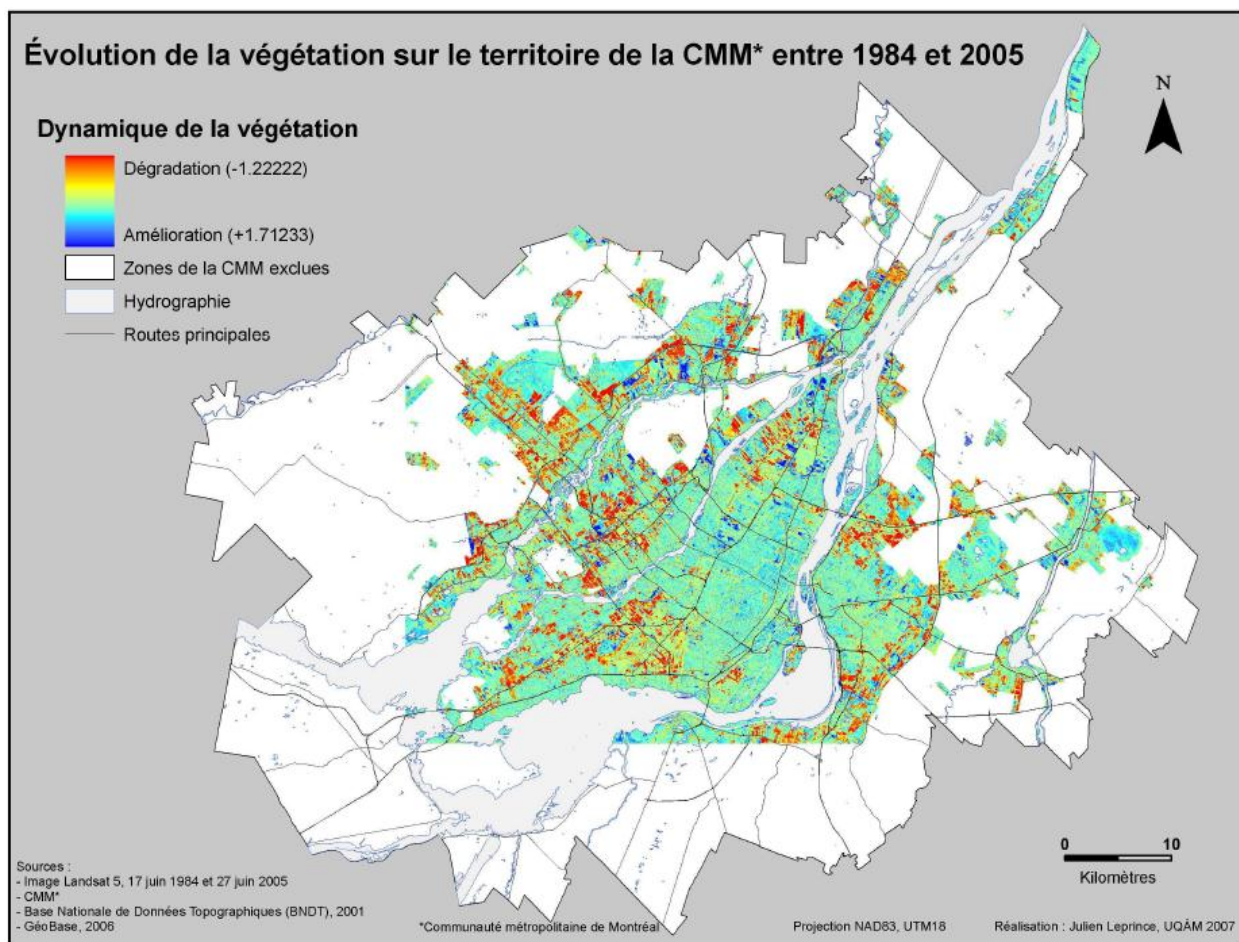


Figure 2.2 : Évolution de la végétation sur le territoire de la CMM entre 1984 et 2005
 (Tiré de : Cavayas et Baudouin, 2008, p. 73)

¹ Cette information pour le Canada est inconnue par Arbres Canada (Godin, 2012)

La figure 2.3 quant à elle, expose les zones « refroidies » et « réchauffées » entre 1984 et 2005. Cependant, il importe de mentionner que les zones où il y a eu refroidissement ne sont pas pour autant exemptes d'îlots de chaleur tout comme les secteurs ayant connu un réchauffement moyen ne sont pas pour autant des îlots de chaleur. La carte 2.3 permet de faire le pont avec la figure précédente (2.2) en présentant une concordance entre les zones dévégétalisées et les zones de réchauffement, car ces dernières correspondent en superposant les 2 cartes (Reeves, 2011).

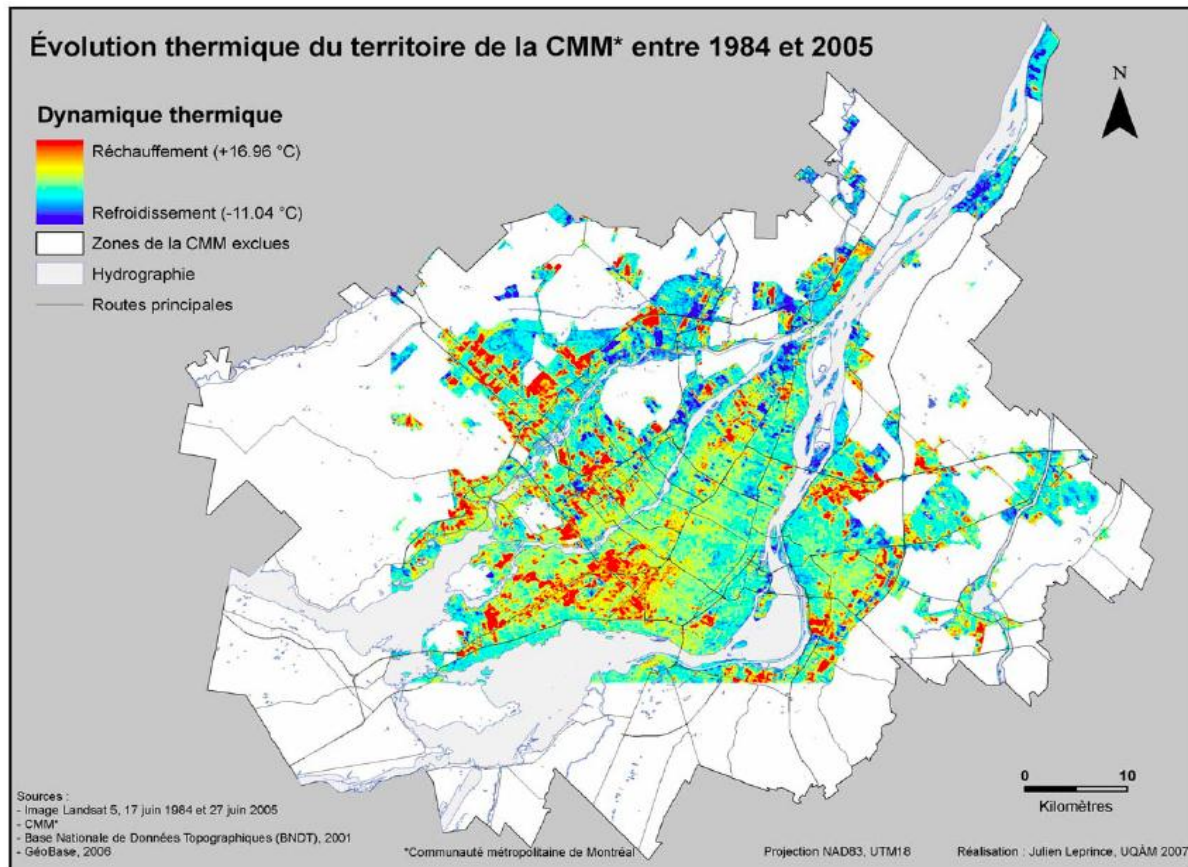


Figure 2.3 : Évolution thermique du territoire de la CMM entre 1984 et 2005
 (Tiré de : Cavayas et Baudouin, 2008, p. 71)

Pour sa part, la figure 2.4 permet d'observer que l'indice de végétation est plutôt faible partout sur l'île (Beaudoin et autres, 2008). Or, en superposant cette carte à la figure 2.5 sur les îlots de chaleur, il est possible de dénoter une corrélation entre les zones à température élevée avec les zones dépourvues de végétation et inversement. Cela permet donc de confirmer que la végétalisation de l'île constituerait bel et bien un élément important dans la lutte aux îlots de chaleur. Il existe donc une relation croisée entre végétation, minéralisation et température.

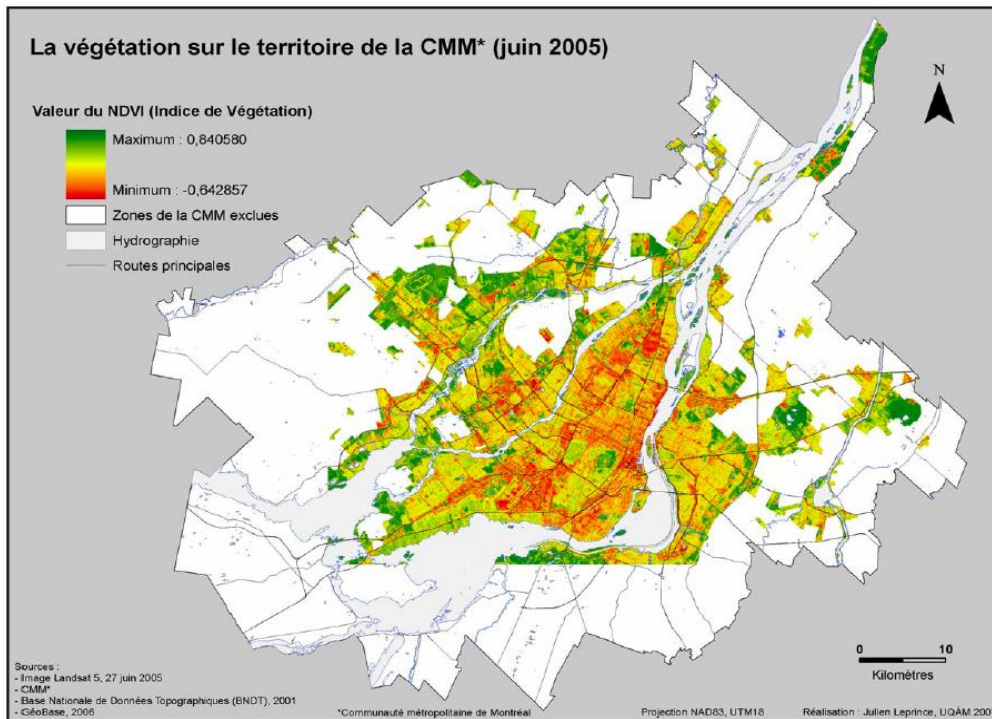


Figure 2.4 : Végétation sur le territoire de la CMM (juin 2005)
 (Tiré de : Cavayas et Baudouin, 2008, p. 72)

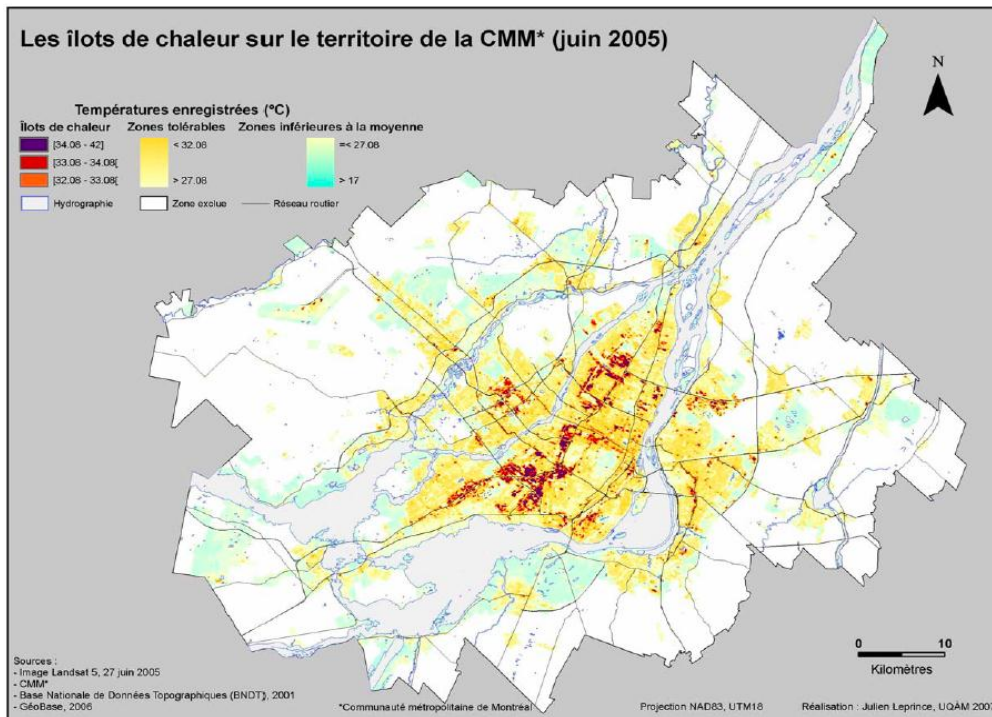


Figure 2.5 : Les îlots de chaleur sur le territoire de la CMM entre 1984 et 2005
 (Tiré de Cavayas et Baudouin, 2008, p.70)²

² À noter que la carte ne contient pas d'information concernant les îlots de chaleur dans la zone du centre-ville puisque l'ombrage issu des hauts édifices biaise les résultats de températures au sol de l'imagerie *landsat*.

Dans le but d'évaluer ce que pourrait représenter un accroissement de la végétation urbaine pour la Ville de Montréal, un arrondissement de la Ville fera office d'étude de cas pour présenter un scénario de verdissement fictif, dont les bénéfices environnementaux et économiques seront calculés.

2.2 Étude de cas d'un arrondissement montréalais

Dans la foulée d'un « déboisement » généralisé sur l'île de Montréal, le pouvoir exécutif des arrondissements devient incontournable pour freiner cette tendance et même l'inverser dans une optique de résorber la problématique des îlots de chaleur. L'arrondissement RPP a été choisi comme terrain à l'étude étant donné la grande densité d'occupation de son territoire accentuant ainsi les besoins de résorber l'inconfort relié aux îlots thermiques. Avec une superficie de 14,4 km² et une population d'environ 135 000 habitants, l'arrondissement RPP a une densité de 9113 citoyens occupants par kilomètre, ce qui le situe au 2^e rang à ce chapitre, après le Plateau Mont-Royal (Ville de Montréal, 2012b). D'autre part, comme la lutte aux îlots de chaleur urbains s'inscrit déjà dans les préoccupations majeures de la mairie de RPP, le présent document pourrait compléter les actions et stratégies politiques déjà en cours. Enfin, l'indice de canopée de l'arrondissement – soit la projection du couvert feuillu au sol – est représentatif de l'indice montréalais dans son ensemble avec 19,44% de recouvrement de la superficie, tandis que la moyenne montréalaise est légèrement supérieure à 20 % (Béland, 2011 ; Fortier, 2011). Selon Daniel Desjardins, chef de la division arboriculture à la Direction des grands parcs et du verdissement de la Ville de Montréal, l'idéal serait d'atteindre entre 30 et 40 % de canopée par arrondissement (Ib.). L'arrondissement RPP est le 12^e sur un total de 34, ayant le plus d'îlots de chaleur (figure 2.6).

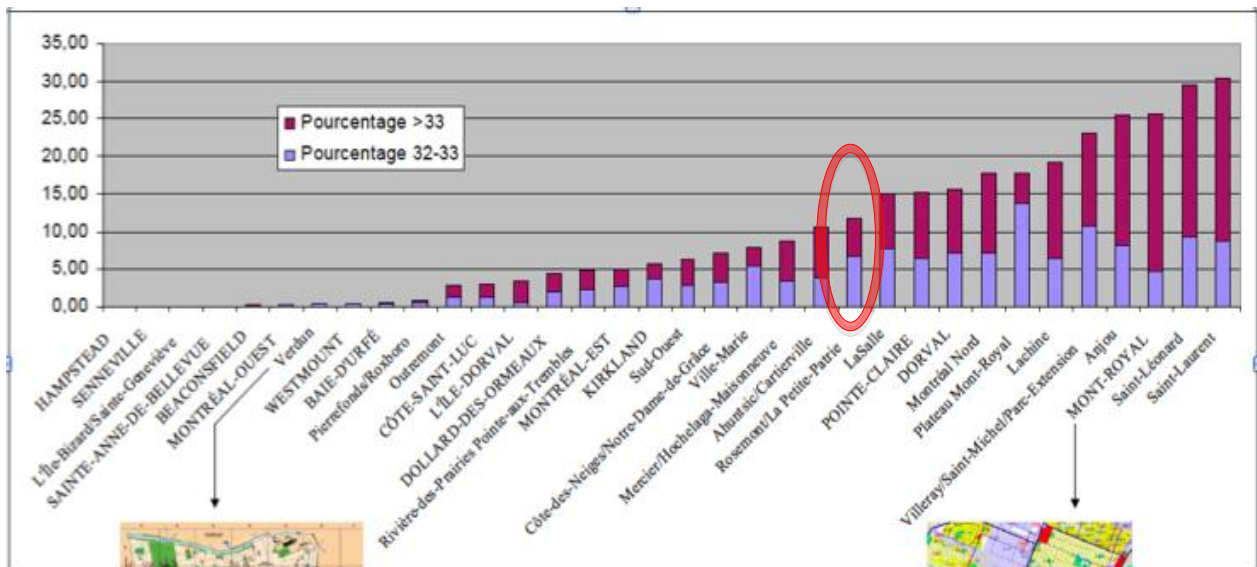


Figure 2.6 : Proportion des superficies d'îlots de chaleur selon les arrondissements
(Inspiré de : Cavayas et Baudouin, 2008, p.75)

La partie violette représente pour une journée chaude, le pourcentage de la superficie correspondant à une température entre 32 et 33°C³ et en fuchsia le pourcentage de la superficie affichant plus de 33°C, pour un total de 12 % de son territoire étant considéré comme ICU. La carte 2.7 permet pour sa part de situer clairement les différents endroits désignés comme étant des ICU dans l'arrondissement, soit les zones les plus foncées, de rouge à violet. Les secteurs les plus pâles représentent les zones les plus fraîches et coïncident avec les espaces les plus végétalisés, soit les parcs. Les secteurs les plus problématiques, quant à eux, sont principalement situés le long du chemin de fer, sur la délimitation sud de l'arrondissement et également le long de l'avenue Saint-Hubert.

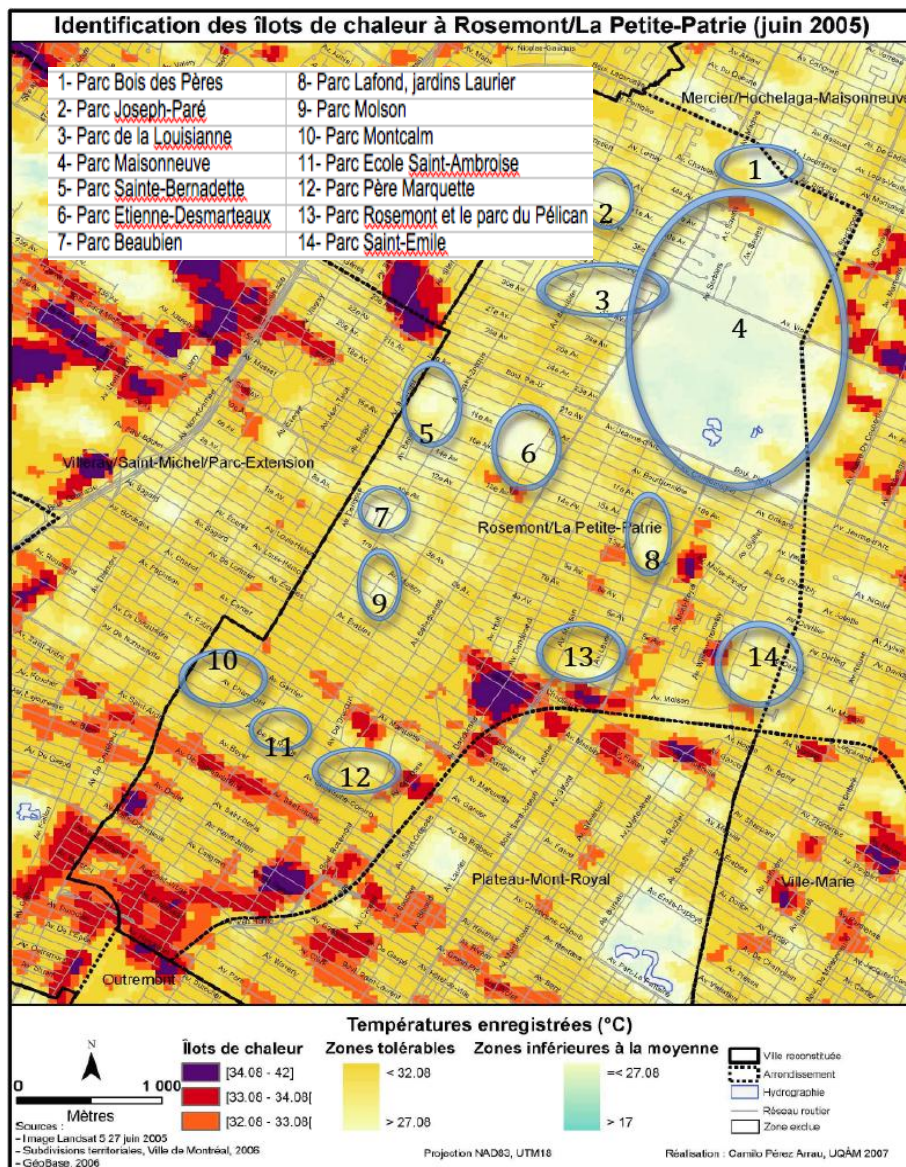


Figure 2.7 : Identification des îlots de chaleur et des îlots de fraîcheur à RPP
 (Inspiré de : Anquez et Herlem, 2011, p. 5)

³ Ce chiffre représente la température seuil d'un îlot de chaleur pour cette journée, donc un écart d'au minimum 5°C

Sachant que le verdissement urbain peut contribuer à atténuer l'effet ICU, il serait intéressant d'établir ce que représente la forêt urbaine rosemontoise en termes d'avantages environnementaux, sociaux et économiques. En ayant ces informations, il sera possible non seulement d'estimer la valeur actuelle de la forêt urbaine de l'arrondissement, mais également d'établir une analyse des coûts de mise en œuvre d'un scénario de verdissement en relation avec les bénéfices afin d'obtenir le niveau de rentabilité s'il y a lieu. Or, avant d'être en mesure de déterminer les coûts et bénéfices de la forêt urbaine publique rosemontoise ainsi que d'un scénario politique de verdissement, il importe d'explorer les divers effets environnementaux, et comment ces derniers se répercutent aux niveaux social et économique. À partir de ces valeurs, il sera possible de positionner le patrimoine arboricole de l'arrondissement RPP par rapport à sa potentielle rentabilité.

3. BÉNÉFICES ENVIRONNEMENTAUX ET SOCIO-ÉCONOMIQUES

La végétation urbaine amène une grande variété de services environnementaux se répercutant également en divers bienfaits sociaux et économiques. Ainsi le présent chapitre sera construit de manière à décrire les processus environnementaux et d'en relever les diverses externalités socio-économiques.

En premier lieu, il y aura analyse du phénomène de régulation des microclimats exercé par la végétation et en quoi ce processus environnemental permet de jouer un rôle sur la diminution des coûts énergétiques et sur l'amélioration du confort thermique des citoyens. La seconde sous-section présentera le potentiel de la végétation à séquestrer poussières et polluants atmosphériques. Ce service environnemental, qui combiné au précédent, améliore la qualité de l'air ambiant, permettant une diminution des taux de mortalité et de morbidité, et donc implicitement des coûts de santé. La sous-section suivante présentera quant à elle le service de rétention d'eau de la végétation qui engendre une réduction du ruissellement, permettant une diminution des coûts de gestion des eaux pluviales en ce qui a trait aux refoulements d'égouts et aussi une diminution du volume d'eau à traiter à l'usine d'épuration. La sous-section suivante décrira le rôle esthétique des arbres en milieu urbain et de l'impact sur la valeur foncière des bâtiments. Enfin, le chapitre se terminera par une récapitulation des bénéfices économiques estimés et extrapolés à l'inventaire d'arbres publics de l'arrondissement RPP selon les différents services susmentionnés.

3.1 Régulation des températures et les bénéfices socio-économiques associés

De manière générale, la végétation contribue à rafraichir les microclimats en saison estivale par la combinaison des processus de réfléchissement du rayonnement solaire, de l'évapotranspiration et de l'ombrage qu'elle procure (Gaumont, 2007). De plus, elle intercepte les radiations et réflexions émises par les surfaces minéralisées et ce, plus les rues et les bâtiments sont à proximité (Ib.). Ce phénomène joue d'ailleurs un rôle très important dans l'atténuation des îlots de chaleur urbains.

La canopée des arbres, de par le feuillage et le branchage, permet de réduire la quantité de radiation solaire qui autrement, aurait atteint le sol et possiblement les surfaces minéralisées (Wong, s.d.b). Plus un arbre aura une canopée dense, plus cette dernière interceptera de la lumière et inversement. À titre d'exemple, un arbre dont le feuillage est léger interceptera entre 60 et 80 % de la lumière solaire alors qu'il en est de 98 % pour un arbre à canopée dense (Johnston and Newton, 2004). Cette énergie captée est retransmise en majeure partie sous forme d'évapotranspiration qui permet de rafraichir l'air et la différence est réfléchi à nouveau dans l'atmosphère (Wong, s.d.b). Le service d'ombrage associé à la végétation ajoute au rafraichissement de l'air en bloquant les rayons du soleil qui auraient autrement atterri sur le sol, les murs, les toits, les véhicules, les bâtiments. Bien que toute structure produisant un ombrage permet aussi de réduire la chaleur de l'élément protégé du soleil, il demeure que les espaces minéralisés absorbent et rediffusent la chaleur latente au sol, dans l'air ambiant qui elle peut être

absorbée à nouveau sur un autre espace minéralisé. Pour sa part, la végétation a la capacité de recevoir la chaleur diffusée par les espaces minéralisés non ombragés des alentours et de l'évacuer sous forme d'évapotranspiration plutôt que de la radier à nouveau en tant que chaleur dans l'air ambiant. En d'autres termes, l'ombrage exercé par un matériau non vivant permet de diminuer légèrement l'incidence du réchauffement solaire, mais sans produire le refroidissement que la végétation engendre par évapotranspiration. De plus, l'ombrage de ce matériau omniprésent ne permettrait pas de laisser les rayons du soleil pénétrer l'hiver à l'inverse de la végétation caduque qui, en perdant son feuillage lors de la saison froide, facilite cette entrée de chaleur, souhaitable à cette période de l'année. Puisque l'effet de l'évapotranspiration et de l'ombrage sont difficilement dissociables, les modélisations permettant d'établir des niveaux de diminution de température permise par la végétation intègrent généralement les deux services dans les calculs, comme présentés dans le paragraphe suivant.

Malgré le fait que les chercheurs n'obtiennent pas tous les mêmes résultats en termes de diminution de la température en raison d'une grande variabilité des données d'un territoire à l'autre, la tendance des études sur le sujet (énoncées ci-dessous) démontre que la végétation induit une diminution plus ou moins grande de la demande énergétique à la fois dans les climats chauds et tempérés. Des études portant sur les espaces urbains du New Jersey ont démontré que les secteurs ornés par des arbres matures auraient des températures inférieures aux zones sans canopée, allant de 2,7 à 3,3°C à un instant donné (Solecki et autres, 2005 dans Vergriete et Labrecque, 2007). Une étude de McPherson and Rowntree (1993), relate qu'une augmentation de seulement 5 % de la canopée peut réduire la température estivale de 1 à 2°C dans la plupart des régions (Tarran, 2009). Plus précisément, chaque pour cent de couverture arborée supplémentaire permettrait de réduire la température maximale de l'air ambiant en mi-journée, de 0,04 à 0,2°C, selon les recherches de Nowak (2005) dans l'état de New York. Ainsi une augmentation de 10 % de la couverture de la canopée permettrait une diminution de la température locale entre 0,4 et 2°C.

L'effet rafraichissant d'une forêt urbaine peut se ressentir bien au-delà de la zone végétalisée dépendamment de la superficie de ladite zone et de la direction des vents. Il a été observé que le refroidissement pouvait être ressenti dans un rayon de 2 km des arbres en question (Lafontaine, Messier, 2010 dans Boucher et Fontaine, 2010). Dans la même lignée, une étude de Shashua-Bar and Hoffman (1999), démontre que des îlots de fraîcheur s'étendant sur 60 m génèrent un refroidissement dans un rayon de 100 m à partir de la limite et que ce nombre peut varier de manière exponentielle, plus la masse végétalisée sera importante. Le vent peut également avoir une incidence sur la distance jusqu'où la fraîcheur sera « transportée ». À cet effet, l'étude de Ca et autres (1998) illustre qu'un parc dont la superficie est 0,6 km² permet de réduire de 1,5°C la température d'une aire commerciale située à 1 km plus loin, dans la direction des vents dominants. En supposant qu'une zone ayant le potentiel de former un îlot de chaleur pourrait s'y trouver, l'effet de diminution de la température du parc a un impact positif, non seulement sur les températures limitrophes au parc, mais également sur celles plus éloignées, selon la direction des vents. Ainsi, ce ne sont pas que les arbres à proximité des espaces minéralisés qui ont

une influence sur ces derniers. En effet, l'effet multiplicateur du rafraîchissement généré par une grande quantité d'arbres réunis influe également en se diffusant à plus grande échelle sur la balance thermique du secteur. Par exemple, la relative densité de végétation dans le parc Lafontaine à Montréal engendre une diminution de la température qui elle, rayonne au-delà de ses propres limites géographiques et déborde sur le cadre bâti urbain. La figure suivante démontre que la température augmente proportionnellement à l'éloignement du parc de manière continue.

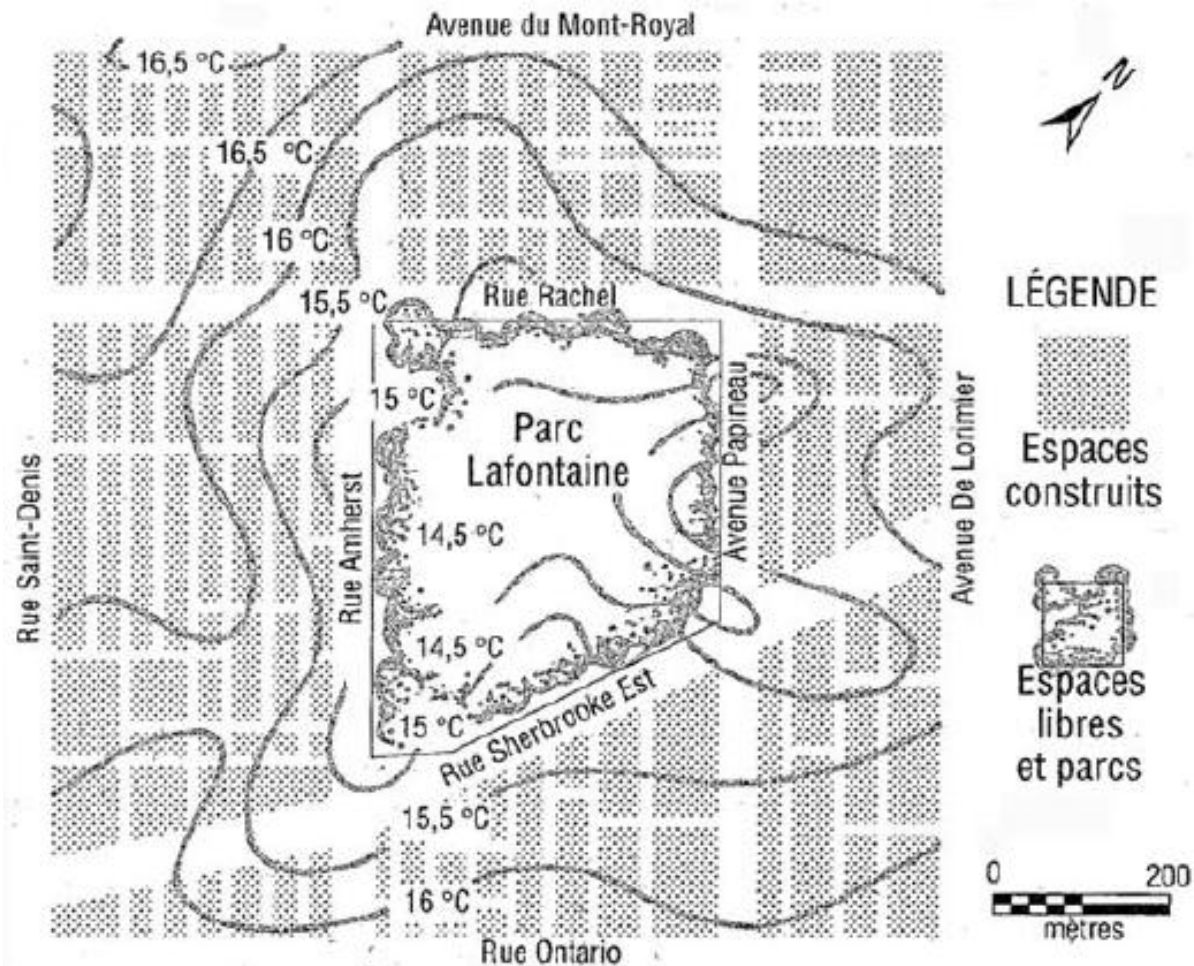


Figure 3.1 : Température ambiante à proximité du parc Lafontaine
(Tiré de : Lessard et Boulfroy, 2008, p. 5.)

Or, il est possible de déduire que les arbres limitrophes aux secteurs minéralisés qui influent plus localement, tout comme les arbres des milieux urbains naturels qui ont un impact à plus grande échelle, ont leur importance et leur rôle à jouer sur les microclimats urbains. Ainsi, un verdissement ponctuel à l'échelle d'une parcelle influencera davantage le milieu local, tandis que lorsqu'étendu à grande échelle, l'effet devient multiplicateur et initiera un refroidissement plus général, étendu donc indirect. Ce phénomène thermique de régulation des températures, de nature environnementale de prime abord, engendre des bénéfices sociaux et économiques directs et indirects, plus particulièrement au niveau énergétique et en santé publique qui seront expliqués dans les sous-sections suivantes.

3.1.1 Impact sur la consommation énergétique

Une diminution de la température extérieure en été permet un changement de balance énergétique qui induit un rafraîchissement intérieur, qu'il soit dans les bâtiments ou véhicules. Afin d'illustrer ceci, une étude de Akbari (1997) qui mesurait pendant quelques mois les températures maximales des murs ombragés bordés par de la végétation a permis de conclure que les températures maximales de surface variaient de 11 à 25°C (Akbari et autres, 1997 dans Giguère, 2009). Les murs aveugles quant à eux, peuvent atteindre jusqu'à 60°C dépendamment de la valeur d'albédo du revêtement et de l'exposition au soleil alors que les murs végétalisés ne peuvent atteindre une température excédant les 30°C (Kingsbury and Dunnet, 2008 dans Giguère, 2009). À température extérieure égale, un mur bénéficiant de l'ombrage de la végétation peut voir sa température réduire d'environ 17°C dépendamment de sa taille et de son emplacement (Gaumont, 2007). Bien entendu, lorsqu'un mur a une température de 60°C, la chaleur ressentie à l'intérieur du bâtiment demeure moindre, mais se diffuse tranquillement et influe sur la balance d'échange thermique globale dans le temps.

L'effet direct des arbres localisés autour d'un bâtiment est une diminution de la demande de climatisation de ce même bâtiment en été. La végétation permet d'ailleurs de jouer un rôle important pour tempérer les écarts de température estivale certes, mais également hivernaux. En effet, advenant un choix optimisé de l'emplacement de la végétation comme représenté par la figure qui suit, une diminution de la demande en chauffage l'hiver est fréquemment observée.



Figure 3.2 : Emplacement de la végétation et la balance thermique d'un bâtiment
(Tiré de : Lessard et Boulfroy, 2008, p. 11).

Les conifères, plus particulièrement, permettront de moduler et de bloquer les vents froids de l'hiver sur les façades nord et est. Les espèces décidues pour leur part, une fois dépouillées de leurs feuilles,

laisseront infiltrer la chaleur de la lumière sur les façades sud, et ouest des bâtiments durant l'hiver alors qu'elles la bloqueront durant l'été grâce à leur feuillage (Gaumont, 2007).

Il pourrait être tentant de croire que seule la végétation à proximité d'un bâtiment peut avoir une influence sur sa balance thermique. Pourtant, il existe des effets indirects du verdissement, qui par accumulation de rafraîchissement, permettent d'influer sur les échanges thermiques globaux et donc de réduire la demande énergétique des bâtiments, et ce, même s'ils sont éloignés des sources de végétation. Ainsi, un parc boisé de par son influence sur l'albédo moyen permet certes une diminution de la demande énergétique des bâtiments des alentours. Cela dit, l'influence est également perceptible sur les bâtiments plus éloignés même si elle diminue proportionnellement à l'éloignement du lieu végétalisé. Accompagnée d'un fort indice de canopée, la végétation du territoire urbain dans son ensemble aura donc des effets généraux sur la demande en climatisation et dans une moindre mesure, en chauffage de tous les bâtiments (Akbari, s.d.). Il demeure toutefois que les effets directs et indirects sont cumulatifs et difficiles à départager.

Les économies d'énergie générées par la végétation, varient d'un territoire à l'autre, car elles sont dépendantes de plusieurs facteurs dont l'espèce et la maturité, l'emplacement géographique, le climat, le coût local de l'électricité, l'étendue de l'utilisation de climatiseurs, etc. Ainsi, la valeur économique du verdissement dans une ville où la climatisation est plutôt absente n'aura pas les mêmes retombées qu'à un endroit où son utilisation est généralisée. De même, les régions dont le climat est chaud à l'année bénéficieront davantage des bienfaits économiques en matière d'efficacité énergétique. D'autre part, plus le coût de l'électricité sera élevé, plus les économies relatives à l'apport de végétation seront substantielles. Ainsi, une ville qui ne connaît pas de saison froide et dont le thermomètre atteint souvent des températures très élevées, bénéficiera davantage des bienfaits économiques de la végétation, et ce d'autant plus si l'utilisation de climatiseurs y est déjà grandement répandue, le tout combiné à un coût élevé de l'électricité. Dans de telles conditions, les économies seront supérieures par rapport aux dépenses qui prévalaient avant un verdissement. Néanmoins, les villes qui connaissent une saison hivernale peuvent bénéficier d'économies d'énergie durant la saison froide en plus de la saison chaude, moyennant un emplacement optimal de la végétation.

Afin de mieux illustrer ce service, il a été évalué qu'un arbre mature peut prélever par jour jusqu'à 450 litres d'eau du sol et le diffuser ensuite dans l'air sous forme de vapeur d'eau. L'effet refroidissant ainsi généré équivaut à celui permis par 5 climatiseurs en fonction pendant 20 heures par jour (Johnston and Newton, 2004). Une autre étude relate qu'une maison entourée de 20 % de canopée voit ses coûts de climatisation diminuer de 8 à 18 % l'été et ses coûts de chauffage réduit de 2 à 8% l'hiver du seul fait du service de haies brise vent (Huang et autres, 1990 dans Wong, s.d.b). Dans la même lignée, une étude menée dans un quartier résidentiel de Pennsylvanie a permis de démontrer qu'un secteur à 67 % de couverture arborée voit sa vitesse du vent réduite de 60 % en hiver et de 67 % en été par rapport à un

autre secteur du quartier dénué d'arbres (USDA Forest Service, 2005). Les chercheurs Akbari and Taha (1992) quant à eux ont modélisé le cas de 4 villes canadiennes, dont Montréal et leurs résultats démontrent qu'en augmentant le taux de végétalisation de 30 % de l'espace, ce qui équivaut à environ trois arbres par bâtiment, cela permettrait de dégager des économies globales en énergie pour Montréal de 10 % l'hiver en diminution du chauffage et de 35 % l'été par la réduction du recours à la climatisation. Toutefois, l'étude ne spécifie pas la taille des arbres. Des chiffres semblables ressortent cette fois-ci d'une étude menée par Heisler (1986) dans les villes nordiques dont le climat est tempéré. Il y démontre qu'une plantation optimale d'arbres autour d'un bâtiment peut réduire ses besoins en climatisation de 30 % et de 10 à 20 % pour le chauffage l'hiver, à condition que les arbres décidus soient situés majoritairement au sud et à l'ouest des bâtiments et que des conifères soient sur les façades nord. Plusieurs chercheurs sont même d'avis que « d'isoler » les bâtiments par un aménagement extérieur est plus efficace que l'isolation intérieure (Peck et autres, 1999 dans Vergriete et Labrecque, 2007). L'image suivante illustre l'influence des arbres sur la consommation énergétique des bâtiments.

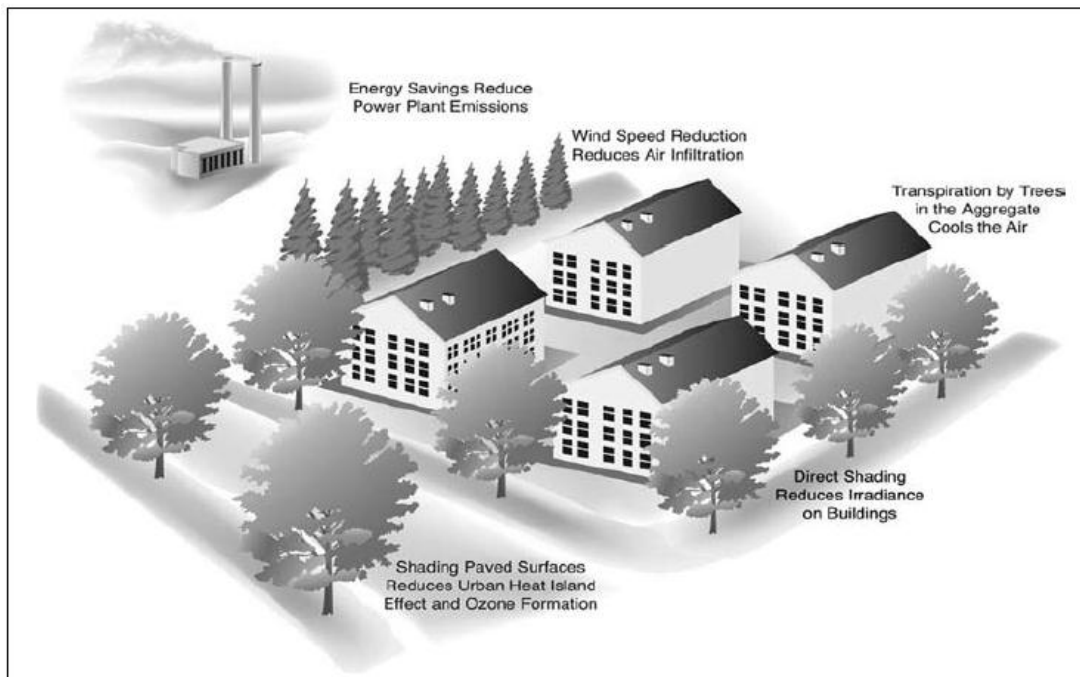


Figure 3.3 : Influence de la végétation sur la consommation énergétique des bâtiments
(Tiré de : McPherson et autres, 2007, p. 5).

L'effet refroidissant cumulé de chacun des îlots de verdure d'une ville permet d'influer sur le climat général de la ville et donc d'influer sur la balance thermique de tous les bâtiments, y compris ceux dépourvus de végétation. Par exemple, il a été calculé qu'une diminution générale de la température de 2°C, permise par l'effet cumulatif de la végétation, contribue à diminuer la consommation d'énergie globale de 5 % (Giguère, 2009). À l'inverse, chaque augmentation de 1°C de température dépassée, un seuil de 15 à 20°C se traduit, par une demande accrue en énergie de l'ordre 2 à 4 % (Akbari, s.d.). En ce qui a trait à

l'étude de Peck et autres (1999) de 9 à 12,6 % d'énergie supplémentaire serait requis pour la climatisation à chaque augmentation de 1°C au-dessus de ce même seuil. En se servant des mêmes données, une réduction des pics de chaleur de 5,6°C par un ajout de verdissement à des endroits stratégiques permettrait de réduire la consommation énergétique de 50 à 70 % (Peck et autres, 1999, dans Vergriete et Labrecque, 2007). Ainsi, plus il fait chaud, plus la climatisation est sollicitée et plus cette dernière génère également de la chaleur qu'elle doit compenser à nouveau par une demande en énergie accrue.

Une diminution de la consommation énergétique, comme décrite ci-haut, induit des économies substantielles d'argent. Une étude de Taha et autres (1996) portant sur 10 métropoles américaines (du nord et du sud) a permis de démontrer que l'ombrage des arbres sur les bâtiments, permet des économies annuelles variant de 10 \$ à 35 \$ par 100 m² de superficie de toiture. (Akbari, 2002 tiré de Taha et autres, 1996) Il importe cependant de préciser que le coût de l'énergie aux États-Unis est plus élevé qu'au Québec donc cela peut affecter les résultats. Néanmoins l'étude est relativement ancienne, elle tient compte d'un coût d'énergie moins élevé par rapport à aujourd'hui, soit 16 ans plus tard. Une autre étude, canadienne cette fois, provenant de la division *Parks, Forestry & Recreation* à la Ville de Toronto, conclut que ses 10,2 millions d'arbres permettent la diminution de la consommation énergétique de 41 200 mégawattheures (mWh) au total pour une valeur de 9,7 millions de dollars canadiens par an, dont 6400 mWh pour le chauffage en hiver et 34 800 mWh pour la climatisation l'été. (Burkhardt, 2009) Cela donne une moyenne de 0,004 mWh ou plus précisément 4,039 kilowattheures (kWh) économisé par arbre pour une année. De façon très préliminaire, en reportant cette même proportion d'énergie économisée par arbre à l'arrondissement RPP, nous pourrions extrapoler que les 26 464 arbres permettraient d'économiser 106 894 kWh, à 0,0682 \$ par kWh ce qui équivaut à 7290 \$ d'économie par année correspondant à 0,28 \$ par arbre par an.⁴

Quoi qu'il en soit, les résultats économiques pourraient varier plus ou moins selon la méthode utilisée et les spécificités régionales. Néanmoins, toutes les études précitées attestent du fait que les arbres en milieu urbain permettent une efficacité énergétique accrue et qu'il est possible d'en tirer des économies qui varient en fonction de facteurs biophysiques et socio-économiques.

3.1.2 Impact sur le confort thermique

En ce qui a trait à la santé, l'effet bénéfique de la diminution de la température est moins perceptible quoique réel. Il est plus difficile de quantifier cet effet vu la mobilité de l'humain, et les différentes variables qui influent sur la santé des gens. La chaleur joue un rôle dans l'exacerbation de la pollution de l'air ce qui a pour effet de faire grimper les niveaux de mortalité et de morbidité de la population exposée à un stress thermique (Santé Canada, 2010). Le confort thermique varie d'une personne à l'autre, mais se situe généralement dans un intervalle entre 20 et 27°C avec un taux d'humidité variant entre 35 et 60 %

⁴ Basé sur le coût de l'électricité par kWh en 2011 (Hydro-Québec, 2011).

(Fanger, 1982; Déoux, 2004; Nikolopoulou, 2004 dans Giguère, 2009). Environnement Canada émet des avertissements de chaleur accablante lorsque l'humidex égale ou dépasse 40 et que la température égale ou dépasse 30°C. Ce programme d'intervention de canicule a d'ailleurs été conçu selon les statistiques de mortalité et de morbidité de 1989 à 2009, pendant les périodes de chaleur (Giguère, 2009). Le tableau suivant démontre les plages de température-humidité les plus inconfortables en rouge et en orange, qui sont justement associées à un plus grand nombre de cas de mortalité et de morbidité.

Humidex (°C)	Degré de confort
20 - 29	Aucun inconfort
30 - 39	Un certain inconfort
40 - 45	Beaucoup d'inconfort : évitez les efforts
Au-dessus de 45	Danger; probabilité d'un coup de chaleur

Humidex pour l'humidité relative de 100% à 65%								
HR (%) T (C°)	100	95	90	85	80	75	70	65
21	29	29	28	27	27	26	26	24
22	31	29	29	28	28	27	26	26
23	33	32	32	31	30	29	28	27
24	35	34	33	33	32	31	30	29
25	37	36	35	34	33	33	32	31
26	39	38	37	36	35	34	33	32
27	41	40	39	38	37	36	35	34
28	43	42	41	41	39	38	37	36
29	46	45	44	43	42	41	39	38
30	48	47	46	44	43	42	41	40
31	50	49	48	46	45	44	43	41
32	52	51	50	49	47	46	45	43
33	55	54	52	51	50	48	47	46
34	58	57	55	53	52	51	49	48
35		58	57	56	54	52	51	49
36			58	57	56	54	53	51
37					58	57	55	53
38							57	56

Figure 3.4 : Plages de confort thermique selon la température et l'humidité
(Tiré de : Cavayas et Baudouin, 2008, p. 49)

La Direction de la santé publique de Montréal s'inquiète du fait que le nombre de jours dont la température excédera 35°C est estimé passer de 10 à 46 dès la première moitié du siècle (Guay et Baudouin, 2005). Si bien que les zones désignées comme îlots de chaleur risquent de devenir plus problématiques avec une hausse globale de la température ressentie qui affectera le confort thermique de plus en plus de gens.

La diminution de la température par l'entremise de la végétation peut donc jouer un rôle clé afin de diminuer les cas de morbidité et de mortalité, surtout dans les périodes critiques de canicule. Cela dit, un verdissement limité à une parcelle de terrain aura pour effet direct d'améliorer le confort thermique des personnes s'y trouvant ou habitant un bâtiment non climatisé par rapport au climat plus chaud qui aurait prévalu. Dans le cas où un bâtiment est déjà climatisé, le confort thermique de l'habitation reste inchangé, peu importe l'apport rafraichissant de la végétation. Or, le taux de morbidité peut varier davantage là où la climatisation n'est pas disponible ou alors pour les gens qui passent beaucoup de temps à l'extérieur. Un verdissement généralisé à l'échelle d'un quartier ou d'une ville, quant à lui, permettrait un refroidissement global, à l'intérieur comme à l'extérieur, ce qui entrainerait une diminution des taux de morbidité et même de mortalité de manière plus notable. En effet, même en ne fréquentant que des lieux climatisés, la population est sujette à se déplacer à l'extérieur et peut donc potentiellement subir des inconforts lors des déplacements.

Dans les cas où les bâtiments ou voitures ne possèdent pas l'air conditionné, la végétation n'offre donc plus le service de réduire la facture d'énergie de ces mêmes lieux, mais permet tout de même d'améliorer le confort thermique par rapport à celui qui aurait prévalu sans espaces verts. En d'autres termes, lorsque la végétation ne permet pas de diminuer la facture d'énergie, elle offre le service à tout le moins de contribuer à diminuer les taux de morbidité et de mortalité liés aux chaleurs intenses. Ainsi, dans un cas comme dans l'autre, la végétation produit un bénéfice. Cependant, il importe de mentionner que les bienfaits en matière de santé permis par le rafraichissement de la température ne peuvent être considérés sans tenir compte préalablement de l'apport conjoint d'un autre service environnemental apporté par la végétation, soit celui de la séquestration des poussières et polluants atmosphériques qui sera traité dans la section suivante. La raison étant qu'il est difficile, voire impossible, de départager la part de responsabilité de la chaleur ou des polluants de l'air sur les cas de mortalité et de morbidité, d'autant que ces 2 facteurs accentuent les effets toxiques de l'un et de l'autre.

3.2 Séquestration de poussière et de polluants atmosphériques

La qualité de l'air est influencée non seulement par la température, mais également par le niveau de particules en suspension, soient les polluants ou poussières atmosphériques qui s'y retrouvent. En plus de produire de l'oxygène, la végétation permet d'offrir une vaste gamme de services de purification de l'air. Le feuillage et l'écorce des arbres fixent les poussières atmosphériques nocives et retirent de l'air

ambiant une grande quantité de polluants atmosphériques tels que le monoxyde de carbone (CO), l'ozone (O₃), le dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de soufre (SO₂), et les particules en suspension (PM_{0,1 ; 2,5 ; 10}) (Johnston and Newton, 2004). En raison de leur spécificité, les bénéfices issus de la capture de carbone seront exposés séparément dans la partie subséquente. Les milieux urbains, en plus de générer bon nombre de poussières et de polluants de par les nombreuses activités anthropiques, ont également généralement moins d'arbres par superficie pour épurer l'air que les milieux ruraux. Les paragraphes suivants présenteront comment la végétation exerce le service de purification de l'air par la séquestration de poussières, particules et polluants et en quoi cela influence positivement l'économie et la santé de manière générale.

La végétation offre le service environnemental de retirer de l'air ambiant une grande quantité de particules et polluants atmosphériques, tels que les poussières, la cendre, les matières particulaires (*Particulate Matter*, PM_{0,1 ; 2,5 ; 10}), les particules de métaux lourds, les composés organiques volatils (COV), le NO₂ ainsi que le SO₂. Chacun d'eux est filtré par l'écorce du tronc et du branchage ainsi que du feuillage et des aiguilles des arbres (Tomasevic et autres, 2005 dans Olivier et autres, 2010). Le taux de séquestration et d'absorption est tributaire de plusieurs variables telles que l'étendue et la taille des feuilles/aiguilles, la densité de la canopée, le rythme de croissance et l'activité physiologique des arbres, la durée de la période de croissance et de feuillaison, en plus de la concentration de particules polluantes dans un lieu donné (Nowak et autres, 2006). Règle générale, il a été observé par modélisation que le taux d'absorption de polluants par m² de superficie de canopée varie peu d'une ville du sud des États-Unis, par rapport à une ville du Nord, avec notamment les exemples de New York qui affiche un taux de 13,6 g/m²/an, de Baltimore avec un taux de 12,2 g/m²/an, de Boston avec un taux de 10,5 g/m²/an et d'Atlanta avec un taux de 10,6 g/m²/an (Nowak, 2005 ; USDA Forest Service, 2005).

Selon les recherches de Nowak et autres (2006), les arbres des villes étatsuniennes absorbent en moyenne 110 kg/ha de polluants atmosphériques, et ce, sans compter le CO₂. En raison de leur plus grande surface foliaire, les arbres matures dont le DHP (diamètre du tronc à hauteur de poitrine) est supérieur à 77 cm prélèvent entre 60 et 90 fois plus de polluants atmosphériques que les petits arbres de moins de 8 cm de diamètre, soit 1,4 kg/an pour les gros arbres comparativement à 0,02 kg/an pour les petits (Nowak, 2005). Il importe cependant de préciser qu'il peut arriver que le vent remette en circulation les polluants captés par les feuilles. Néanmoins, cela n'a pas été observé à des vents de 32,4 km/h et moins (Olivier et autres, 2010, tiré de Freer-Smith et autres, 2004).

D'après la Fondation canadienne de l'arbre, un arbre en santé peut intercepter 7 000 particules en suspension par litre d'air et un arbre de ville à maturité peut capter jusqu'à 20 kg de poussières par an (Gaumont, 2007). L'étude de Dwyer et autres (1992) arrive sensiblement au même résultat avec 50 livres (environ 23 kg) en ce qui concerne la quantité de particules atmosphériques interceptée par un arbre mature en milieu urbain annuellement. Une rue bordée d'arbres peut contenir de 10 à 15 % moins de

poussière dans l'air ambiant que dans une rue similaire, mais sans arbres (Johnston and Newton, 2004). D'ailleurs, une recherche comparative a permis de démontrer que l'on peut retrouver le quadruple de particules en suspension dans l'air des rues dénuées d'arbres par rapport à celles végétalisées. En effet, pendant que 10 000 à 12 000 particules par litre d'air ont été enregistrées dans le secteur exempt d'arbres, la rue avoisinante bordée d'arbres en contenait 3000 par litre d'air (Gaumont, 2007). La figure suivante illustre cette différence de proportion de particules. Cela dit, ces résultats ne sont pas à priori exportables pour notre cas à l'étude puisqu'un grand nombre de variables telles que celles susmentionnées peuvent influencer ces résultats.

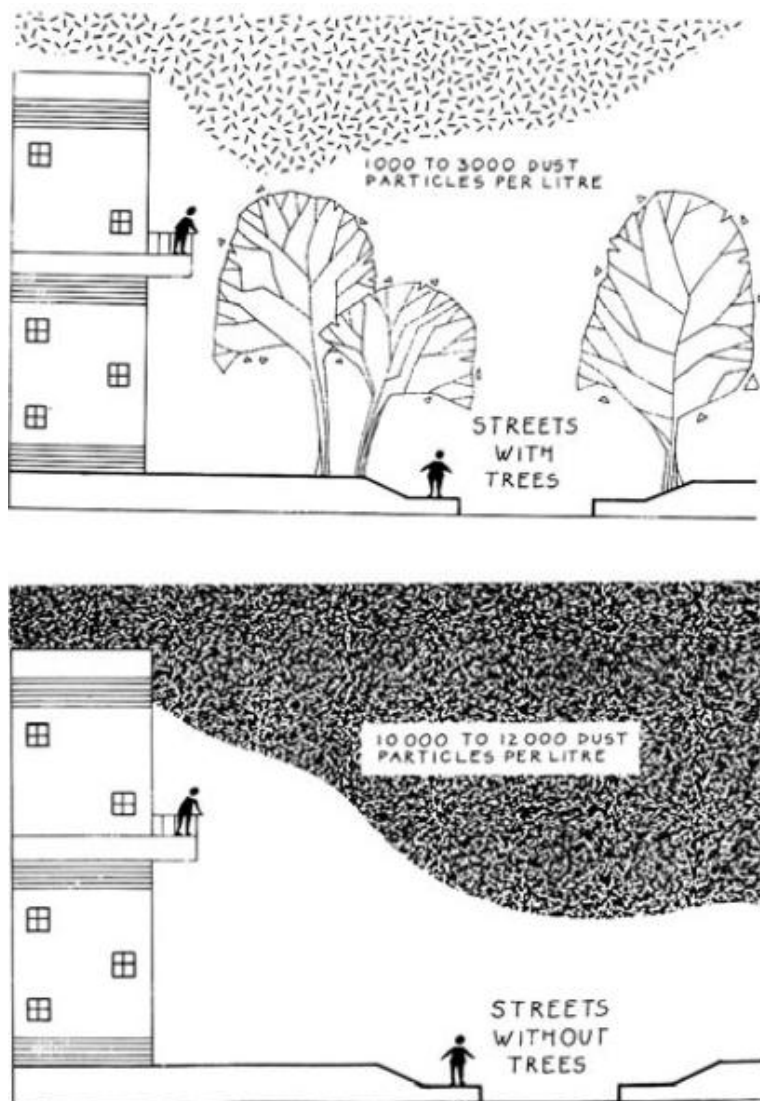


Figure 3.5 : Niveau de particules dans une rue bordée d'arbres et une rue sans arbres
(Tiré de : Johnston and Newton, 2004, p.10)

En plus de capter des polluants, la végétation permet de réduire les températures et ce faisant, la disponibilité de ces mêmes polluants dans l'air s'en trouve réduite. Son double rôle est donc cumulatif et

les bénéfiques environnementaux multiplicateurs. À titre d'exemple, la végétation trappe une partie des polluants précurseurs à la formation du gaz toxique nommé ozone troposphérique (NO₂, COV, PM), et le refroidissement qu'elle génère permet de réduire la formation photochimique de l'ozone (NO₂+COV+PM+chaleur). Des études démontrent que l'incidence de la température sur la quantité d'ozone produite en général se traduirait par une augmentation de 1 % pour chaque montée du mercure de 1°C (Dwyer et autres, 1992 tiré de Taha, s.d.). Plus précisément, chaque augmentation de 1°C au-dessus de 22°C provoquerait une recrudescence du smog de 5 % à Los Angeles (Akbari, s.d.). À des latitudes plus nordiques cette fois-ci, une étude new-yorkaise prévoit qu'une augmentation de 10 % de la canopée urbaine de la ville permettrait de réduire le niveau d'ozone de 3 % (Luley and Bond, 2002). La ville de Montréal n'est d'ailleurs pas exemptée de ce problème, ayant affiché, entre 2003 et 2005, une moyenne de concentration maximale d'ozone de 127 microgrammes (µg) par m³ (65 parties par milliard (ppb)), ce qui correspond à la limite supérieure de mauvaise qualité de l'air selon la norme pancanadienne (Gaumont, 2007). Les chercheurs Vergriete et Labrecque (2007) supposent d'ailleurs que 10 % de couvert arboré supplémentaire à Montréal engendrerait une réduction d'ozone de près de 4 ppb, représentant 6,2 % de diminution en temps normal et 4,7 % lors des pics de contamination. Si bien que l'urbanisme végétal permettrait indirectement, par la réduction de la chaleur et de la disponibilité de polluants, d'améliorer la qualité de l'air, et de surcroît, d'éviter de nombreux cas de mortalité et de morbidité ainsi que les coûts que ceux-ci génèrent, tel que décrit dans la section suivante.

3.2.1 Impact de la qualité de l'air sur la santé

L'action combinée de la chaleur et de la pollution atmosphérique provoque une toxicité croisée qui a des répercussions nuisibles sur la santé (Reeves, 2011). De la même manière, la chaleur, en induisant une augmentation de la disponibilité des polluants atmosphériques dans l'air, provoque du même coup une diminution de la résistance du corps humain à y faire face et engendre un autre cercle vicieux. La chaleur tend, par exemple, à favoriser la pénétration des particules fines dans les membranes pulmonaires et leur toxicité s'en trouve ainsi augmentée (Ib.). Selon le cardiologue François Reeves (2011), cet effet nocif sur le corps humain se prépare sur de longues années et est rarement attribuable à un seul événement majeur. Les paragraphes suivants permettront justement d'établir le lien qui unit la mortalité et la morbidité à la pollution de l'air et d'identifier en quoi la végétation permet de jouer un rôle sur cette problématique.

C'est un événement majeur de pollution atmosphérique, le *Great London Smog* de 1952, qui a suscité le déploiement des premières études sur la qualité de l'air et la santé et du rôle de la végétation pour contrer cet effet. Lors de cet épisode de 5 jours de smog intense, 4000 personnes ont péri prématurément et 100 000 autres sont devenues malades. Certaines recherches vont même jusqu'à dire que les estimations de mortalité ont été sous-estimées et seraient en réalité de 12 000 morts (Met Office Education, s.d.) Bien entendu, il est question ici d'un phénomène exceptionnel, mais tout de même révélateur des dérapages que la pollution peut causer (Reeves, 2011). Il demeure que bien avant d'en arriver à un tel événement,

les conséquences de la pollution de l'air peuvent être plus subtiles, mais tout de même très coûteuses pour une société.

Plus localement, le Conseil Régional de l'Environnement (CRE) de Montréal relate que, « la pollution atmosphérique serait à l'origine de 1 540 décès prématurés par année à Montréal » dont 400 seraient liés aux pics de pollution tandis que les 1 140 autres seraient liés à une exposition chronique (Gaumont, 2007, p.10). Une étude décrite comme étant conservatrice de l'Institut national de la santé publique du Québec estime qu'en 2002, environ 1 974 décès prématurés auraient été provoqués par l'exposition aux particules en suspension, à l'ozone et au dioxyde d'azote, et représentent 7 % de la mortalité totale de cette même année au Québec. (Bouchard et Smargiasi, 2007).

Toujours à Montréal, la tranche d'âge des 65 ans et plus connaît une hausse de mortalité de 6,4 % la journée suivant une hausse de 12,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules fines dans l'air ($\text{PM}_{2,5}$) (King et autres, 2006). Dans la même lignée, selon une étude de l'Université Harvard menée pendant 20 ans sur un échantillon de 8 111 adultes provenant de 6 villes américaines différentes, il y avait 25 % plus de mortalité dans la ville la plus polluée par rapport à celle moins polluée dont les habitudes de vie étaient pourtant similaires (Reeves, 2011). Une étude de Burnett et autres (2004) sur les 12 plus grandes villes canadiennes démontre également le lien étroit entre les variations du taux de mortalité et les fluctuations de concentration de polluants de NO_2 (Olivier et autres, 2010). Beckett et autres (2000) citent même une étude qui démontre que plus de décès sont attribuables à la pollution atmosphérique qu'aux accidents de voiture dans plusieurs villes européennes (Olivier et autres, 2010).

Outre les décès, de nombreux inconforts, malaises et problèmes de santé peuvent être imputables aux ilots de chaleur et à la pollution atmosphérique. Selon le Réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA), l'année 2011 affiche 69 journées dont la qualité de l'air était mauvaise (plus de 35 μg) ; une situation attribuable dans une large mesure à une forte quantité de particules fines (50 jours) dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 micromètres et également à la présence de smog (15 jours) (RSQA, 2011). La limite de la norme pancanadienne se chiffre à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gaumont, 2007).

La figure ci-dessous présente justement l'indice de qualité de l'air selon le taux de $\text{PM}_{2,5}$ à plusieurs stations sur l'île de Montréal, et l'arrondissement RPP (station 80) affiche environ 51 % de journées en 2010 qui ont soit une qualité de l'air acceptable (30 à 60 μg) ou mauvaise (plus de 60 μg), dont précisément 6,57 % pour la dernière catégorie.

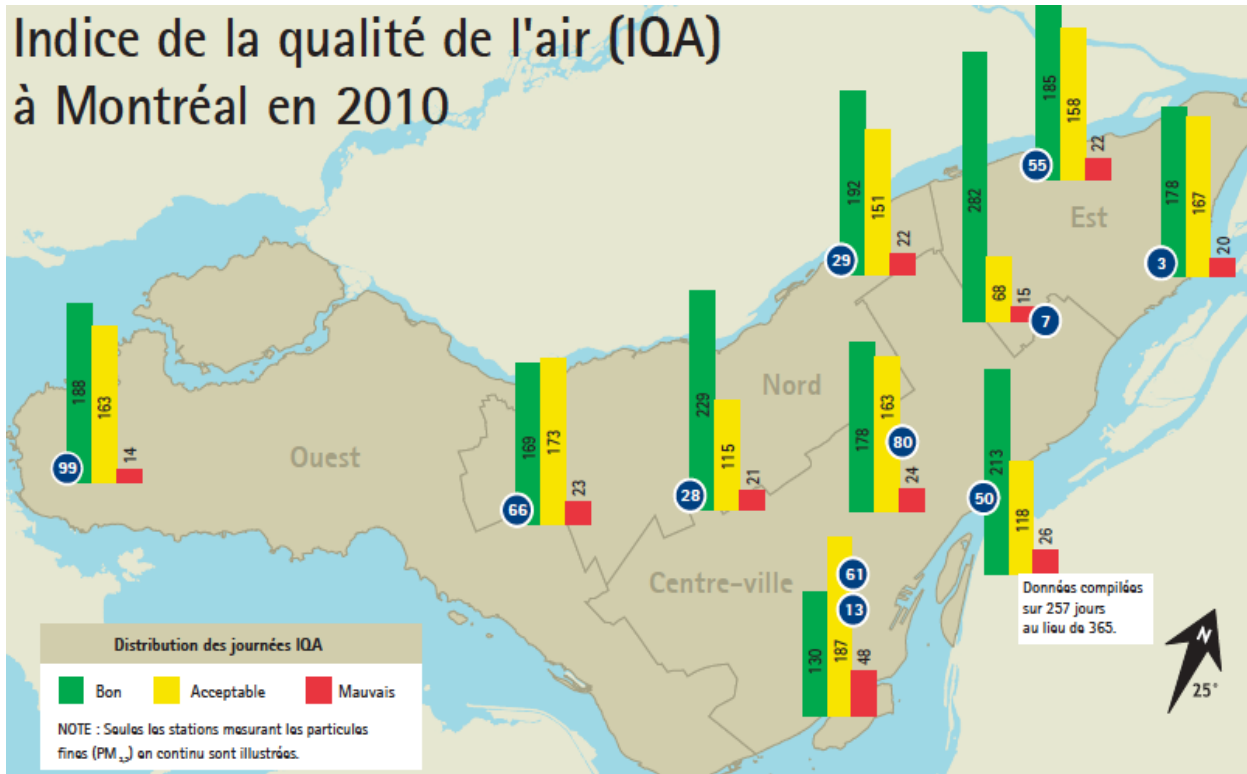


Figure 3.6 : Indice de la qualité de l'air à Montréal en 2010
(Tiré de : RSQA, 2010, p.5)

Ces données laissent déduire qu'il y a certainement en plus des cas de mortalités, de nombreux cas de maladies liés à la pollution urbaine. La figure suivante démontre justement la pyramide des conséquences sanitaires de la pollution urbaine avec une progression des effets les plus sévères plus le sommet se rapproche et une plus grande proportion de la population affectée lorsque les effets sont plus subtils.

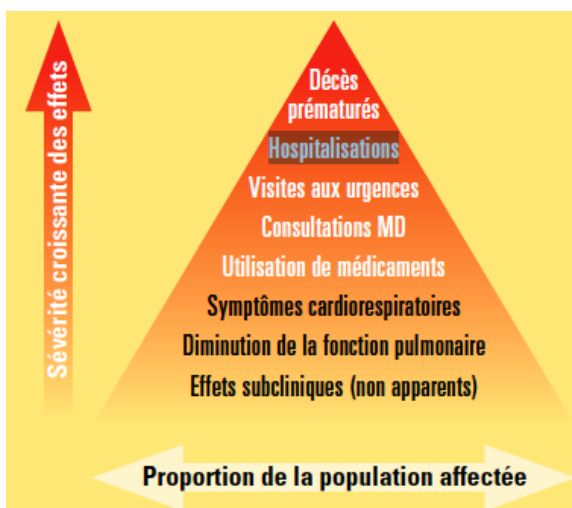


Figure 3.7 : Effets cardiaques et respiratoires associés à la pollution urbaine
(Tiré de : Drouin et autres, 2006, p. 24)

Dans une recherche de McPherson et autres (2007) il est mentionné qu'en plus de réduire la longévité, la mauvaise qualité de l'air cause de nombreux problèmes de santé (Tableau 3.1) et engendre d'importants coûts de soins médicaux. Plusieurs études en santé publique ont permis de démontrer le lien entre la mauvaise qualité de l'air et l'augmentation de divers problèmes de santé. La Direction de la santé publique de Montréal a établi que le jour même ou encore le lendemain de chaque augmentation de 10 microgrammes de particules fines par mètre cube d'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), il est observé une augmentation de près de 1 % du nombre d'hospitalisations pour insuffisances et maladies cardiaques par rapport à la situation qui prévalait avant l'augmentation de PM_{10} (Drouin et autres, 2006). En considérant tous les malaises et maladies reliés à la pollution urbaine tels qu'énumérés au tableau 3.1, ce pourcentage d'hospitalisation serait révisé à la hausse.

Tableau 3.1 : Énumération des malaises et maladies reliés à la pollution atmosphérique

Exemples des malaises et maladies induits par la pollution atmosphérique*	
Problème respiratoire aigu	Bronchite
Crampe de chaleur	Asthme
Épuisement	Maladie cardiovasculaire
Coups de chaleur	Maladie cérébrovasculaire
Thrombophlébite	Maladie neurologique
Hypertension	Maladie rénale
Syndrome métabolique	Maladie chronique exacerbée
Diabète	Athérosclérose

* Sources d'information : McPherson et autres, 2007 ; Reeves, 2011 ; Santé Canada, 2010 ; Giguère, 2009 ; Anquez et Herlem, 2011 ; Vergriete et Labrecque, 2007 ; Nature Québec, 2012.

Puisqu'il est admis que les arbres urbains permettent de retirer de l'air une grande quantité de particules fines, une canopée plus imposante permettrait certainement de jouer un rôle dans la diminution du taux d'hospitalisation et des coûts associés. Il est cependant difficile de quantifier la part de la pollution de l'air sur les hospitalisations, quelle que soit la nature de la maladie ou du malaise. Entre 2009 et 2010, le coût moyen par hospitalisation au Québec était de 3 773 \$ (AQESSS, 2011). Bien qu'il ait été intéressant de comprendre le lien entre chacun des troubles de santé énumérés ci-haut et la mauvaise qualité de l'air, les objectifs de l'essai sont plus généraux, donc portent sur l'ensemble des bénéfices du verdissement. Ainsi, en raison des limitations de l'essai, il ne sera question que de certains cas particulièrement préoccupants et bien documentés pour illustrer l'importance socioéconomique de viser une meilleure qualité de l'air. Ainsi, les paragraphes suivants font état d'études concernant la corrélation qui existe entre la pollution de l'air et les maladies cardiovasculaires et dans un deuxième temps, avec l'asthme. L'objectif étant de démontrer que les taux de pollution sont suivis géographiquement et historiquement par les taux de maladies, et comment la végétation peut contribuer à résorber le phénomène.

3.2.2 Lien entre maladies et pollution atmosphérique

Malgré que le terme pollution de l'air soit plus fréquemment associé aux problèmes respiratoires, une étude américaine relate que la pollution atmosphérique serait à l'origine d'encore plus de troubles

cardiaques (Reeves, 2011). Plus particulièrement, les particules et les gaz qui sortent du tuyau d'échappement des véhicules contribuent grandement à enflammer les artères. Le terme scientifique pour décrire ce mélange est matières particulaires ou *Particulate Matters* (PM). Les particules fines (PM_{2,5}) et ultrafines (PM_{0,1}) sont celles qui causent le plus de dommages à la santé humaine, car elles sont si petites qu'elles peuvent passer directement des alvéoles pulmonaires à la circulation sanguine et ultimement provoquer des problèmes cardiaques. À cet effet, une étude qui a duré 6 ans, à Helsinki, en Finlande, révèle une corrélation significative entre l'augmentation du nombre d'accident vasculaire cérébral (AVC) et la hausse des PM_{2,5} (Kulmala et autres, 2007 dans Reeves, 2011). À Boston, une autre étude a démontré qu'il y a 69 % plus d'infarctus dans les 24 heures après une montée de pollution. Il y est d'ailleurs mentionné que la hausse de particules fines de moins 2,5 microns stimule automatiquement le déclenchement d'infarctus aigus (Peters et autres, 2001). Une autre vaste recherche qui s'est étalée sur 16 ans ayant porté sur environ 500 000 citoyens de 156 villes américaines a permis de démontrer que chaque hausse d'un quartile de particules fines augmente le risque cardiovasculaire global de 12 % et de 13 %, pour ce qui est du risque d'arythmie et de défaillance cardiaque (Arden Pope et autres, 2009). En ce qui a trait exclusivement aux émanations de monoxyde de carbone (CO), une recherche démontre que chaque augmentation de 1 partie par million (ppm) de CO issue des tuyaux d'échappement cause 1 % d'augmentation d'hospitalisation pour décompensation cardiaque⁵ (Bell et autres, 2009). Ainsi, en 2004, le groupe *American Heart Association* s'est prononcé officiellement à l'effet que le smog est toxique pour le cœur (Reeves, 2011).

D'ailleurs, les courbes de pollution sont suivies spatialement et temporellement par les taux de maladies cardiovasculaires et les exemples qui suivent en témoignent. Afin d'illustrer ceci, en août 2003, la canicule en Europe a entraîné plus de 70 000 décès prématurés et encore plus de cas de morbidité, qui sont, pour leur part, plus difficiles à chiffrer. De ces décès, 15 000 ont été recensés en France et 72 % de ces derniers étaient liés à des problèmes cardiovasculaires (Hémon et Jouglu, 2003). Beaucoup moins de décès ont été recensés dans les départements plus végétalisés et moins pollués (Hémon et Jouglu, 2003). À Helsinki cette fois-ci, une étude a démontré que la courbe d'AVC suivait significativement la courbe de pollution en été, mais pas en hiver (Reeves, 2011). La dimension de la chaleur ajoute donc sans contredit un facteur aggravant supplémentaire à la pollution. L'étude des *Six-Cities Studies* de l'Université Harvard publiée en 1993 démontre également de manière éloquent le lien de cause à effet de la mauvaise qualité de l'air sur la santé cardiaque (Ib.). Les chercheurs ont comparé 6 villes des États-Unis en analysant les particules fines, l'acidité des aérosols, le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote et en suivant 8 111 adultes de ces 6 villes à partir de divers paramètres de santé et d'habitude de vie, pendant 16 ans. Ils sont parvenus à la conclusion que le taux global de mortalité était de 25 % plus élevé dans la ville la plus polluée que dans la ville la moins polluée, et ce, même si les modes de vie de ces 2 villes étaient comparables.

⁵ Recherche qui a porté sur 9,3 millions d'Américains dans 126 villes

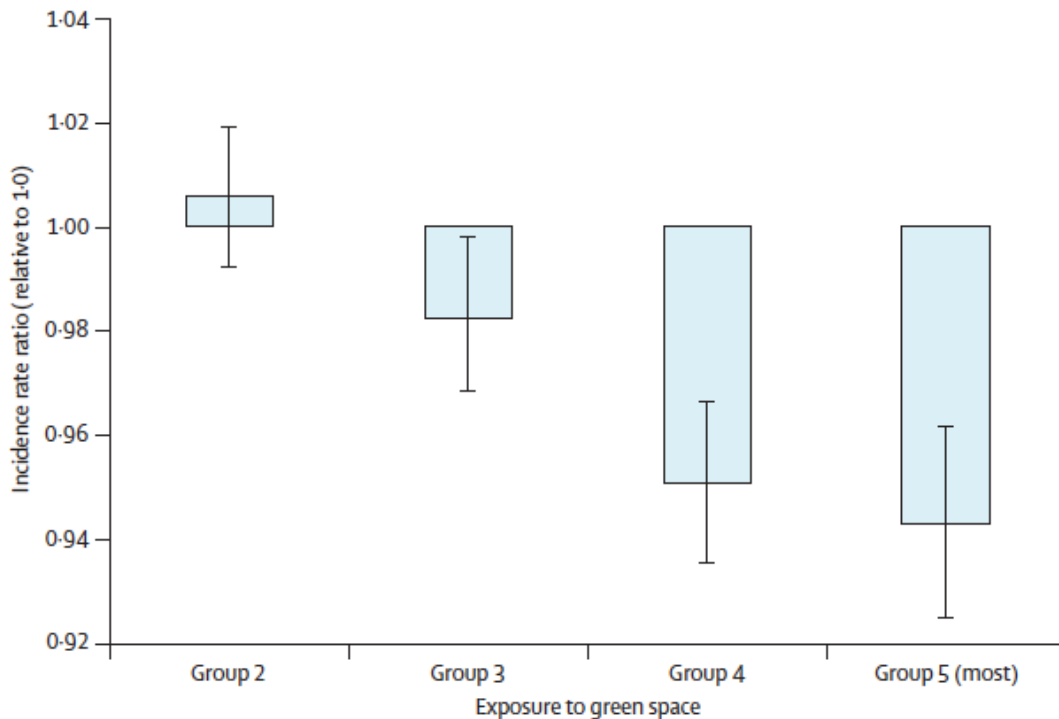
D'une source à l'autre, la part de la pollution comme cause de la maladie cardiaque varie de 7,5 à 23 % (Ib.). Or, il est bien probable que les chiffres puissent s'avérer plus inquiétants, car il est difficile de nos jours de trouver un milieu exempt de pollution et ainsi de pouvoir mener une étude comparative exhaustive. Par contre, il est tout de même possible de comparer les niveaux de mortalité-morbidité entre différents lieux, des plus pollués aux moins pollués pour pouvoir déterminer le niveau de responsabilité de la pollution de l'air sur certaines maladies. Dans une étude hollandaise, il a justement été observé que les personnes habitant à l'intérieur d'un périmètre de 50 m d'une voie polluée avaient un taux de mortalité cardiovasculaire de 95 % plus élevé que les personnes résidant à plus de 200 mètres (Hoek et autres, 2002). Cela est d'autant plus révélateur du fait qu'au-delà des habitudes de vie, la pollution de l'air joue un grand rôle sur ses maladies. Une étude canadienne des chercheurs David Boyd et de Stephen J. Genuis de l'Université de la Colombie-Britannique mentionne que la pollution de l'air est directement reliée à entre 5 000 et 11 000 décès cardiovasculaires et entre 33 000 à 67 000 hospitalisations cardiovasculaires au Canada, à chaque année (Boyd and Genuis, 2008). Plus globalement, elle serait également responsable de 78 000 à 194 000 hospitalisations causées par des cancers, des maladies respiratoires, cardiovasculaires et des maladies congénitales. Ces 1,5 million de jours d'hospitalisation par an se traduisent en un coût social et économique qui se situe entre 3,6 et 9,1 milliards de dollars par an (Ib.). Ce montant pourrait même être révisé à la hausse pour ce qui concerne le coût social puisque dans certains cas où il y a complication, cela peut engendrer des démences et de sévères atteintes neurologiques chroniques. De plus, l'impact économique de l'absentéisme au travail n'est pas inclus dans le calcul.

La mauvaise qualité de l'air peut également causer ou exacerber d'autres maladies ou malaises tels que l'asthme. Une estimation de 2002 qualifiée de conservatrice par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) démontre que l'exposition aux $PM_{2,5}$, à l'ozone et au NO_2 est la cause de 246 705 journées de symptômes d'asthme (Bouchard et Smargiassi, 2007). D'autre part, une étude londonienne a évalué 60 asthmatiques légers afin de déterminer l'incidence sur la santé de deux types de secteurs de marche, soit une rue dénuée d'arbres et une rue bordant un parc boisé. Pour chacune des marches, des mesures de la pollution ambiante et des fonctions respiratoires des cobayes ont été prises. Le taux de particules ultrafines et de dioxyde d'azote était respectivement de 63 et de $142 \mu g/m^3$ dans la rue tandis qu'ils se chiffraient à 18 et $21 \mu g/m^3$ dans le parc. Les conclusions ont également établi une baisse de la capacité vitale respiratoire des participants lors des marches dans la rue minéralisée par rapport à celles dans le secteur entouré d'arbres (McCreanor et autres, 2007). La présence d'ozone au sol a également un impact sur les taux d'asthme. À ce sujet, aux Jeux olympiques d'Atlanta en 1996, des restrictions entourant la circulation automobile ont permis de diminuer de 23 % le trafic, ce qui a engendré une baisse de 28% des taux d'ozone ainsi qu'une diminution de 42 % des visites à l'urgence d'enfants victimes de crise d'asthme (Freedman et autres, 2001). Une importante diminution des coûts de santé a donc forcément été observée durant cette période, en plus de l'amélioration de la qualité de vie globale des enfants asthmatiques. Or, bien que cet essai ne porte pas sur l'effet de la diminution de la circulation automobile, il demeure que ce cas démontre bien la relation de cause et effet entre la quantité d'ozone

dans l'air et l'asthme et qu'à défaut d'adopter des restrictions automobiles, la végétation pourrait potentiellement atténuer le problème de mauvaise qualité de l'air par la diminution de la température ambiante et par la fixation de polluants.

3.2.3 Rôle de la végétation pour réduire les problèmes de santé et coûts associés

Selon certaines études, les milieux avec une forte exposition aux espaces verts présentent entre autres des indices de mortalité cardiovasculaire inférieurs à ceux largement bétonisés tels que présentés dans la figure qui suit (Mitchell and Popham, 2008). L'axe des abscisses affiche l'incidence de la mortalité et l'axe des ordonnées comprend 4 groupes à l'étude, demeurant dans des milieux plus ou moins exposés à des espaces verts. (Groupe 2 : le moins exposé, groupe 5 : le plus exposé)



	Groups of exposure to green space					Total
	1 (least exposed)	2	3	4	5 (most exposed)	
Income-deprivation group 1 (least deprived)	1 497 663	1 512 733	1 756 134	2 503 755	3 716 717	10 987 002
Income-deprivation group 2	1 757 904	1 617 400	1 720 964	2 080 000	2 891 637	10 067 905
Income-deprivation group 3	2 291 828	2 033 620	2 025 834	1 821 320	1 161 087	9 333 689
Income-deprivation group 4 (most deprived)	2 797 692	2 983 898	2 591 694	1 654 367	396 989	10 424 640
Total	8 345 088	8 147 653	8 094 629	8 059 446	8 166 435	40 813 236

Table: Study population size, stratified by exposure to green space and by income deprivation

Figure 3.8 : Incidence de la mortalité cardiovasculaire selon le niveau d'exposition à la végétation
(Tiré de : Mitchell and Popham, 2008, p.139)

Bien que ce graphique n'illustre que l'impact sur la mortalité cardiovasculaire, il est raisonnable d'estimer que des taux de mortalité associés à d'autres maladies énoncées précédemment seraient également plus

élevés dans les milieux peu végétalisés. Demeurer dans un milieu vert diminue de 6 % la mortalité cardiovasculaire et ce nombre serait sans doute supérieur en tenant compte de l'incidence de mortalité par d'autres types de maladies (Reeves, 2011). Ainsi, le verdissement urbain peut jouer un rôle prépondérant pour contrecarrer l'incidence de ses diverses maladies puisque la végétation permet de réduire la disponibilité de polluants dans l'air et que ces mêmes polluants sont à la source de bien de problèmes de santé. En d'autres termes, l'effet cumulatif des services apportés par la végétation permet d'agir sur l'augmentation de la qualité de l'air, qui, elle, permet de jouer un rôle crucial sur la santé et sur les coûts de santé implicitement. Ces services engendrés par la végétation ont d'ailleurs été estimés en valeur monétaire dans différentes villes. À noter que chacun des calculs énumérés ici-bas se servent de valeurs conservatrices, car ils n'intègrent pas l'effet de diminution de la température permis par la végétation qui, elle, permettrait à son tour de diminuer la formation et libération de certains de ces mêmes polluants, tels les COV et l'ozone, comme mentionné précédemment. Afin d'illustrer ceci, la forêt urbaine de Sacramento aux États-Unis retire 1 457 tonnes de polluants atmosphériques annuellement, incluant l'ozone, les particules fines de moins de 10 microns (PM₁₀), le dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de soufre (SO₂), pour une valeur totalisant 28 763 000 \$ US (Scott et autres, 1998 dans Tarran, 2009). À Chicago, l'étude de McPherson et autres (1994) quant à elle vient à la conclusion que les arbres de la ville prélèveraient 6 145 tonnes de polluants atmosphériques, représentant une diminution des coûts de santé à hauteur de 9,5 millions de dollars (\$) américains pour l'année 1991. Ce montant ne tient d'ailleurs pas compte du service de captation du carbone. Dans la ville de New York, il a été évalué que les arbres permettent de retirer de l'air ambiant 1 821 tonnes métriques de polluants de l'air, pour une valeur sociale de 9,5 millions de dollars US (Nowak, 2005).

Une plantation de 500 000 arbres à Tucson réduit la quantité de particules atmosphériques de 6 500 tonnes par année (Dwyer et autres, 1992). Le coût implicite au contrôle des particules atmosphériques a été estimé en moyenne dans cette ville à 4,16 \$ américains par arbre par année, pour un total de 1,5 million chaque année (McPherson, 1991, dans Dwyer et autres, 1992). Ce calcul a d'ailleurs tenu compte que des millions de dollars sont dépensés chaque année dans le but de réduire la quantité de polluants atmosphériques, que ce soit par des programmes rigoureux d'inspection et de maintenance de véhicules et de covoiturage. Ce montant représente 4,11 \$ CAN de la même année (FXTop Currency Converter, 2012) et 5,87 \$ CAN en valeur 2011 selon l'indice des prix à la consommation (IPC) (Statistique Canada, 2012). En reportant l'estimation de 5,87 \$ par arbre à l'arrondissement étudié, les 26 464 arbres représentent 155 344 \$ annuellement au pour ce seul service. Toutefois, il n'est pas assuré qu'une pareille valeur puisse être reportée directement à l'arrondissement RPP car le montant dépend de plusieurs facteurs, dont la variabilité de chaque arbre dans sa capacité à réduire la disponibilité des polluants selon l'espèce, la maturité ainsi que la quantité de polluants atmosphériques générés dans la ville, de même que les programmes en place pour réduire la problématique. En tenant compte de ces réserves, la valeur obtenue demeure tout de même plausible. Pour en arriver à ces calculs, la méthode usuelle est d'attribuer une valeur au coût de la pollution de l'air en fonction des externalités négatives que

les différents polluants provoquent. Des données très détaillées existent sur les quantités de polluants prélevés par les différentes espèces d'arbres selon leur maturité (Nowak et autres 2006). À chaque unité de polluant retiré est associée une valeur qui représente un coût social économisé. En d'autres termes, puisque le coût de la pollution n'est pas comptabilisé sur le prix du marché des biens et services, cette valeur permet d'en tenir compte. L'étude propose ainsi d'attribuer les valeurs du tableau ci-dessous aux principaux polluants de l'air pour l'ensemble des États-Unis⁶ (lb.). Ces valeurs représentent les coûts qui seraient évités par des méthodes de contrôle de la pollution urbaine pour respecter les normes de qualité de l'air. Bien que cette méthode permette de donner une valeur, cette dernière n'inclut pas nécessairement toutes les externalités négatives en santé ou sur l'environnement issues de la pollution.

Tableau 3.2 : Valeur attribuée au principaux polluants de l'air (\$ CAN 2011)

Polluant	Valeur USD, 2006*	Valeur CAD, 2006**	Valeur CAD, 2011**
NO ₂	6 752 \$ / Tonne	7 657 \$ / Tonne	8 415 \$ / Tonne
PM ₁₀	4 508 \$ / Tonne	5 113 \$ / Tonne	5 619 \$ / Tonne
SO ₂	1 653 \$ / Tonne	1 875 \$ / Tonne	2 061 \$ / Tonne
CO	959 \$ / Tonne	1 088 \$ / Tonne	1 196 \$ / Tonne
O ₃	6 752 \$ / Tonne	7 657 \$ / Tonne	8 415 \$ / Tonne

* Source d'information: Nowak et autres, 2006

** Source pour convertir les chiffres: Banque de Canada, 2012, Taux de change 2006 de 1,1341 CAD

***Source pour actualiser les chiffres : Statistique Canada, 2012, IPC 109,1 en 2006, IPC 119,9 en 2011

Malgré le fait qu'il soit difficile de mesurer précisément l'impact de la pollution et de la chaleur accablante sur la santé, il demeure qu'un consensus existe quant à l'effet dévastateur qu'elle peut avoir (Dwyer et autres, 1992). La foresterie urbaine doit être perçue comme une composante essentielle à l'amélioration de la qualité de l'air permettant ainsi des économies substantielles, en diminuant les coûts de santé et de traitements de maladies associés à la mauvaise qualité de l'air (lb.). Les programmes de plantation d'arbres semblent d'autant plus pertinents par leur rôle préventif en amont qui permet de diminuer les dépenses en aval (lb.). D'ailleurs, selon Bell and Wheeler (2006), la foresterie urbaine est considérée par la majorité des chercheurs comme l'une des méthodes de réduction de la pollution de l'air la moins coûteuse, et ce, sans même tenir compte des externalités économiques positives des nombreux autres services apportés par la végétation.

3.3 Capture du carbone par la végétation

La végétation constitue un véritable puits à carbone, dont le service est d'autant plus utile en milieu urbain du fait que la production de carbone via les véhicules y est intensifiée par rapport aux ruralités. En plus d'être influencé par le milieu anthropique, le niveau d'absorption de carbone des arbres varie également selon d'autres facteurs énumérés dans le tableau ci-dessous. Ces variables peuvent d'ailleurs différer grandement d'un secteur à l'étude à un autre.

⁶ Une telle démarche n'a pas encore été faite au Canada selon Arbres Canada (Godin, 2012)

Tableau 3.3 : Facteurs influençant le captage du carbone par les arbres

Facteurs influençant le captage du carbone*	
Type d'espèce	Climat
État de santé	Lumière
Âge (Taille, diamètre)	Disponibilité en eau
Adaptabilité au milieu	Disponibilité en minéraux
Tolérance aux insectes et aux maladies	Composition du sol
Espérance de vie	Acidité du sol

* Sources d'information : Vergriete et Labrecque, 2007 ; Dubé et autres, 2006

Les arbres en milieu urbain contiennent approximativement 4 fois plus de carbone que les arbres en milieu naturel, en raison de leur croissance rapide, de leur longue espérance de vie et de leur grande taille vu la moindre compétitivité pour l'espace (Dubé et autres, 2006).

Dépendamment des différentes variables énumérées ci-haut, les résultats quant aux estimations de la séquestration de carbone par les arbres varieront. Par exemple, selon la Société de l'arbre du Québec, un arbre de 30 ans en milieu urbain absorbe 9,4 kg de carbone annuellement (Blais, 1998 dans Vergriete et Labrecque, 2007). Pour sa part, la Fondation canadienne de l'arbre a établi à 220 kg la quantité de carbone emmagasiné par arbre pendant 80 ans, soit 2,5 kg par an (Roulet and Freedman, 2008). Néanmoins, 15 % du carbone emmagasiné par les arbres est relâché lors des activités d'élagage par la décomposition des feuilles et du bois (Jo and McPherson, 1995). Les quelque 50,8 millions d'arbres de la région métropolitaine de Chicago emmagasineraient 155 000 tonnes de carbone sur une base annuelle, selon l'étude de McPherson et autres (1994). L'étude de Nowak (1993) quant à elle a permis de déterminer que la plantation annuelle de 10 millions d'arbres urbains aux États-Unis, pendant 10 ans, permettrait de capter 363 millions de tonnes de carbone pour la même période. Plus localement cette fois, l'étude de Dubé et autres (2006) chiffre à 39,6 millions les arbres de la région métropolitaine de Montréal dont le taux moyen de séquestration de carbone serait de 11,4 kg/an, par arbre. Au total, le taux de séquestration serait donc de 451 440 tonnes annuellement (lb.).

Afin d'attribuer une valeur à ce potentiel de séquestration du carbone par les arbres, il est possible de se servir de l'indice du coût social du carbone (CSC) qui attribue une valeur monétaire par tonne de CO₂ aux externalités négatives. Il se définit ainsi :

« Le CSC est le coût marginal des dommages exhaustifs causés par les émissions de carbone et reflète généralement la valeur nette actuelle de l'impact à long terme des changements climatiques de chaque tonne additionnelle de CO₂ émise aujourd'hui » (La prospérité durable, 2011, p.3).

Cet outil permet de calculer la portée des conséquences économiques du carbone afin de stimuler l'adoption de politiques permettant de diminuer ces mêmes émissions. Ainsi, à partir du moment où les

coûts sociaux générés par les émissions excèdent les avantages économiques, il est possible de déduire l'absence de rentabilité sociale de l'activité émettrice. Selon Environnement Canada, une estimation du CSC serait de 25 \$ par tonne de CO_{2e} en date de 2010 (La prospérité durable, 2011). Ce montant actualisé en valeur 2011, donne 25,73 \$ par tonne. Pour l'arrondissement à l'étude, les 26 464 arbres représenteraient une capture annuelle de 301 689,60 kg (301,69 tonnes) pour une valeur annuelle de 7 542,25 \$, soit une moyenne de 0,29 \$ par arbre par an. À noter que le même modèle économique qui a établi la valeur du CSC à la tonne ci-haut projette que le CSC pourrait atteindre 1 500 \$ la tonne d'ici 2050 en considérant des paramètres conservateurs (lb.).

3.4 Rétention des eaux pluviales

En plus des services environnementaux de régulation de la température et de séquestration de polluants atmosphériques, la végétation urbaine permet également de jouer un rôle dans la gestion des eaux pluviales. Les paragraphes suivants permettront d'expliquer les processus physiques de rétention de l'eau par la végétation pour ensuite déterminer leurs implications économiques.

La végétation intercepte l'eau par le feuillage, les tiges ainsi que l'écorce et ce faisant, une partie de cette eau captée peut s'évaporer sous une forme gazeuse. Ce phénomène de rétention de l'humidité permet de contribuer au refroidissement ambiant de l'air et même de créer de potentiels îlots de fraîcheur (IFU). L'eau non évaporée quant à elle tombera au sol, mais le retard de sa chute contribuera à diminuer l'intensité des pics de ruissellement lors d'averses (Heidenreich, s.d.). Une fois rendue au pied des arbres, l'eau peut être une fois de plus être capturée dans le sol. En effet, le système racinaire des arbres permet de maximiser l'infiltration de l'eau en maintenant une structure de sol plus ouverte par une augmentation de la perméabilité et de la porosité du sol (Xiao et autres, 1998). À titre d'exemple, l'infiltration sur le pourtour des arbres est entre 2 à 17 fois plus rapide que celle d'un sol nu à proximité (Bramley et autres, 2003). Ce service environnemental en engendre un autre, soit celui de capturer de l'eau qui permet de l'épurer à même le sol et de recharger les nappes phréatiques. La figure suivante permet de visualiser les différents cheminements de l'eau possible en présence d'arbre.

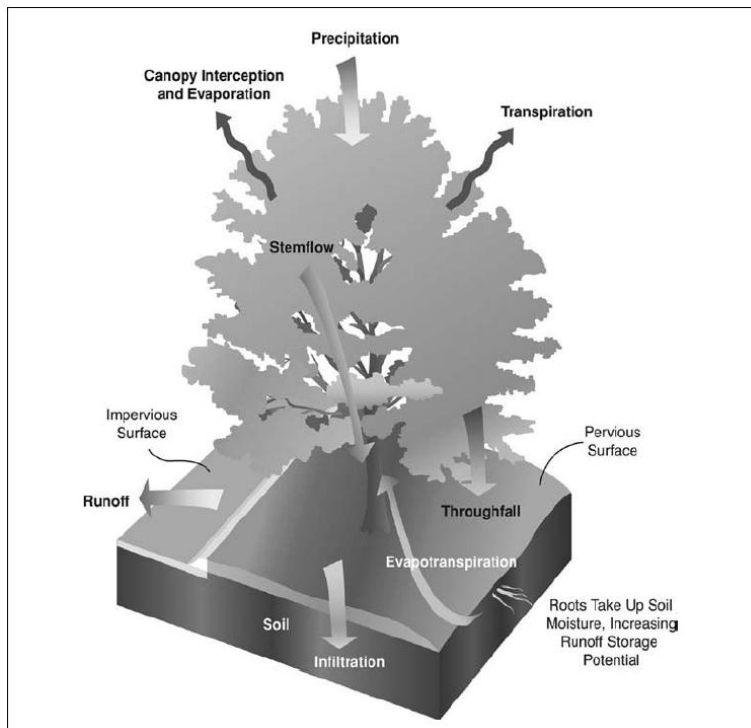


Figure 3.9 : Schéma des différents cheminements de l'eau en présence d'un arbre
(Tiré de : McPherson et autres, 2007, p.14).

Il importe d'ajouter également que malgré le fait que l'interception des précipitations hivernales par la végétation est moindre par rapport à l'été, elle n'est pas nulle et varie selon les études de 6 % à 22 %, grâce au processus de sublimation de la neige (Gaumont, 2007). En effet, une partie des précipitations de neige interceptées par la végétation retourne à l'atmosphère et l'autre s'évapore lors de la fonte des neiges (Vergriete et Labrecque, 2006).

3.4.1 Corrélation entre ruissellement et minéralisation de l'espace

Le ruissellement de surface se définit comme la proportion d'eau de pluie qui ne s'évapore pas et qui ne pénètre pas dans le sol, mais plutôt qui s'écoule, selon la gravité, sur les surfaces imperméables (Vergriete et Labrecque, 2006). Ainsi, plus il y a minéralisation de l'espace par rapport au ratio de végétation, plus il y aura de ruissellement. Le sol de la ville de Montréal étant imperméabilisé à 80 %, affiche un fort taux ruissellement de surface qui lessive vers les égouts, tous les polluants sur son passage, qu'ils soient huiles et graisses de voiture, métaux lourds, pesticides et détritux divers (Gaumont, 2007).

À Merseyside au Royaume-Uni, une augmentation de 7 % de l'espace bâti combiné à une perte de 6% des espaces verts, a généré une augmentation de 4 % du ruissellement (Pauleit et autres, 2005 dans Vergriete et Labrecque, 2006). Selon la même logique, une étude sur Dayton en Ohio a permis de démontrer que le couvert végétalisé actuel permet de réduire de 7 % le ruissellement et qu'une modeste augmentation de végétation permettrait facilement d'atteindre une diminution de 12 % (Sanders, 1984 dans Dwyer et autres, 1992). D'ailleurs, la réduction du couvert forestier de 48 % à 26 % dans la ville d'Atlanta aux États unis a engendré une augmentation de 33 % du ruissellement, entre 1974 et 1996 (Boucher et Fontaine, 2010). De manière plus générale, le tableau ci-dessous représente les tendances moyennes de la croissance du ruissellement de surface selon le taux d'imperméabilisation observé aux États-Unis.

Tableau 3.4 : Niveau de ruissellement et d'infiltration selon l'imperméabilisation au Québec

Pourcentage d'imperméabilisation (% milieu bâti)*	Pourcentage du ruissellement associé*	Pourcentage d'infiltration dans le sol*
Entre 10 et 20 %	Environ 20 %	Environ 50 %
Entre 35 et 50 %	Environ 30 %	n.d.
Entre 75 et 100 %	Environ 55 %	Environ 15 %

*Source d'information : Vergriete et Labrecque, 2006

En moyenne, lorsque le pourcentage d'imperméabilisation de l'espace se situe entre 75 et 100 %, le taux d'infiltration de l'eau dans les sols associés se situe autour de 15 % et le taux ruisselé est de 55 %. En milieu complètement naturalisé, la proportion est quasiment inversée avec 50 % des eaux de pluie

infiltrées dans le sol et 10 % qui ruissellent (US EPA, 2007 dans Giguère, 2009). La figure suivante illustre l'idée précédente en comparant les différents cheminements de l'eau selon les 2 types de territoire.

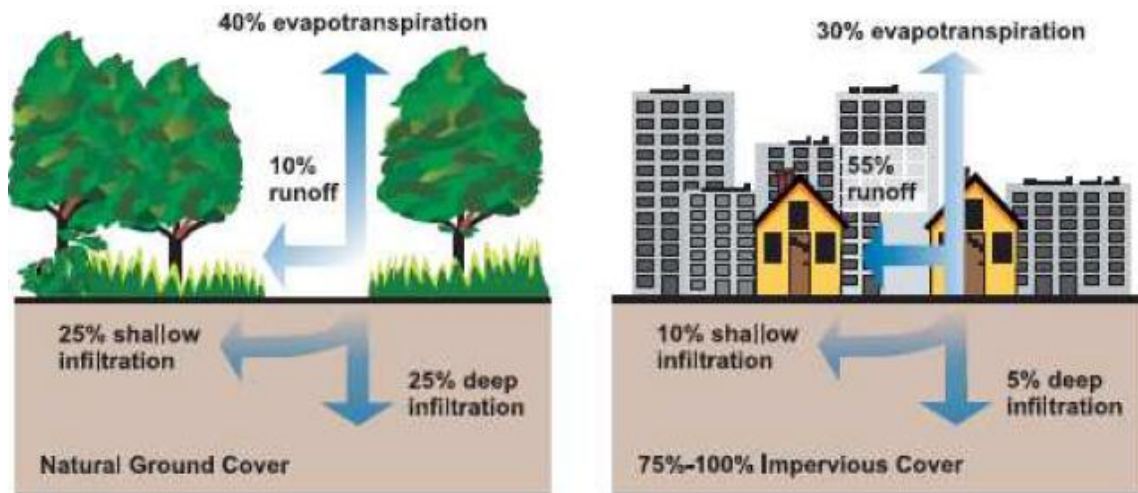


Figure 3.10 : Cheminements de l'eau selon le taux d'imperméabilisation de l'espace
(Tiré de : Wong, s.d.a, p.7)

La figure suivante, démontre la corrélation qui existe entre l'augmentation du taux d'imperméabilisation d'un milieu et l'élévation du coefficient de ruissellement associé.

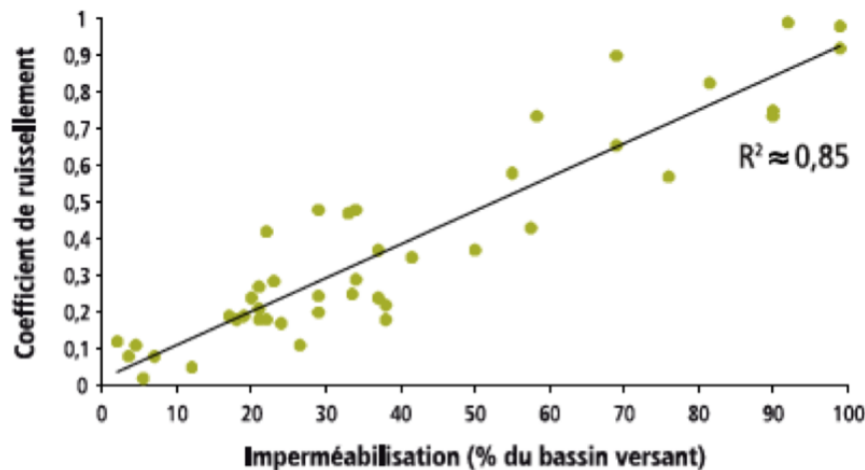


Figure 3.11 : Ruissellement selon l'imperméabilisation du bassin versant
(Tiré de : Boucher et Fontaine, 2010, p.30)

Or, il importe de mentionner également les variabilités de niveau de ruissellement au sein même de la ville, selon les types de développement. La figure 3.12 témoigne de cette différence. Par exemple, les aménagements typiquement plus végétalisés notamment les parcs-natures et les cimetières affichent un pourcentage de ruissellement largement inférieur aux infrastructures imperméables telle les routes et les stationnements.

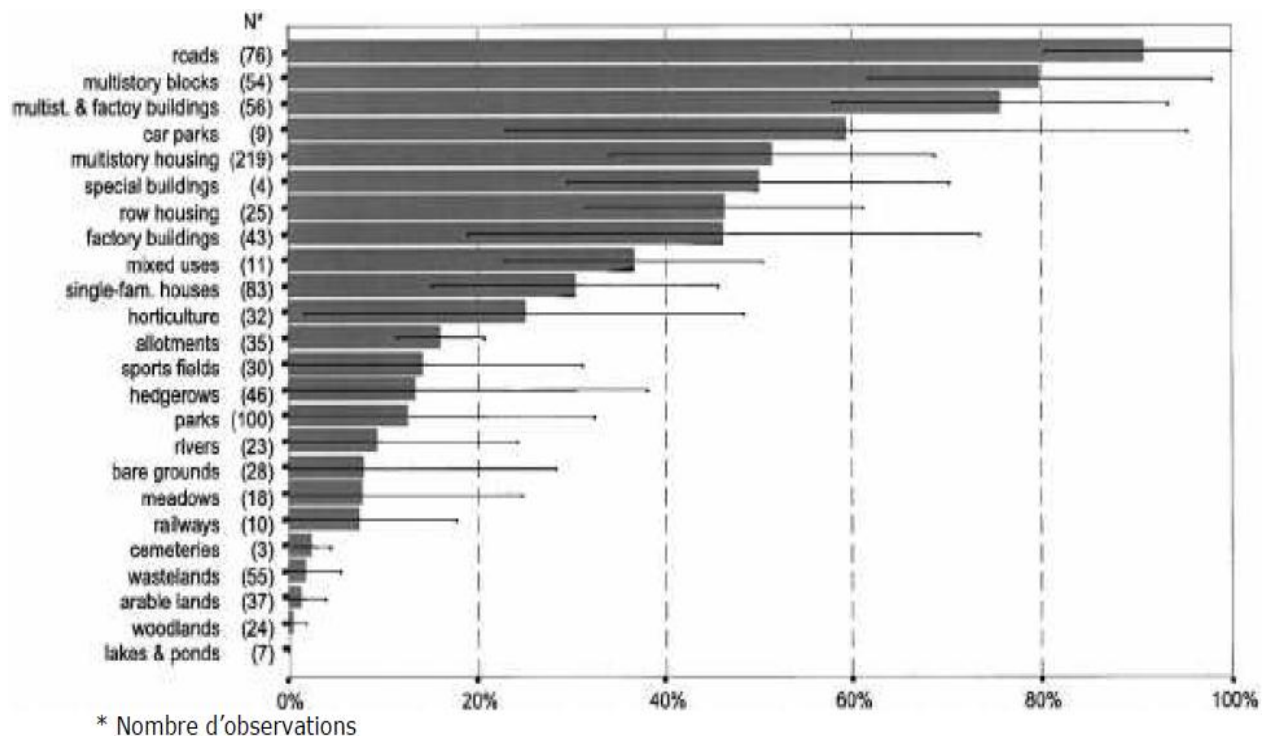


Figure 3.12 : Pourcentage moyen et écart type d'imperméabilisation selon le site urbain
(Tiré de : Vergriete et Labrecque, 2006, p.5)

Ainsi, les zones à faible ruissellement, en retenant l'humidité, sont généralement les secteurs les plus frais et donc ceux ayant le moins de propension à devenir des îlots de chaleur. Cela s'explique par le fait que la végétation intercepte une grande quantité d'eau, qui elle augmente la capacité d'évaporation, permettant ainsi un rafraîchissement local accru (Boucher et Fontaine, 2010). D'ailleurs, une saine gestion des eaux pluviales s'avère un des moyens de lutte importants aux îlots de chaleur. En effet, plus la disponibilité en eau en milieu urbain est accentuée, et moins l'évacuation des eaux de ruissellement se fait rapidement, plus les processus rafraîchissants d'évaporation et d'évapotranspiration peuvent opérer et minimiser les externalités négatives associées aux îlots de chaleur (Brattebo and Booth, 2003 dans Giguère, 2009).

En plus de diminuer l'effet d'îlot de chaleur urbain, la végétation joue également un rôle important dans les processus hydrologiques par la réduction de la vitesse et du volume d'eau de ruissellement comme mentionné ci-haut (Dwyer et autres, 1992). En effet, une meilleure répartition du pic de ruissellement lors d'averses permet de réduire certains coûts de gestion qui seront mieux détaillés dans la section suivante (Vergriete et Labrecque, 2006). À juste titre, la figure suivante illustre bien le phénomène de crue-éclair qui est accentué par l'imperméabilisation des espaces. À l'inverse, un milieu plus végétalisé affiche une pointe d'averse moins intense et une décrue plus progressive dans le temps.

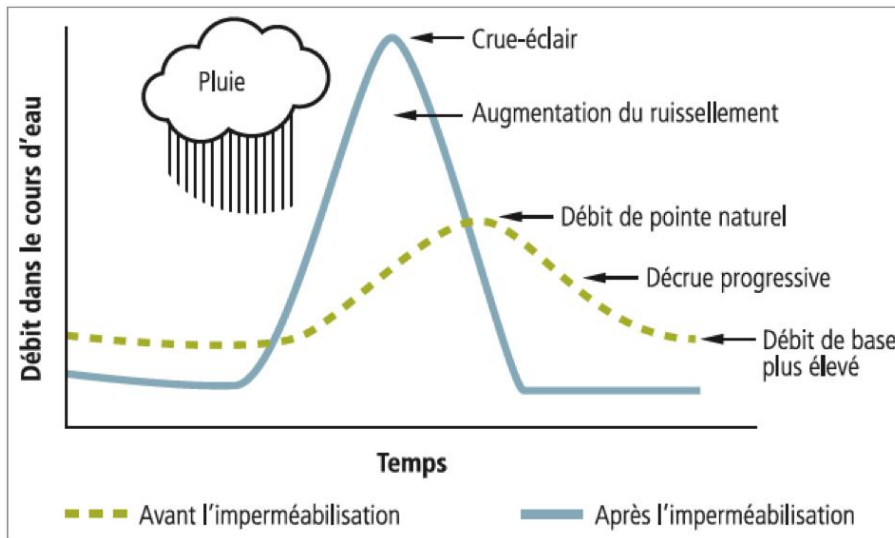


Figure 3.13 : Ruissellement avant et après l'imperméabilisation des surfaces
(Tiré de : Boucher et Fontaine, 2010, p. 30)

3.4.2 Valeur économique du service de rétention d'eau

S'il est question du service environnemental de rétention d'eau expliqué précédemment, c'est que celui-ci permet de contribuer à rendre plusieurs bénéfiques, tels que de diminuer la pression sur le système de canalisation urbain, recharger de la nappe phréatique, épurer l'eau dans le sol, diminuer le risque d'inondations et des bris associés au réseau, réduire la quantité d'eau à traiter à l'usine d'épuration et diminuer le phénomène de surverse (Bernier, 2011). Ces bénéfiques peuvent également être exprimés monétairement en terme de diminution des dépenses qui auraient été faites de toute façon pour compenser les inconvénients, en l'absence du service environnemental. Quelques-uns des services énoncés ci-haut sont plus difficiles à chiffrer compte tenu de leur grande variabilité ou du manque d'information disponible sur l'ampleur que peut prendre le bénéfice en question. Il demeure toutefois possible de se lancer dans quelques estimations.

Près de 90 % de l'ancienne ville de Montréal, dont l'arrondissement RPP fait partie, est raccordée à un système d'égout combinant les eaux pluviales aux eaux sanitaires (Vergriete et Labrecque, 2006). Or, ce système de conduite a été conçu pour l'essentiel à une époque où la métropole était beaucoup moins peuplée et urbanisée. Les canalisations sont bien souvent désuètes et trop étroites pour les besoins accrus, ce qui provoque parfois des refoulements d'égouts lors d'averses. Peu de données sont disponibles sur ce qu'il en coûte annuellement en litiges par rapport aux inondations pour la ville de Montréal. La ville de Montréal ne paie pas nécessairement tous les frais en cas de refoulement d'égout. Ses arguments de défense étant la responsabilité des propriétaires d'installer un clapet anti-retour qui protège l'édifice et du caractère exceptionnel des pluies en cause. La plupart du temps, les propriétaires se tournent vers leurs assureurs personnels (Hamel, 2012). Lorsqu'il y a un procès devant les tribunaux, cela s'échelonne souvent plusieurs années. Dans les cas où la Ville doit payer, les coûts se répercutent sur les

budgets plusieurs années après l'incident. Les coûts sont d'ailleurs très variables avec les années. « Ça peut être 0,5 ou 40 millions de dollars » à l'échelle de la Ville (Hamel, 2012, p.1). Dans le cas de RPP, 361 demandes relatives aux refoulements d'égouts ont été traitées en 2011 (Sacha-Langlois, 2012). L'arrondissement ne détient toutefois pas les informations concernant les coûts liés aux interventions demandées. Quoiqu'il en soit, bien qu'il soit reconnu que davantage de végétation permettrait de réduire les accumulations d'eau, il demeure hasardeux d'estimer combien de refoulements d'égout pourraient être évités ou réduits, à quel niveau et quel coût cela permettrait d'éviter en terme d'assurances, de poursuites, de réparations, etc., autant pour la Ville, l'arrondissement, les assureurs ainsi que les citoyens.

Par ailleurs, même sans créer d'inondations, l'eau d'égout est susceptible d'être rejetée dans la Rivière-des-Prairies sans traitement préalable, lorsque la quantité d'eau reçue à l'usine d'épuration est trop importante en fonction de temps et de la limite physique de réception des installations (Gaumont, 2007). Ne pouvant recueillir une si grande quantité d'eau d'un seul coup, l'usine doit donc rejeter directement l'eau non traitée dans les cours d'eau (Dunnet and Kingsbury, 2008 dans Bernier, 2011). Ce phénomène de surverse, en plus d'entraîner de l'eau de ruissellement polluée vers les rivières, envoie également les eaux sanitaires non épurées, provenant du même système unitaire et provoque une pollution accrue à la décharge. Cette pratique expose d'ailleurs la Ville à des risques légaux en vertu de la *Loi sur les Pêches* où il est mentionné qu'il est illégal de perturber l'habitat piscicole ou de rejeter des substances délétères dans le milieu aquatique (Pêches et Océans Canada, 1985) et en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) qui régit le rejet de substances nocives dans l'environnement (Environnement Canada, 1999). Conséquemment, la Ville de Montréal doit prendre tous les moyens possibles pour réduire la fréquence de ces épisodes de surverse.

Outre l'aspect environnemental, le phénomène de crue-éclair, et donc d'apport massif en eau à l'usine d'épuration, engendre également des conséquences économiques. Par exemple, en l'absence de précipitations, l'usine d'épuration de Montréal filtre quotidiennement environ 2 500 000 m³ d'eau alors que le système peut en recevoir jusqu'à 7 500 000 m³ lors d'une averse, triplant ainsi le volume à traiter et les coûts afférents. Pendant l'année 2011, le débit moyen a été de 30,1 m³ à la seconde au coût moyen de 0,065 \$ par m³, pour un total annuel de 949 233 600 m³ cube d'eau traitée, ayant coûté 61,7 millions de dollars (Hamel, 2012).

Une augmentation globale de la canopée urbaine pour sa part permettrait à la fois une diminution de la quantité d'eau qui se rendrait dans le système d'égout et à l'usine, mais également réduirait les risques de déversements d'eau non traitée dans les cours d'eau, en plus de jouer directement un rôle dans le rafraîchissement de l'air. Selon l'étude de Vergriete et Labrecque (2006), la forêt urbaine publique de la ville de Montréal, excluant les parcs-natures (650 000 arbres), intercepterait 2,2 % des précipitations annuelles. En règle générale, plusieurs simulations permettent d'établir que les forêts urbaines réduisent

le ruissellement de 2 à 7 %, dépendamment entre autres de la proportion de conifères en présence, lesquels ont la capacité d'intercepter davantage de pluie (McPherson et autres, 2007). Ainsi, des efforts de végétalisation s'avèrent donc un choix à considérer pour augmenter le potentiel de rétention d'eau et réduire ainsi les coûts de débordements d'égouts et également de traitement des eaux.

En reprenant les données sur le coût du traitement des eaux énoncées plus haut, il est possible d'extrapoler sur les économies permises par la végétation montréalaise. Une étude montréalaise a d'ailleurs tenté l'exercice d'estimer le taux d'interception des précipitations annuelles par les arbres de Montréal et arrive à un taux de 2,2 % (Vergriete et Labrecque, 2006). En tenant pour acquise cette information, il est réaliste de supposer que l'usine d'épuration en aurait reçu 20 883 139 m³ de plus pour l'année 2011 en l'absence des 675 000 arbres publics de la ville. Cet apport supplémentaire en eau coûterait 1 357 404 \$ de plus (0,065 \$ par m³) pour une année entière. En faisant une règle de trois, les 26 464 arbres publics de l'arrondissement RPP quant à eux permettraient alors de dispenser l'usine de traiter 818 742 m³ d'eau par année, ce qui équivaut à 53 218 \$. Cela représenterait donc une valeur annuelle de 2,01 \$ par arbre. Bien entendu, ce montant économisé pourrait varier grandement avec les années, dépendamment de la quantité pluviométrique reçue. Toutefois, il importe aussi de mentionner que les phénomènes de surverse impliquent un volume d'eau non traité à l'usine d'épuration et donc une économie des coûts associés. À défaut de considérer ces coûts évités, il serait plus juste d'évaluer les mesures punitives en vertu de la *Loi sur les Pêches*, du déchargement d'eau polluée dans la nature, sans traitement préalable (Pêches et Océans Canada, 1985). Il serait non conforme de considérer ces coûts de traitement évités puisque ces économies ne sont possibles qu'en dérogeant à la loi. Quoi qu'il en soit, ce montant de 2,01 \$ apparaît tout de même conservateur par rapport à ce qui a été calculé par les chercheurs McPherson et autres (2007) qui ont démontré que les quantités d'eau interceptées par un arbre dans le Nord-est américain pouvaient être en moyenne de 4,38 m³, de 7,23 m³ et de 3,44m³ par année selon l'espèce et que ces données se traduisent par des bénéfices annuels approximatifs de 9 \$ US, 15 \$ US et 7 \$ US par arbre respectivement.

Comme les projections climatiques indiquent qu'il y aura une amplification des phénomènes d'averses exceptionnels pour la région sud du Québec, il importe de trouver davantage de moyens de retenir l'eau de pluie dans les milieux imperméabilisés pour éviter une croissance des coûts de gestion des eaux (Bourque et autres, 2007). D'ailleurs, l'agglomération montréalaise envisage l'implantation de bassins de rétention d'eau d'ici 2015, totalisant une capacité de 80 000 m³ pour un coût avoisinant les 150 millions de dollars (coût de 1 875 \$/m³) (Desroches, 2010). À titre comparatif, en reprenant les données ci-haut, il serait possible de supposer que chaque arbre permet en moyenne de retenir l'équivalent de 30,9 m³ d'eau. Ainsi, il faudrait procéder à la plantation d'au moins 2 589 arbres supplémentaires pour « espérer » que ces derniers puissent détourner un jour 80 000 m³ d'eau. Une vaste campagne de végétalisation urbaine pourrait donc possiblement permettre une efficacité équivalente, et ce faisant, il serait pertinent de comparer les coûts initiaux et récurrents en relation avec les bénéfices des deux mesures sur une base

d'efficacité de rétention équivalente (m^3 d'eau évités à l'usine). Toutefois, il n'est pas garanti que ces arbres retiennent l'eau des secteurs les plus névralgiques. À noter également que les bassins de rétention ne permettent pas de réduire le volume d'eau à traiter à l'usine d'épuration et donc n'engendrent pas d'économies à ce niveau à l'inverse d'une forêt urbaine.

3.5 Esthétisme de la végétation et répercussions socio-économiques

La végétation remplit une fonction esthétique qui joue un rôle sur le bien-être psychosocial des individus (Gaumont, 2007). En effet, il existe un « besoin biologique de beauté », étudié par les neurosciences (McLennan, 2004 dans Bernier, 2011, p. 33). Ainsi, il a été découvert que certaines proportions, textures et formes agréables à la vue stimulent le cerveau et améliorent la santé mentale. La végétation est reconnue y contribuer par « l'adoucissement des lignes architecturales et par la rupture de la monotonie des structures minérales » (Gaumont, 2007, p. 19). De plus, « une augmentation des espaces organiques par rapport aux espaces minéralisés permet soit d'améliorer un design déjà harmonieux ou d'en camoufler un médiocre » (Johnston and Newton, 2004, p. 13). La présence de la forêt urbaine donne ainsi une image plus accueillante de la ville et offre un environnement plus propice ou invitant aux loisirs ou au transport actif (Dwyer et autres, 1992). Cependant, cette recherche de « beauté » et indirectement de qualité de vie est plus intuitive plutôt que raisonnée en fonction d'un besoin précis. Elle se manifeste comme un besoin à partir du moment où les gens sont prêts à payer plus cher pour en bénéficier. Bien qu'il soit difficile de calculer la valeur de l'esthétisme procuré par la végétation, la partie suivante permet de quantifier approximativement ce que cela peut représenter.

3.5.1 Augmentation des activités économiques

La méthode des prix hédoniques permet d'estimer la valeur d'un bien ou d'un service non marchand tel que l'esthétisme procuré par la végétation et se mesure par l'augmentation d'un prix corrélé à une situation ou condition désirable (Wolf, 2004). Ainsi, il est possible d'évaluer la valeur esthétique de la végétation par ce que les individus sont prêts à déboursier pour bénéficier de sa présence. Bien que des études variées démontrent l'effet positif de la végétation sur un grand nombre de variables psychosociales⁷, et que ces dernières représentent une valeur monétaire pour la société, il ne sera question que des valeurs plus facilement calculables pour l'arrondissement, dans ce cas-ci, l'influence des arbres sur la consommation et également l'influence sur la valeur des bâtiments.

En effet, l'esthétisme que procure la végétation crée une attraction dans les zones commerciales. La fréquentation commerciale augmente en fonction de la présence de végétation et inciterait les consommateurs à dépenser davantage (Wolf, 1999 dans Boucher et Fontaine, 2010). Dans la même

⁷ Abaissement du niveau de stress, diminution de taux d'hyperactivité, augmentation du transport actif et donc de la diminution de l'obésité, baisse de la criminalité, augmentation des interactions sociales de voisinage

perspective, il a été observé dans un quartier commercial de Chicago que la présence d'arbres devant les commerces permet d'augmenter l'activité économique de leur entreprise. (Dwyer et autres, 1992) Plus précisément, dans l'étude de Wolf (1999) rapportée dans Boucher et Fontaine (2010), il a été démontré que les consommateurs étaient prêts à payer 12 % plus cher pour leurs achats qu'il s'agisse de biens ou de services dans les rues commerciales bordées d'arbres. Indirectement, cela permet en plus d'assurer une viabilité économique aux commerces, d'augmenter la valeur des bâtiments, laquelle se répercute en augmentation des taxes foncières.

3.5.2 Augmentation de la valeur foncière

En plus de l'activité commerciale, l'embellissement du paysage issu de la végétation incitent les acheteurs immobiliers à payer davantage pour une propriété située à proximité d'un espace vert ou encore bordée de végétation (Bark et autres, 2008). Si bien que la valeur marchande des bâtiments à proximité de zones végétalisées est reconnue comme étant supérieure à celle des bâtiments comparables dans des secteurs dénués de végétation. Du seul fait de l'attraction que la végétation procure chez les individus, la propension à payer plus cher pour en bénéficier augmente. En 1994, un sondage mené auprès de 1 350 agents immobiliers des États-Unis a permis d'en arriver à la conclusion que les propriétés entourées d'arbres peuvent se vendre jusqu'à 20 % plus facilement en plus de se vendre plus cher (Boucher et Fontaine, 2010). La proportion de la valeur ajoutée varie plus ou moins selon la source. À titre d'exemple, selon une étude de Heidenreich (s.d.), les arbres à proximité des bâtiments augmentent leur valeur foncière de 15 % et plus. Gaumont (2007) pour sa part, cite des études allant de 7 à 18 % de valeur supplémentaire par rapport aux secteurs comparables dénués de végétation. D'autres sources se rapprochent de ces valeurs en estimant de 7 à 15 % l'augmentation de la valeur marchande des propriétés par la seule présence d'arbres à leurs abords (Johnston and Newton, 2004 ; Vergriete et Labrecque, 2007). Plus localement, la Ville de Montréal (s.d.) évalue de 18 à 20 % la hausse de la valeur des propriétés immobilières dans les zones plus végétalisées. D'ailleurs, une étude de Des Rosiers et autres (2002) démontre qu'une augmentation de 1 % du couvert forestier à l'échelle du voisinage se traduit par une augmentation de 0,2 % de la valeur des propriétés.

En ce qui a trait plus précisément à l'évaluation foncière des habitations adjacentes à des parcs bien entretenus, la valeur peut varier de 8 à 20 % de plus que celles de propriétés comparables ne bénéficiant pas de parc à proximité. Bien entendu, cette valeur ajoutée varie en fonction de la distance par rapport à l'espace vert en question, et également en fonction de sa superficie, de sa qualité, de son usage et de sa renommée (Boucher et Fontaine, 2010). Le modèle finnois (Helsinki) à la figure 3.14 présente la variation de la valeur des propriétés selon la distance qui les sépare d'un parc de 400 m². Une augmentation de la distance de 1 km dans ce cas-ci réduit le prix moyen d'une habitation de 5,9 % et inversement. En établissant la somme de la valeur ajoutée (plus-value) de chacune des habitations aux alentours d'un périmètre du parc, il est possible d'estimer la valeur du parc. Dans l'optique où serait considérée une

substitution de l'usage du parc, il faudrait alors tenir compte de l'estimation de sa valeur indirecte pour comparer la rentabilité entre l'usage actuel et celui entrevu. Le tout considérant que cette valeur ajoutée permet également une augmentation de la taxe foncière pour la Ville (Wolf, 2004).

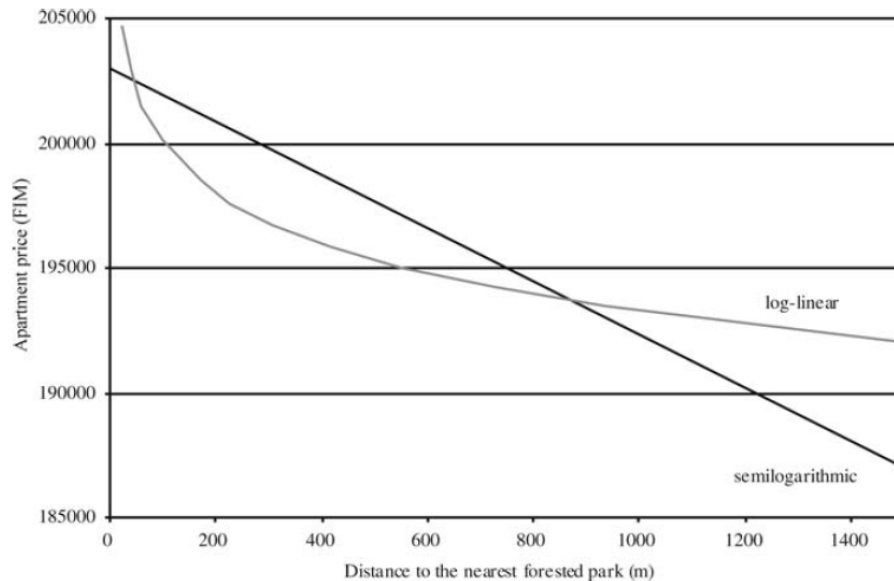


Figure 3.14 : Effet sur leur valeur foncière de la distance des propriétés à un parc boisé d'Helsinki (Tiré de : Tyrväinen et autres, 2005, p. 106 ; Tyrväinen and Miettinen, 2000, p. 217)

Cette augmentation de la valeur démontrée dans le paragraphe précédent permet non seulement aux propriétaires d'avoir l'opportunité de vendre plus cher leur propriété, mais contribue à l'augmentation des taxes foncières récoltées par les Villes. (Boucher et Fontaine, 2010). D'ailleurs, selon Dwyer et autres (1992), la plantation d'arbre, qu'elle soit publique ou privée, dans un parc ou aux abords d'une rue, doit justement être perçue comme une stratégie qui permet un retour sur investissement rapide en termes de taxes foncières. Une estimation qualifiée de conservatrice démontre que le couvert forestier d'une ville permettrait 5 % d'augmentation dans la valeur des propriétés. Cela représenterait donc 25 \$ par année pour une taxe foncière de 500 \$ par année (lb.). Toutefois, la plupart des études suggèrent des valeurs de 2 à 3 fois supérieures (lb.) comme mentionnées précédemment (entre 7 et 15 % plutôt que 5 %).

En assumant que les 26 464 arbres publics de l'arrondissement RPP ont cette même influence sur la valeur des bâtiments et donc, par ricochet, sur la taxe foncière, que dans l'étude précitée, il est possible d'estimer la proportion de taxe foncière attribuable à l'effet positif de la végétation. Afin d'illustrer ceci, si les arbres influent à hauteur de 5 % la valeur des bâtiments, en sachant que la valeur foncière totale de 2011 de l'arrondissement RPP était de 12 941 900 000 \$ (William-Croteau, 2012), il pourrait être conclu qu'une valeur foncière de 647 095 000 \$ au total, aurait été impossible sans la présence de l'ensemble des arbres publics et privés de l'arrondissement. De ce nombre, il est possible d'estimer la part de la taxe foncière récoltée par l'arrondissement attribuable à la présence des arbres en se servant du taux de

taxation de RPP en 2011 de 0,9493 pour chaque tranche de 100 \$ de valeur immobilière. (Ville de Montréal, 2011) Le résultat est de 6 142 872 \$ de taxes foncières pour la Ville, attribuables exclusivement à la forêt urbaine de l'arrondissement. Puisque les données d'arbres privés ne sont pas connues, ni pour la Ville ni pour l'arrondissement (Boyce, 2012) seule une estimation du nombre d'arbres privés par rapport aux arbres publics peut permettre de relativiser la part attribuable aux arbres publics spécifiquement. Selon Dubé et autres (2006), il y aurait au moins un arbre privé pour chaque arbre public dans une ville. En tenant pour acquise cette information, il y aurait donc au moins 52 928 arbres dans l'arrondissement RPP. Or, dans une telle éventualité, la part moyenne de chaque arbre serait donc de 116,06 \$ par arbre en taxe foncière à la Ville, soit 2 647 589 \$ pour les 26 464 arbres publics. Cela dit, en l'absence de certitude concernant le nombre d'arbres total dans l'arrondissement, la part de 116,06 \$ par arbre demeure relative. En effet, si en réalité un plus grand nombre d'arbres se trouvent sur le territoire, cette moyenne par arbre diminuerait proportionnellement. Une autre réserve par rapport à ces résultats concerne le fait que seules les propriétés à proximité des arbres bénéficieront de cette valeur ajoutée. Outre le manque de précision à cet effet, il est tout de même possible d'attester de la crédibilité des résultats, ne serait-ce qu'en comparant une étude laborieuse sur la forêt urbaine de la ville de New York. En effet, la part moyenne annuelle en esthétique y a été évaluée à 90 \$ par arbre en moyenne. Bien que les résultats ne soient pas identiques, ils sont du même calibre. Quoi qu'il en soit, le calcul précédent demeure prudent, car il utilise une valeur de base, soit un pourcentage de 5 %, considéré conservateur par la communauté scientifique. (Dwyer et autres, 1992 ; Boucher et Fontaine, 2010)

3.6 Récapitulation des bénéfices extrapolés pour l'arrondissement RPP

Les sous-sections précédentes ont permis de démontrer par les liens de causes à effets que le verdissement urbain rayonne au-delà de la sphère environnementale et rejoint les intérêts sociaux et économiques. Ces divers bénéfices peuvent être exprimés en valeur monétaire comme démontré par plusieurs études citées. Il a donc été possible d'extrapoler, à titre indicatif, les valeurs de ces études à certains paramètres de la forêt urbaine publique rosemontoise afin d'obtenir une estimation de ce qu'elle pouvait valoir en services divers. Le résumé des résultats obtenus se trouve dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3.5 : Bénéfices extrapolés aux arbres publics de l'arrondissement RPP

Type de bénéfice	Montant total / an	Montant / arbre / an
Énergie	7 410 \$	0,28 \$
Qualité de l'air	155 344 \$	5,87 \$
Captage de carbone	7 675 \$	0,29 \$
Rétention des eaux	53 193 \$	2,01 \$
Valeur foncière	3 071 412 \$	116,06 \$
Total des bénéfices	3 295 033 \$	124,51 \$

Source d'information : Résultats de chaque sous-section du chapitre 3 (Burkhardt, 2009; Dwyer et autres, 1992; La prospérité durable, 2011; McPherson et autres, 2007, Vergriete et Labrecque, 2006; William-Croteau, 2012), Chiffres actualisés en \$ CAN 2011

Bien que ces résultats laissent entrevoir une valeur ajoutée des arbres urbains publics de RPP, il importe de les mettre en relation avec les coûts qu'ils induisent avant d'en arriver à une telle conclusion. Les sections suivantes seront précisément consacrées à mettre en relation les coûts et bénéfices de la forêt urbaine publique rosemontoise.

4. VALEUR ACTUELLE DE LA FORÊT URBAINE DU CAS À L'ÉTUDE

Nous avons vu précédemment qu'il est possible d'attribuer une valeur économique à la forêt urbaine en extrapolant les valeurs de certaines études au cas étudié. Même s'il existe une grande spécificité spatiale et temporelle des coûts et bénéfices qui complique les calculs, les tendances demeurent semblables en ce qui a trait à la valeur ajoutée annuelle que permet une forêt urbaine. De plus, il est admis que des approximations sont inévitables pour quantifier la valeur de la forêt urbaine, étant donné la grande variabilité des diverses données nécessaires pour opérer ces calculs. (Dwyer et autres, 1992) En effet, la difficulté d'obtenir des valeurs relatives aux bénéfices ne doit pas être un prétexte pour nier certains bienfaits économiques réalistement estimables. Ainsi, le chapitre 3 a permis de démontrer le lien qui unit les services écologiques de la forêt urbaine aux activités humaines, sociales et économiques et de comptabiliser ses diverses externalités positives. Le chapitre 4 sera consacré à ventiler les coûts et bénéfices de la forêt urbaine actuelle (valeur 2011) par l'entremise de l'inventaire des arbres publics de l'arrondissement RPP pour ainsi déterminer la valeur des arbres.

4.1 Méthodologie pour l'attribution d'une valeur économique

Pour arriver à déterminer justement la valeur économique des services environnementaux engendrés par la végétation dans un secteur donné, il importe d'adopter une méthodologie rigoureuse qui permette d'intégrer des valeurs spécifiques au secteur à l'étude afin d'offrir une bonne représentativité. Beaucoup d'études ont été menées sur les bénéfices économiques de la végétation dans un lieu donné sur un service particulier. Cela dit, pour arriver à déterminer la valeur d'ensemble de la végétation, il importe d'analyser l'ensemble des coûts et services associés. Quelques villes ont procédé à cet exercice. Bien qu'une tendance générale soit observée quant aux résultats économiques positifs de la valeur de la forêt urbaine, il demeure approximatif de reprendre exactement les mêmes données pour les reporter au cas étudié. Ainsi, les transpositions économiques exposées dans le chapitre sur les bénéfices environnementaux – quoiqu'utiles pour établir le lien qui unit environnement, société et économie – ne sauraient représenter le mieux la spécificité biologique de la forêt publique rosemontoise. En effet, pour obtenir des valeurs les plus personnalisées qui soient, il importe que les calculs économiques tiennent compte, non seulement du nombre de spécimens, mais aussi de l'espèce et du niveau de maturité, qui peut différer d'une urbanité à l'autre. Il existe justement un outil informatique développé par un consortium de scientifiques du *US Forest Research* du nom de *I-Tree Streets* (2012) qui permet de déterminer la valeur économique des arbres en milieu urbain tout en considérant la grande variabilité des données d'un territoire à l'autre. D'ailleurs, Arbres Canada réfère ce logiciel même s'il a été développé plus spécifiquement pour les États-Unis (Chicoine, 2012). Selon un document de l'EPA, ce logiciel gratuit est celui qui permet d'intégrer un maximum de données personnalisées sur autant de bénéfices environnementaux (Wong, s.d.b). Plus précisément, il permet de quantifier la valeur des arbres en milieu urbain par les services qu'ils offrent en termes de diminution du taux de ruissellement, d'énergie,

d'augmentation de la qualité de l'air, de captage de carbone et d'esthétisme (US Forest Service, 2005). Bien que les bénéfices économiques analysés ne soient pas exhaustifs, ils sont variés et suffisants pour établir un meilleur portrait de la valeur économique de la forêt urbaine qui s'avère plutôt méconnue, contrairement aux coûts qu'elle implique.

Le logiciel *I-Tree Streets*, élaboré sur des années de recherche, base ses calculs sur des prémisses environnementales reconnues par les pairs, auxquelles il est possible d'intégrer des variables personnalisées au secteur à l'étude qui peuvent justement différer considérablement selon le cas particulier. L'annexe 1 présente plus en détail la méthodologie pour déterminer les différents intrants territoriaux et socio-économiques personnalisés, utilisés pour obtenir un calcul.

En plus des informations socio-économiques, il est de mise d'importer des données environnementales soit un inventaire de la forêt urbaine étudiée afin que le système puisse déterminer un poids économique, selon diverses variables tels l'espèce, le nombre et la maturité par le diamètre à hauteur de poitrine (DHP). La combinaison de ces données permet d'obtenir l'ampleur des différents services rendus par arbre par les modélisations du système. L'inventaire d'arbres publics de l'arrondissement RPP a donc été intégré dans le logiciel afin d'obtenir les tableaux de la valeur économique des arbres pour chaque service selon l'espèce et le DHP.⁸ Cet inventaire comprend quelque 26 493 spécimens dont 29 arbres ont dû être écartés dans la présente étude étant donné des imprécisions sur l'essence et la DHP associée à ces arbres (Bélanger, 2012a)⁹. Il aurait été intéressant d'évaluer également la valeur économique de tous les arbres de l'arrondissement, y compris les arbres privés, mais ces informations ne sont pas connues ni estimées, que ce soit à la Ville de Montréal ou à l'arrondissement RPP (Boyce, 2012). Enfin, l'inventaire public de l'arrondissement RPP comprend à la fois des arbres de rue, des arbres de terrains publics et des arbres de parcs dont les bénéfices peuvent varier selon l'emplacement.

4.2 Comparaison des coûts et bénéfices

Une fois toutes ces informations intégrées dans le format recevable par *I-Tree Streets*, des tableaux variés sont générés, à la fois sur la valeur économique par espèce dans chacune des dimensions, et sur la valeur économique totale. Le tableau suivant résume l'ensemble des services en établissant la valeur totale brute (CAD) par espèce et par catégorie de bénéfice. À noter que quelques-unes des espèces d'arbres de l'inventaire ne contiennent pas d'entrées personnalisées les concernant. Or, dans ces cas-ci, *I-Tree Streets* suggère un identifiant alternatif qui fait référence au type d'arbre selon s'il s'agit d'un conifère ou d'un feuillu et s'il s'agit d'une espèce qui, à maturité, est généralement de petite, de moyenne ou de grande taille. Ces arbres non classés selon l'espèce apparaissent dans les catégories « Autres Feuillus Petits » et « Autres » dans le tableau suivant.

⁸ Dû à son volume, l'inventaire n'apparaît pas dans ce document, mais est disponible sur demande à Heloise.belanger@gmail.com

⁹ Le nouvel inventaire adaptable dans *I-Tree Streets* comprend 26 464 arbres

Tableau 4.1 : Total des bénéfiques annuels des arbres publics de l'Arrondissement RPP
(Inspiré de : I-Tree Streets, 2012)

Arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie, Montréal

Total des bénéfiques des arbres publics pour l'année 2011

Espèce	Énergie	CO₂	Air	Eau	Esthétisme	Total (\$)
Fraxinus	161 826	15 276	141 499	163 628	449 465	931 694
Acer platanoides	102 089	15 549	92 842	106 168	322 256	638 904
Acer saccharinum	101 081	11 311	92 377	131 128	198 374	534 271
Gleditsia	39 539	3 716	34 403	40 026	143 154	260 838
Tilia cordata	29 982	2 590	25 311	30 183	43 626	131 692
Broadleaf	12 919	1 739	10 567	10 264	19 571	55 061
Celtis	10 916	1 017	8 188	8 073	51 909	80 103
Ulmus pumila	15 555	1 887	14 404	18 521	55 939	106 307
Malus	1 390	119	1 119	1 021	4 496	8 145
Syringa reticulata	859	80	650	540	3 277	5 406
Autres	18 030	2 091	15,850	20 846	77 110	133 927
Total (\$) arbres	494 186	55 375	437 211	530 398	1 369 177	2 886 347

Selon les résultats du tableau, la forêt publique rosemontoise représenterait une valeur brute approximative de 2 886 347 \$ pour l'année en cours, soit une moyenne de 109 \$ par arbre. Afin d'obtenir un portrait économique plus réaliste, il importe d'ajouter à ces valeurs les coûts que cette même forêt engendre. À ce jour, très peu d'information permet de décrire comment se distribuent les divers coûts initiaux (étape de plantation) et coûts récurrents (entretien, disposition) de la forêt urbaine, qu'elle soit pour les arbres de rues ou de parcs (Desjardins, 2012a ; Desjardins, 2012b ; Choquette, 2012 ; Boyce, 2012). Néanmoins, le chef de la division Arboriculture à la Direction des Grands Parcs et du verdissement de la Ville de Montréal, est d'avis qu'il en coûte globalement en moyenne 16 \$ par arbre annuellement. Ce montant inclut autant l'achat de l'arbre, la plantation, l'arrosage, l'entretien, l'élagage, la disposition que l'administration nécessaire. (Desjardins, 2012a, 2012b) Ce montant a été obtenu en divisant le budget de fonctionnement par le nombre d'arbres publics. Or, en multipliant les 26 464 arbres par un montant de 16 \$ par arbre, cela donne 423 424 \$ en coût total pour l'année de référence. Les bénéfices nets sont donc de 2 462 923 \$ soit 93 \$ net par arbre, ce montant étant de 5,8 fois plus important que les coûts pour la même année.

Même s'il est convenu que l'approche préconisée est celle provenant de *I-Tree Streets* étant donné qu'elle tient compte de la spécificité de l'inventaire arboricole, il est intéressant de comparer ces résultats avec ceux estimés du chapitre précédent. Bien que les méthodologies des deux approches soient très différentes et n'impliquent pas nécessairement les mêmes données de base, les résultats présentés au

tableau 4.2 ont le même ordre de grandeur et attestent de la pertinence des résultats et des tendances en termes de bénéfices.

Tableau 4.2 : Comparaison entre les résultats d'extrapolation et les résultats de modélisation

	Extrapolation d'études (chapitre 3)	Modélisation (<i>I-Tree</i>)
Bénéfices bruts totaux	3 295 032 \$	2 886 347 \$
Bénéfices nets totaux	2 871 608 \$	2 462 923 \$
Bénéfices bruts par arbre	124 \$	109 \$
Bénéfices nets par arbre	108 \$	93 \$

Sources d'information : Tableaux 3.5 et 4.1, Chiffres actualisés

Il apparaît prudent également de comparer ses résultats avec les résultats d'études approfondies concernant d'autres villes pour corroborer l'échelle de données. Dans un document de l'organisation américaine *Environmental Protection Agency* (EPA), il est indiqué que même si les bénéfices varient largement d'un territoire à l'autre, ils surpassent presque toujours les dépenses reliées aux plantations ainsi qu'à la maintenance (Wong, s.d.b). À ce titre, l'étude *Municipal Forest Benefits and Costs in Five US Cities* de McPherson et autres (2005) démontre que, sur 5 villes étudiées, l'échelle de bénéfices varie de 1,37 \$ à 3,09 \$ pour chaque dollar investi dans la végétation. Le point commun à chacune des villes est que les bénéfices outrepassent les coûts.

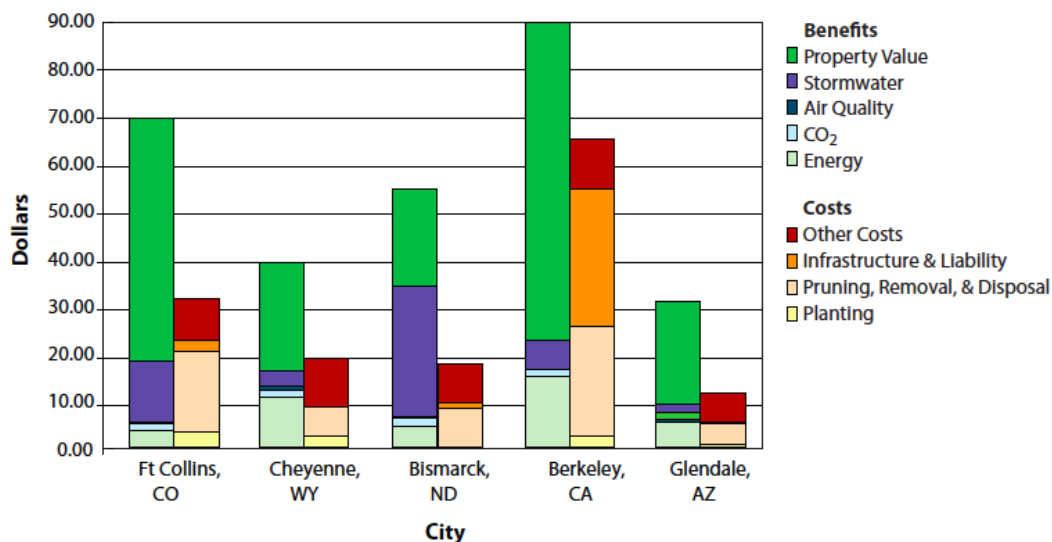


Figure 4.1 : Rapport coûts-bénéfices de 5 forêts urbaines des États-Unis

(Tiré de : McPherson et autres, 2005, p. 413)

Des chercheurs de l'Université de Californie à Davis aux États-Unis ont calculé que les arbres de rue de la ville de New York représentent des retombées moyennes de 5,60 \$ par arbre pour chaque dollar investi, pour un total de 122 millions de dollars de bénéfices nets pour une année.¹⁰ (Heidenreich, H., s.d.)

¹⁰ Étude menée pas l'outil *Street Tree Ressource Analysis Tool for Urban Forest Managers* (STRATUM) qui est un programme *software* développé par l'Université de Californie à Davis et par des chercheurs du *Center for Urban Forest Research* qui est une unité de recherche du *USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station*. (Heidenreich, H., s.d.)

Ce dernier résultat présentant que les bénéfices dépassent de cinq fois les coûts concorde d'ailleurs avec ce qui a été obtenu par le logiciel *I-Tree Streets* pour la forêt publique rosemontoise.

À la lumière de ces résultats, il peut être admis que les bénéfices permis par les arbres représentent une valeur ajoutée notable pour le territoire. Il apparaît donc économiquement avantageux de veiller à conserver minimalement l'indice de canopée actuel, afin de bénéficier *grosso modo* de la même ampleur des services transmis par les arbres de cette forêt urbaine pour les années à venir. Néanmoins, il n'est pas garanti que ce ratio demeure identique avec les années. En effet, puisque les caractéristiques d'ensemble de la forêt urbaine sont sujettes à se modifier (en quantité, en âge, en distribution) grandement selon le temps et que les diverses variables socio-économiques ne sont pas immuables, il importe de relativiser le résultat pour les années à venir. Les bénéfices et les coûts peuvent osciller de manière plus ou moins grande dépendamment des efforts de préservation, de facteurs biotiques et abiotiques et du ratio de plantation versus mortalité. Il n'en reste pas moins que les bénéfices nets obtenus pour l'année 2011 laissent envisager possiblement une opportunité économique à travers une potentielle bonification de l'espace en arbre.

Or, avant d'en arriver à une telle conclusion, il importe d'analyser les coûts et bénéfices de la forêt urbaine en tenant compte du facteur temporel, afin d'obtenir un portrait plus juste du niveau d'investissement nécessaire ainsi que de la période de retour sur investissement s'il y a lieu. La partie suivante présente le cas de villes américaines où des projets de plantation ont fait l'objet d'analyse de l'étalement des coûts et bénéfices selon le temps afin de déterminer si les bénéfices globaux ou cumulés valent l'investissement.

4.3 Exemples d'études sur l'étalement des coûts-bénéfices de forêts urbaines

Cette sous-section présentera partiellement deux études de cas afin de voir à la pertinence de tenter le même exercice pour évaluer ce qu'une plantation massive d'arbres dans l'arrondissement RPP, engendrerait comme étalement de coûts et bénéfices selon les années.

En 1989, la ville de Tucson aux États-Unis a participé à un programme de plantation massive de 500 000 arbres dont l'objectif était d'augmenter de 10 % l'indice de canopée, estimé passer de 20 à 30% au bout de 10 à 15 ans. Des projections ont indiqué que cette augmentation du couvert forestier permettrait, à elle seule, une diminution des températures globales de la ville de 1,7°C. Bien que ce chiffre puisse paraître minime, des simulations démontrent que cela permettrait de jouer un rôle sur la réduction des îlots de chaleur et, par le fait même engendrerait une réduction des coûts de climatisation annuels jusqu'à 25 % (McPherson, 1992). Une approche multidisciplinaire qui réunissait le savoir en écologie et en économie en relation avec la forêt urbaine a permis d'examiner les coûts et bénéfices (coût de gestion des eaux et

d'énergie évités) échelonnés sur un horizon de 35 ans (lb.). La figure ci-dessous illustre les résultats de l'étude.

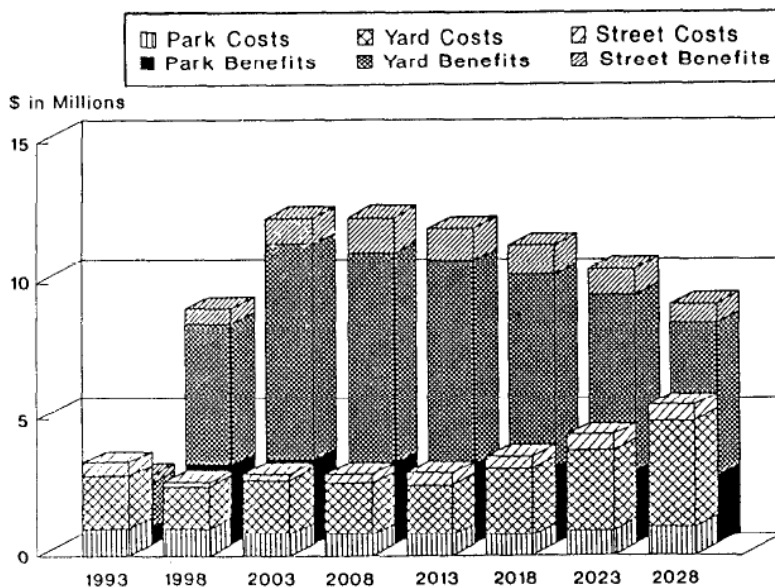


Figure 4.2 : Répartition des coûts et bénéfices d'une vaste plantation d'arbres selon le temps
(Tiré de : McPherson, 1992, p.8)

Dans ce cas-ci, pour les cinq premières années, les coûts dépassent les bénéfices étant donné les coûts élevés d'une opération de plantation massive et les bénéfices réduits du fait que les arbres ne sont pas arrivés à maturité. Les 25 années suivantes, pour leur part, affichent des bénéfices en moyenne 3 fois plus élevés que les coûts. Les cinq dernières années offrent elles aussi une plus grande part de bénéfices que de coûts, mais l'écart se réduit vu les taux de mortalité qui augmentent, réduisant la part de bénéfices et induisant du même coup des dépenses supplémentaires pour la coupe et le ramassage des spécimens morts. La même étude a permis de démontrer que le coût global annuel moyen par arbre pour l'ensemble de la période étudiée était de 9,61 \$ US tandis que les seules économies moyennes annuelles en énergie sont estimées à 21 \$ US par arbre par année. Pour ce qui est de l'ensemble des bénéfices encourus, ils sont évalués à 25,09 \$ par arbre par année en ce qui a trait aux économies d'énergies et au contrôle du ruissellement. (McPherson, 1992) Or, les bénéfices excèdent les coûts de 15,48 \$ par arbre par année en moyenne (lb.). À la différence des calculs de bénéfices de la forêt rosemontoise, ce cas illustre seulement les bénéfices issus des économies d'énergie et des économies de gestion des eaux pluviales. Toutefois, cette ville du sud des États-Unis présente certainement des économies en climatisation considérables étant donné un climat chaud à l'année, qui, à elles seules, peuvent suffire à rentabiliser l'investissement très rapidement. De plus, globalement, le coût de l'énergie aux États-Unis est plus élevé qu'au Québec, ce qui fait en sorte que chaque unité d'énergie économisée vaut également plus cher dans ce pays.

Une autre étude, mais cette fois-ci réalisée pour le compte de la Ville de Chicago, démontre également l'étalement des coûts et bénéfices sur 30 ans d'une plantation de 95 000 arbres, représentant un

investissement de départ de 38 millions de dollars donc environ 400 \$ par arbre pour la plantation. Il a été estimé que le retour sur investissement était envisageable après 9 à 15 ans suivant la plantation (McPherson et autres, 1994). Le graphique ci-dessous témoigne du taux de dépassement des bénéfices par rapport aux coûts selon le temps. À la 30^e année, les bénéfices excèdent par un taux allant de 2 à 3,5 fois les coûts dépendamment des catégories de plantation, qu'il soit de rue, d'autoroute, de parc ou de cours. Les arbres privés et les arbres de terrains publics sont les catégories dont la rentabilité est la plus grande et la plus rapide.

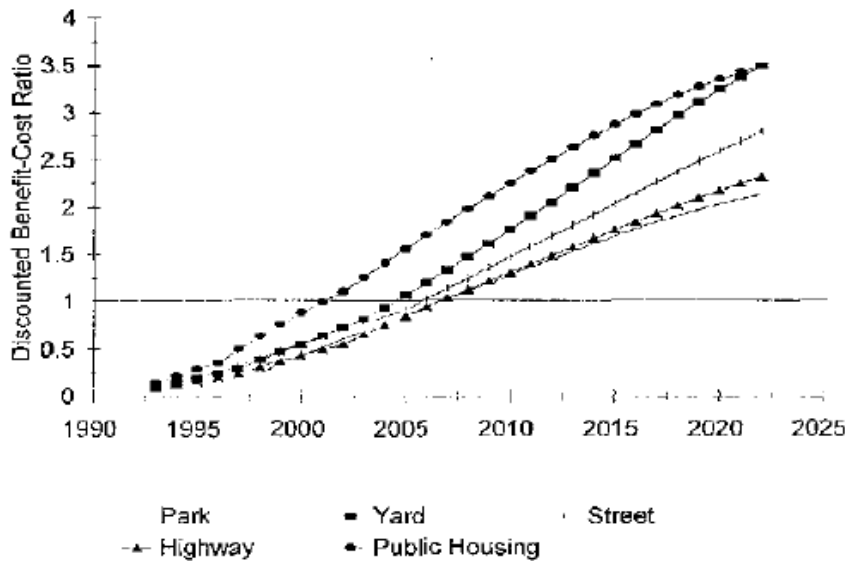


Figure 4.3 : Ratio du rapport coût-bénéfice selon le temps et la localisation de la plantation
(Tiré de McPherson et autres, 1994, p. vi)

En dépit du fait que les bénéfices attribuables à la végétation urbaine sont très difficiles à représenter en termes monétaires vu la grande spécificité spatiale et temporelle, il semble exister un consensus scientifique à l'égard de la valeur ajoutée qu'elles représentent par rapport aux coûts (Dwyer, McPherson, et autres, 1992). Le chapitre suivant permettra de déterminer si une période de retour sur investissement est également envisageable dans le cas d'une opération de plantation massive fictive dans l'arrondissement RPP, et si oui, après combien d'années.

5. PROJECTION ÉCONOMIQUE D'UN SCÉNARIO SIMULANT UNE VÉGÉTATION ACCRUE

Dans un esprit d'aménagement du territoire et d'amélioration continue, il importe d'évaluer les opportunités économiques issues de l'augmentation du ratio actuel de végétation afin de déterminer si des efforts en ce sens devraient être déployés, et à quel niveau, selon les coûts et retombées probables. Une potentielle bonification en verdissement sera donc évaluée et comptabilisée selon les mêmes services évalués pour la forêt publique actuelle dans *I-Tree Streets* tels que vus précédemment: soit la qualité de l'air, l'énergie, la gestion des eaux de pluie, le captage de carbone et l'esthétisme (valeur foncière). À l'image du processus d'attribution de la valeur économique de la forêt urbaine publique actuelle et des études étatsuniennes qui précèdent sur l'étalement des coûts-bénéfices, une estimation des coûts engendrés par cette nouvelle plantation sera effectuée sur une base temporelle élargie afin de pouvoir déterminer la période du retour sur l'investissement, et donc évaluer si cette mesure pourrait être globalement bénéfique pour l'arrondissement, à quelle proportion et à partir de quelle année de maturité, s'il y a lieu. Ce chapitre permettra donc de clarifier dans quelle mesure le statu quo ou encore une opération de plantation modeste par rapport à celle proposée n'empêcherait pas une opportunité économique future.

5.1 Méthodologie pour la création du scénario

Puisque les arbres offrent davantage de bénéfices à mesure qu'ils vieillissent et que la plupart des coûts sont à l'étape de la plantation, cette analyse doit s'échelonner sur plusieurs années afin d'obtenir une comparaison des coûts et bénéfices représentative d'une forêt urbaine. (Wong, s.d.b) Ainsi, même si le dernier chapitre a permis de démontrer que les bénéfices dépassent largement les coûts pour l'année 2011, cela ne témoigne en rien du rapport coûts et bénéfices sur toute la durée de vie des arbres. En effet, dans l'éventualité où les coûts de départ seraient particulièrement élevés, il se pourrait que les bénéfices futurs, même si plus importants que les coûts de la même année, ne suffisent pas à justifier ou à compenser l'investissement du départ.

D'autre part, même s'il aurait été pertinent d'établir le rapport coûts-bénéfices moyen sur toute la durée de vie d'une forêt urbaine, il demeure que tout projet nécessite une période de retour sur investissement relativement rapide. Cela dit, puisque les bénéfices augmentent avec la maturité des arbres, il est important d'évaluer la valeur sur une échelle de temps relativement élargie de manière à obtenir un résultat le plus représentatif possible. Une part importante de bénéfices s'observe entre 15 et 45 ans, même s'ils continuent d'augmenter au-delà de cet âge (Wong, s.d.b.) selon l'espérance de vie des arbres. À la lumière de ces informations, il a donc été préconisé d'évaluer le scénario sur un laps de temps de 45 ans.

Or, le logiciel *I-Tree Streets* n'est pas conçu pour estimer la valeur linéaire dans le temps d'une forêt urbaine, mais plutôt pour l'année en cours. La stratégie utilisée pour contourner cet obstacle est de composer un scénario politique représentant 4 étapes de maturité, soit l'année 0 (plantation), l'année 15, l'année 30 et l'année 45. Pour faire évoluer la forêt urbaine dans un scénario politique de verdissement, il importe d'augmenter le diamètre à hauteur de poitrine selon les standards de la croissance annuelle des arbres de telle sorte que le système puisse calculer une plus grande valeur des services rendus par arbre à mesure que la maturité augmente. Les bénéfices envisagés dépendent évidemment d'une grande quantité de variables temporelles dont plusieurs sont difficiles à prévoir, mais il demeure qu'il est possible d'obtenir un aperçu réaliste de la tendance de la valeur économique de ce scénario selon le temps.¹¹ Les paragraphes suivants décriront plus précisément les différents critères permettant de bâtir le scénario politique de verdissement.

5.1.1 Critères pour déterminer le nombre d'arbres

Bien qu'il n'existe pas de données précises et encore moins d'inventaire de la totalité des arbres (publics et privés) de l'arrondissement RPP, il est admis que l'arrondissement a un taux de canopée soit un indice de projection au sol du couvert feuillu de 19,44 % par rapport au reste du territoire (Béland, 2011). Cela le place tout juste en dessous de la moyenne montréalaise de 20 % (Fortier, 2011). Selon le chef de la division arboriculture à la Direction des grands parcs et du verdissement de la Ville de Montréal, l'idéal serait d'atteindre entre 30 et 40 % de canopée par arrondissement (Béland, 2011). La raison de ce pourcentage étant que lorsque la canopée affiche un résultat en deçà de 30 %, une perte significative de la biodiversité est observée et les cas de parasitages sont plus importants, avec tous les coûts d'entretien que cela implique (Fortier, 2011). Si bien qu'il apparaît recommandable d'augmenter le couvert végétal d'un indice de 10 sur le territoire rosemontois pour atteindre un idéal de 30 % qui demeure réaliste en milieu urbain. Toutefois, puisqu'il n'y a pas d'information concernant le nombre d'arbres privés, ni la proportion d'indice de canopée que la forêt publique occupe (Boyce, 2012), il est donc difficile d'estimer combien d'arbres représenteraient un indice de 10 de canopée supplémentaire pour l'arrondissement. Selon l'étude de Dubé et autres (2006), les résultats démontrent qu'il y aurait une part au moins équivalente d'arbres privés que d'arbres publics. Bien que ce nombre soit assumé comme étant conservateur, il sera tout de même utilisé, faute de détenir de meilleurs indices pour le territoire à l'étude. Ainsi, ce rapport un pour un permet de déduire que l'arrondissement pourrait comporter au total, au moins 52 928 arbres, soit le nombre d'arbres publics portés au double. En supposant que le 20 % de canopée est réparti équitablement entre les arbres publics et privés, on obtiendrait une part de 10 % du territoire chacun, pour un total de 20. Pour obtenir un 10 % supplémentaire de canopée par rapport au reste du territoire, il faudrait donc planter au minimum la demie de la somme du nombre d'arbres publics et privés, soit environ 26 500 arbres (nombre arrondi), en prévoyant que ces derniers atteindront, après plusieurs années, une couronne foliaire équivalente à la demie de celle des arbres publics et privés actuellement

¹¹ Les coûts et bénéfices futurs sont exprimés en dollars constants d'aujourd'hui

présents. Bien entendu, comme la canopée d'un arbre est fonction de son espèce et de sa maturité, même en plantant dès maintenant une telle quantité d'arbre, l'objectif fictif de 10 % de canopée supplémentaire, n'aurait le potentiel d'être atteint que plusieurs années plus tard, alors que la moyenne de la surface terrière totale¹² (de l'inventaire actuel et projeté) atteindrait le double de la surface terrière des arbres publics actuellement présents. De plus, cette projection ne tient pas compte de la mortalité qu'il pourrait y avoir sur ces arbres, ainsi l'indice est sujet à changement avec les années, dépendamment du déséquilibre entre les taux de mortalité/plantation à la fois de l'inventaire de base et de celui projeté. Outre l'indice idéal de 30 d'une canopée, il demeure que ce scénario projeté de verdissement de 26 500 arbres demeurerait très ambitieux par rapport à ce qui est actuellement prévu comme plantation pour l'arrondissement RPP dans le plan d'action canopée 2012-2015 de la Ville de Montréal. En effet, ce sont 10 875 arbres, échelonnés sur 3 ans, qui y seront plantés (Ville de Montréal, 2012a), ce qui représente environ 2 fois moins d'arbres que le scénario projeté proposé. Quoi qu'il en soit, le choix d'un nombre d'arbres à ajouter demeure à titre indicatif, dans le but d'être à l'image d'un scénario idéal pour l'arrondissement qui permette également de démontrer l'ampleur des coûts et bénéfices selon la variable temporelle.

5.1.2 Critères pour le choix d'espèces

Dans un deuxième temps, afin d'être en mesure d'évaluer la valeur du nombre d'arbres composant le scénario politique de verdissement, il importe de déterminer une liste d'espèces que le système saura reconnaître. Ainsi, la valeur économique pourra être calculée pour chacun des arbres selon la grande variabilité des services par espèce sur la valeur ornementale, la capacité d'absorption de polluant, la capacité rafraichissante, le pouvoir de rétention d'eau, etc. Dans une perspective où il importe de maximiser le taux de survie des jeunes plants pour augmenter les retombées par rapport à l'investissement, il est de mise de faire un choix d'espèces les plus adaptées qui soient aux conditions rosemontoises et, si possible, en cherchant du même coup à accroître la biodiversité de l'arrondissement (Gaumont, 2007). Néanmoins, l'objet de la présente étude réside davantage dans la création d'un scénario bonifié qui soit réaliste et viable plutôt qu'idéal, considérant que les contraintes d'approvisionnement ou de tolérance de certaines espèces aux conditions urbaines pourraient être problématiques. Or, l'objectif actuel n'est pas de choisir la bonne espèce au bon endroit, sachant qu'une réelle opération de verdissement tiendra compte de la variabilité des différents espaces et espèces adaptées aux conditions locales selon les conseils de spécialistes.

Pour bâtir un scénario représentatif par rapport à la réalité actuelle et qui puisse être comparable aux résultats de l'inventaire de base, il importe de sélectionner sensiblement les mêmes espèces. Un second critère réside dans le choix d'espèces dont les taux de croissance annuels moyens en milieu urbain sont connus et répertoriés. Bien que ces informations soient limitées et inconnues pour la plupart des espèces,

¹² La surface terrière grandit sensiblement au même rythme que la canopée, mais est plus facile à calculer.

une étude du docteur Pierre Jutras, chercheur en agronomie à la Ville de Montréal et à Arbres Canada a démontré les taux de croissance d'espèces communes dans la ville de Montréal : l'érable de Norvège *Acer Platanoides*, l'érable argenté *Acer Saccharinum*, le frêne rouge *Fraxinus Pennsylvanica*, le févier d'Amérique *Gleditsia Triancathos*, le micocoulier occidental *Celtis Occidentalis*, l'orme de Sibérie *Ulmus Pumila* et le tilleul à petites feuilles *Tilia Cordata*. Environ 75 % des arbres de l'inventaire actuel font partie de cinq des sept espèces d'arbres susmentionnés. Chacune de ces espèces d'arbres sera retenue, hormis le Micocoulier occidental ainsi que l'orme de Sibérie, pour composer le scénario projeté. Les 26 500 arbres se décomposeront au nombre de 5300 pour chacune des cinq espèces. Ce choix d'espèce a été fait dans un souci d'obtenir un échantillon représentatif de la présente forêt urbaine publique rosemontoise afin de pouvoir comparer les résultats de base de l'inventaire actuel et les résultats anticipés du scénario politique.

5.1.3 Critères pour le taux de croissance annuel des espèces

Afin d'exposer l'évolution de l'inventaire politique de verdissement selon le temps, il importe de faire « murir » les arbres par l'entremise d'un taux de croissance du DHP. Les arbres de l'arrondissement RPP sont, pour leur part, plantés alors qu'ils ont atteint entre 5 cm et 6 cm de DHP (Choquette, 2012). Pour exprimer la croissance de la forêt urbaine, il est nécessaire d'estimer un taux de croissance pour chaque espèce et de pouvoir intégrer cette évolution selon les quatre années types dans l'inventaire à importer dans le logiciel. Le tableau suivant présente les cinq espèces sélectionnées pour l'étude avec leur taux de croissance annuel respectif. Dans chacun des cas, seule la classe moyenne de croissance a été considérée pour faire évoluer le scénario dans le temps.

Tableau 5.1 : Accroissement annuel du DHP selon différentes espèces
(Inspiré de Jutras, 2008 ; Jutras, 2012)

Espèce	Accroissement annuel DHP (cm)	Classe de croissance
<i>Acer Platanoides</i>	0,40	Lente
	0,82	Moyenne
	1,20	Rapide
<i>Acer Saccharinum</i>	0,59	Lente
	0,91	Moyenne
	1,19	Rapide
<i>Fraxinus Pennsylvanica</i>	0,47	Lente
	0,71	Moyenne
	0,92	Rapide
<i>Gleditsia Triancathos</i>	0,35	Lente
	0,75	Moyenne
	1,01	Rapide
<i>Tilia Cordata</i>	0,90	Lente
	1,02	Moyenne
	1,05	Rapide

En reprenant les données précédentes, il est possible de déterminer la croissance moyenne de chacune des espèces pour les quatre années types, comme décrite au bas de l'annexe 1.

5.2 Analyse économique évolutive du scénario de base et politique sur 45 ans

Chacun des critères énumérés ci-haut permet de bâtir un inventaire « ajouté », lequel sera combiné à l'inventaire actuel, l'ensemble formant un scénario « politique » dont la valeur économique sera estimée selon l'évolution avec les années types prédéterminées. En soustrayant, pour chaque année, la valeur de l'inventaire de base à la valeur de l'ensemble du scénario politique, il est possible d'obtenir la valeur relative du plan de verdissement fictif de manière isolée, selon les années. Cette méthode permet de comparer les différences de tendances économiques à se contenter du statu quo en matière de foresterie urbaine, versus l'ajout d'un plan arboricole défini. Or, il importe de préciser que les valeurs obtenues ne doivent pas être considérées comme définitives puisque la mortalité des arbres n'a pas été intégrée dans le calcul. Bien qu'il existe des études qui contiennent des résultats sur les taux de mortalité selon les classes d'âge d'arbre de rue et de parc de certaines villes, les données manquent quant aux taux de mortalité des arbres de la ville de Montréal (Vergriete et Labrecque, 2007). De plus, il existe une grande différence de taux de mortalité entre arbres de rue et arbres de parc. Il serait donc risqué d'intégrer cette variable, d'autant plus qu'elle diffère selon un grand nombre de facteurs dont notamment l'âge de l'arbre, l'espèce, son emplacement, l'entretien général, etc. L'analyse de la mortalité des arbres urbains demande à elle seule un protocole de recherche rigoureux. Ainsi, la valeur économique obtenue, sans tenir compte de la mortalité, demeure relative, mais le rapport obtenu entre la valeur du scénario politique sur la valeur de l'inventaire de base selon les années, est fiable et réutilisable, car il permet d'éliminer les variables inconnues, communes dans les deux cas, soit justement la mortalité. Ce faisant, une certaine justesse dans les proportions de bénéfices économiques est conservée. Le facteur d'augmentation ou de régression permet pour sa part d'estimer s'il y a lieu ou non d'envisager une valeur ajoutée à une vaste campagne de plantation selon une échelle temporelle de 0 à 45 ans.

5.2.1 Valeur des bénéfices du scénario de base et politique sur 45 ans

À partir de tous les critères susmentionnés, il a été possible de faire évoluer l'inventaire actuel des arbres publics ainsi que l'inventaire politique. Chacun d'eux a été intégré dans *I-Tree Streets* et les résultats économiques se retrouvent dans le tableau résumé qui suit. Pour obtenir plus de détail sur la provenance des diverses données, il est possible de se référer à l'annexe 2 qui présente chacun des tableaux obtenus dans *I-Tree Streets*, à la fois pour le scénario politique pour les 4 années types ainsi que pour le scénario de base selon les mêmes années.

Tableau 5.2 : Bénéfices bruts du scénario politique et de base selon le temps

Année	Scénario politique	Scénario de base	Différence*	Coefficient**
0	3 865 305 \$	2 886 347 \$	978 958 \$	1,34
15	6 425 481 \$	4 038 810 \$	2 386 671 \$	1,59
30	7 333 403 \$	4 597 306 \$	2 736 097 \$	1,60
45	9 383 024 \$	5 560 692 \$	3 822 332 \$	1,69

Source d'information : (I-Tree Street, 2012, annexe 2)

*Valeur ajoutée estimée du plan de verdissement selon les années

**Coefficient de la valeur ajoutée du scénario politique par rapport au scénario de base

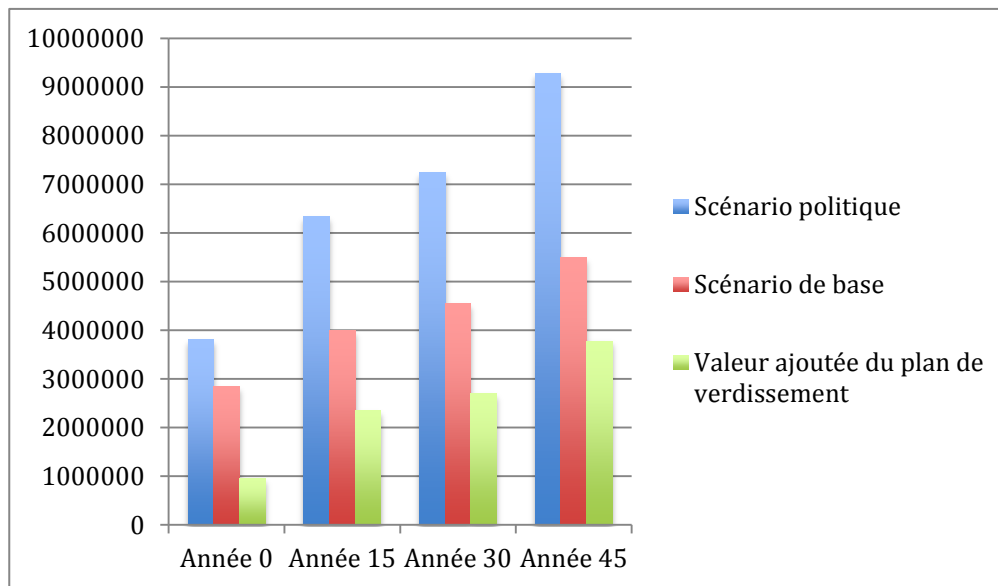


Figure 5.1 : Bénéfices bruts du scénario politique, de base et la différence entre les deux
(Source d'information : *I-Tree Streets*, 2012)

Les résultats ci-haut démontrent que le scénario politique représente une plus-value brute par rapport au scénario de base et que la différence représentant la valeur brute du plan de verdissement fictif augmente avec les années, à mesure que cette plantation munit. Néanmoins, il importe de relativiser les bénéfices en ajoutant la variable des coûts au calcul.

5.2.2 Ventilation des coûts selon les années

Afin d'obtenir la valeur nette des bénéfices en fonction du temps, il est nécessaire d'ajouter aux valeurs ci-haut la variable des coûts. Comme mentionnée précédemment, la ventilation des coûts concernant les arbres urbains n'est pas bien connue, ni détaillée. Or, il importe de connaître comment les coûts évoluent avec le temps, puisque la majeure partie des dépenses encourues se font dans les 3 premières années de plantation, alors que les bénéfices augmentent à mesure que l'arbre gagne en maturité plus les années passent. Si bien que pour les besoins de l'étude, une approximation des coûts en amont et en

aval sera faite sous toutes réserves. Dans l'éventualité où des précisions à ce sujet se feraient connaître, il pourrait être pertinent d'ajuster l'analyse qui suit afin de la personnaliser davantage au contexte étudié.

Les coûts de départ en ce qui a trait à la plantation et à l'entretien préliminaire plus soutenus des premières années, montent à 1184 \$ par arbre pour tous les frais encourus des 3 premières années, incluant l'achat, le matériel, les ressources humaines, la plantation et l'entretien (Bélanger, 2012b). Le chef de la division Arboriculture à la Division des grands parcs et du verdissement de la Ville de Montréal, a estimé que le coût moyen annuel par arbre est de 16 \$, incluant tous les coûts confondus, soit la plantation, l'entretien, les coûts administratifs et l'abattage (Desjardins, 2012a). Il n'est cependant pas en mesure d'isoler l'aspect plantation de cette moyenne annuelle, qui aurait permis d'obtenir le coût moyen suivant les 3 premières années. Il peut tout de même affirmer que la majeure partie des coûts issus des arbres s'observe à l'étape de la plantation et que les coûts ultérieurs sont minimes en comparaison, sans toutefois se risquer à donner une proportion de cette valeur par rapport au 16 \$ (Desjardins, 2012b). De plus, en ce qui a trait à cet excédant, soit la part dédiée à l'entretien ultérieur, il est majoritairement consacré aux arbres de rue plutôt qu'aux arbres de parcs. « En fait les arbres de parc n'ont pratiquement pas d'impact au niveau des budgets d'entretien, ils en ont un, mais bien moindres » (Desjardins, 2012a, p.1). À noter que s'il n'était question que de trouver le coût global des arbres de rue exclusivement, le résultat dépasserait grandement la moyenne de 16 \$ par arbre par an. M. Desjardins, ne sait cependant pas à combien s'élèverait le montant (Desjardins, 2012b).

Les coûts de plantation des 3 premières années sont détaillés à l'annexe 3 et serviront, dans l'analyse de rentabilité, à observer comment se traduisent les coûts annuels. Comme le scénario prévoit toutes les plantations dès l'année 0, il reste à isoler l'aspect plantation dans le coût moyen de 16 \$ par arbre par an pour déterminer le coût moyen par arbre des années subséquentes aux trois premières années. Pour y arriver, il est possible de se rapporter à une étude de McPherson et autres (1994) dont l'analyse coûts-bénéfices démontre que la plus grande partie des coûts inhérents à une forêt urbaine sont issus de la plantation et ce, à hauteur de plus de 80 % des coûts. Ainsi, il serait possible de supposer que le 20 % restant correspond au coût annuel après les 3 premières années suivant la plantation. Ainsi, 20% du 16 \$ moyen annuel donne 3,20 \$ par arbre.

À noter que les résultats à venir ne prétendent pas être exacts considérant la grande variabilité des intrants. Mais ces derniers pourront être modifiés à l'avenir advenant de nouvelles informations plus précises. L'objectif consiste davantage à mieux situer la part de l'investissement en amont, versus en aval selon les bénéfices plutôt qu'à offrir un portrait exact. Quoi qu'il en soit, à la lumière de ces résultats, rien n'empêche un planificateur de territoire de privilégier les plantations nouvelles sur des terrains privés (Bélanger, 2012a), dans les parcs, dans les terre-pleins gazonnés et dans les terrains publics dans l'optique de minimiser les coûts le plus possible, considérant que les plantations dans des fosses de rue

sont celles qui représentent la majeure partie des coûts d'entretien (Desjardins, 2012b). Ce faisant, le coût moyen après trois ans de 3,20 \$ par arbre serait même surreprésenté.

5.2.3 Valeur actualisée nette

Afin d'être en mesure de comparer le plus justement possible le niveau d'investissement réel que demanderait ce scénario « futur », il importe de comparer les années cibles pour connaître la valeur actuelle nette d'un potentiel investissement. Cette analyse des flux monétaires en tenant compte de la valeur actualisée nette (VAN) de l'investissement permet de rendre les résultats plus représentatifs des pressions économiques globales. Cela permet de relativiser la valeur des résultats annuels en les comparant à ce qu'aurait pu rapporter le même investissement dans un placement bancaire ou par rapport à un autre projet social. Toutefois, au Québec, il n'y a pas de règle précise concernant le taux d'actualisation à privilégier. Pour chaque analyse coûts-bénéfices, il importe de faire le choix d'un taux d'actualisation et de le justifier. Au Québec, il n'y a pas de taux d'actualisation recommandé, ni par le Secrétariat à l'allègement réglementaire ni par le Conseil du trésor, pour l'analyse coûts-bénéfices des projets de loi et de règlements ou des projets publics (Webster et autres, s.d.). Au niveau canadien, les analystes d'Environnement Canada utilisent généralement des taux de 3 % ou de 7 % pour les études d'impact. À titre indicatif, l'étude d'impact du *Règlement sur les émissions de gaz à effet de serre des véhicules lourds et de leurs moteurs* a utilisé un taux d'actualisation de 3% pour l'analyse coût-bénéfice (Gazette du Canada, 2012). Le Royaume-Uni pour sa part est le pays qui crée le plus d'analyse coûts-bénéfices et utilise généralement un taux d'actualisation de 3,5 % (HM Treasury, 2011). En France, le taux d'actualisation social est de 4 % depuis 2005 et affiche des taux décroissants jusqu'à 2 % en ce qui a trait aux analyses qui portent sur le très long terme (Commissariat général du Plan, 2005). Beaucoup d'environnementalistes proposent l'utilisation de taux d'actualisation plus bas pour les analyses coûts-bénéfices de projets environnementaux (ICRA, s.d.). Pour ce qui est de l'analyse coûts-bénéfices *L'évaluation des avantages et des coûts de l'adaptation aux changements climatiques* produite par Ouranos et Éco-Ressources Consultants pour le Ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire (MAMROT), un taux de 4 % a été privilégié. Toutes les raisons précédentes présentent des évidences empiriques pour le choix d'un taux de 4 % pour la présente analyse.

5.2.4 Flux monétaires des coûts-bénéfices du scénario politique en lien avec le scénario de base

Le tableau 5.5, représente l'analyse de rentabilité du scénario politique sur 45 ans à un taux d'actualisation de 4 %. L'investissement de départ est particulièrement imposant avec des dépenses initiales d'environ 10,5 millions, dont la majeure partie est attribuable à la plantation des 26 500 arbres de plus. Selon le tableau, le flux cumulé net actualisé atteint le sommet des dépenses à près de 19 millions dès la 2^e année, puis se met à décroître à mesure que les bénéfices du scénario augmentent. Il faut attendre la 8^e année pour que le flux cumulé actualisé devienne positif à hauteur d'environ 3,6 millions de

dollars et puisse résorber les dépenses imposantes des 3 premières années. À la 9^e année, le scénario atteint un flux cumulé net actualisé de plus de 7 millions de dollars, soit plus du double des bénéfices nets de l'inventaire actuel pour 2011. (2 886 347 \$) Puisque les coûts diminuent grandement dès la 3^e année, le flux net actualisé augmente rapidement et atteint près de 98 millions de dollars nets après 45 ans, soit une moyenne annuelle de bénéfices actualisés nets d'environ 2 millions de dollars pour cette période étudiée.

Tableau 5.3 : Flux monétaires actualisés nets du scénario politique

ANNÉE	COÛT	BÉNÉFICE	RECETTE NETTE	COEFFICIENT ACTUALISATION	FLUX NET ACTUALISÉ	FLUX CUMULÉ NET ACTUALISÉ
0	10 543 351\$	3 865 305\$	-6 678 046\$	1	-6 678 046\$	-6 678 046\$
1	10 543 351\$	4 035 983\$	-6 507 368\$	0,96	-6 257 085\$	-12 935 131\$
2	10 543 351\$	4 206 662\$	-6 336 690\$	0,92	-5 858 626\$	-18 793 757\$
3	169 485\$	4 377 340\$	4 207 855\$	0,89	3 740 768\$	-15 052 989\$
4	169 485\$	4 548 019\$	4 378 534\$	0,85	3 742 789\$	-11 310 200\$
5	169 485\$	4 718 697\$	4 549 212\$	0,82	3 739 121\$	-7 571 079\$
6	169 485\$	4 889 375\$	4 719 891\$	0,79	3 730 198\$	-3 840 881\$
7	169 485\$	5 060 054\$	4 890 569\$	0,76	3 716 430\$	-124 450\$
8	169 485\$	5 230 732\$	5 061 247\$	0,73	3 698 204\$	3 573 754\$
9	169 485\$	5 401 411\$	5 231 926\$	0,70	3 675 882\$	7 249 635\$
10	169 485\$	5 572 089\$	5 402 604\$	0,68	3 649 806\$	10 899 441\$
11	169 485\$	5 742 767\$	5 573 283\$	0,65	3 620 298\$	14 519 739\$
12	169 485\$	5 913 446\$	5 743 961\$	0,62	3 587 661\$	18 107 400\$
13	169 485\$	6 084 124\$	5 914 639\$	0,60	3 552 179\$	21 659 579\$
14	169 485\$	6 254 803\$	6 085 318\$	0,58	3 514 119\$	25 173 699\$
15	169 485\$	6 425 481\$	6 255 996\$	0,56	3 473 733\$	28 647 431\$
16	169 485\$	6 486 009\$	6 316 524\$	0,53	3 372 444\$	32 019 875\$
17	169 485\$	6 546 537\$	6 377 052\$	0,51	3 273 808\$	35 293 684\$
18	169 485\$	6 607 065\$	6 437 581\$	0,49	3 177 771\$	38 471 454\$
19	169 485\$	6 667 594\$	6 498 109\$	0,47	3 084 278\$	41 555 732\$
20	169 485\$	6 728 122\$	6 558 637\$	0,46	2 993 276\$	44 549 009\$
21	169 485\$	6 788 650\$	6 619 165\$	0,44	2 904 712\$	47 453 721\$
22	169 485\$	6 849 178\$	6 679 693\$	0,42	2 818 532\$	50 272 253\$
23	169 485\$	6 909 706\$	6 740 221\$	0,41	2 734 685\$	53 006 938\$
24	169 485\$	6 909 706\$	6 740 221\$	0,39	2 629 505\$	55 636 443\$
25	169 485\$	7 030 762\$	6 861 278\$	0,38	2 573 780\$	58 210 224\$
26	169 485\$	7 091 290\$	6 921 806\$	0,36	2 496 621\$	60 706 845\$
27	169 485\$	7 151 819\$	6 982 334\$	0,35	2 421 589\$	63 128 434\$
28	169 485\$	7 212 347\$	7 042 862\$	0,33	2 348 636\$	65 477 070\$
29	169 485\$	7 272 875\$	7 103 390\$	0,32	2 277 712\$	67 754 782\$
30	169 485\$	7 333 403\$	7 163 918\$	0,31	2 208 770\$	69 963 551\$
31	169 485\$	7 470 044\$	7 300 560\$	0,30	2 164 326\$	72 127 877\$
32	169 485\$	7 606 686\$	7 437 201\$	0,29	2 120 033\$	74 247 910\$
33	169 485\$	7 743 327\$	7 573 842\$	0,27	2 075 946\$	76 323 856\$
34	169 485\$	7 879 969\$	7 710 484\$	0,26	2 032 114\$	78 355 971\$
35	169 485\$	8 016 610\$	7 847 125\$	0,25	1 988 583\$	80 344 553\$
36	169 485\$	8 153 251\$	7 983 767\$	0,24	1 945 394\$	82 289 948\$
37	169 485\$	8 289 893\$	8 120 408\$	0,23	1 902 586\$	84 192 534\$
38	169 485\$	8 426 534\$	8 257 049\$	0,23	1 860 193\$	86 052 727\$
39	169 485\$	8 563 176\$	8 393 691\$	0,22	1 818 246\$	87 870 973\$
40	169 485\$	8 699 817\$	8 530 332\$	0,21	1 776 775\$	89 647 748\$
41	169 485\$	8 836 458\$	8 666 974\$	0,20	1 735 804\$	91 383 551\$
42	169 485\$	8 973 100\$	8 803 615\$	0,19	1 695 356\$	93 078 907\$
43	169 485\$	9 109 741\$	8 940 256\$	0,19	1 655 451\$	94 734 358\$
44	169 485\$	9 246 383\$	9 076 898\$	0,18	1 616 109\$	96 350 467\$
45	169 484,80\$	9 383 024\$	9 213 539\$	0,17	1 577 343\$	97 927 810\$

Le tableau suivant présente isolément les résultats économiques de l'inventaire de base sur 45 ans à un taux d'actualisation de 4 %. Dans ce cas-ci, les bénéfices nets sont positifs dès la première année. Cela s'explique par le fait que la forêt urbaine est déjà implantée et donc les coûts élevés de plantation déjà déboursés. Ainsi, la forêt actuelle qui grandit permet de gagner rapidement en bénéfice. Par contre, comme il a été mentionné précédemment, ces valeurs ne peuvent être considérées de manière absolue puisque la mortalité n'est pas prise en compte.

Tableau 5.4 : Flux monétaires actualisés nets de l'analyse de rentabilité du scénario de base

ANNÉE	COÛT	BÉNÉFICE	RECETTE NETTE	COEFFICIENT ACTUALISATION	FLUX NET ACTUALISÉ	FLUX CUMULÉ NET ACTUALISÉ
0	84 685\$	2 886 347\$	2 801 662\$	1	2 801 662\$	2 801 662\$
1	84 685\$	2 963 178\$	2 878 493\$	0,96	2 767 782\$	5 569 444\$
2	84 685\$	3 040 009\$	2 955 324\$	0,92	2 732 363\$	8 301 807\$
3	84 685\$	3 116 840\$	3 032 155\$	0,89	2 695 575\$	10 997 382\$
4	84 685\$	3 193 670\$	3 108 986\$	0,85	2 657 574\$	13 654 956\$
5	84 685\$	3 270 501\$	3 185 817\$	0,82	2 618 509\$	16 273 465\$
6	84 685\$	3 347 332\$	3 262 647\$	0,79	2 578 518\$	18 851 982\$
7	84 685\$	3 424 163\$	3 339 478\$	0,76	2 537 729\$	21 389 711\$
8	84 685\$	3 500 994\$	3 416 309\$	0,73	2 496 264\$	23 885 975\$
9	84 685\$	3 577 825\$	3 493 140\$	0,70	2 454 234\$	26 340 209\$
10	84 685\$	3 654 656\$	3 569 971\$	0,68	2 411 744\$	28 751 953\$
11	84 685\$	3 731 487\$	3 646 802\$	0,65	2 368 893\$	31 120 846\$
12	84 685\$	3 808 317\$	3 723 633\$	0,62	2 325 770\$	33 446 616\$
13	84 685\$	3 885 148\$	3 800 463\$	0,60	2 282 460\$	35 729 076\$
14	84 685\$	3 961 979\$	3 877 294\$	0,58	2 239 041\$	37 968 117\$
15	84 685\$	4 038 810\$	3 954 125\$	0,56	2 195 585\$	40 163 702\$
16	84 685\$	4 076 043\$	3 991 358\$	0,53	2 131 019\$	42 294 721\$
17	84 685\$	4 113 276\$	4 028 591\$	0,51	2 068 171\$	44 362 892\$
18	84 685\$	4 150 509\$	4 065 824\$	0,49	2 007 005\$	46 369 897\$
19	84 685\$	4 187 742\$	4 103 057\$	0,47	1 947 485\$	48 317 382\$
20	84 685\$	4 224 975\$	4 140 291\$	0,46	1 889 575\$	50 206 957\$
21	84 685\$	4 262 208\$	4 177 524\$	0,44	1 833 238\$	52 040 195\$
22	84 685\$	4 299 441\$	4 214 757\$	0,42	1 778 439\$	53 818 634\$
23	84 685\$	4 336 675\$	4 251 990\$	0,41	1 725 144\$	55 543 778\$
24	84 685\$	4 373 908\$	4 289 223\$	0,39	1 673 318\$	57 217 096\$
25	84 685\$	4 411 141\$	4 326 456\$	0,38	1 622 926\$	58 840 022\$
26	84 685\$	4 448 374\$	4 363 689\$	0,36	1 573 936\$	60 413 958\$
27	84 685\$	4 485 607\$	4 400 922\$	0,35	1 526 313\$	61 940 271\$
28	84 685\$	4 522 840\$	4 438 155\$	0,33	1 480 025\$	63 420 295\$
29	84 685\$	4 560 073\$	4 475 388\$	0,32	1 435 040\$	64 855 335\$
30	84 685\$	4 597 306\$	4 512 621\$	0,31	1 391 325\$	66 246 660\$
31	84 685\$	4 661 532\$	4 576 847\$	0,30	1 356 853\$	67 603 513\$
32	84 685\$	4 725 757\$	4 641 073\$	0,29	1 322 975\$	68 926 488\$
33	84 685\$	4 789 983\$	4 705 298\$	0,27	1 289 695\$	70 216 183\$
34	84 685\$	4 854 209\$	4 769 524\$	0,26	1 257 018\$	71 473 201\$
35	84 685\$	4 918 435\$	4 833 750\$	0,25	1 224 947\$	72 698 148\$
36	84 685\$	4 982 660\$	4 897 976\$	0,24	1 193 483\$	73 891 631\$
37	84 685\$	5 046 886\$	4 962 201\$	0,23	1 162 628\$	75 054 259\$
38	84 685\$	5 111 112\$	5 026 427\$	0,23	1 132 381\$	76 186 640\$
39	84 685\$	5 175 338\$	5 090 653\$	0,22	1 102 740\$	77 289 381\$
40	84 685\$	5 239 563\$	5 154 879\$	0,21	1 073 705\$	78 363 085\$
41	84 685\$	5 303 789\$	5 219 104\$	0,20	1 045 271\$	79 408 357\$
42	84 685\$	5 368 015\$	5 283 330\$	0,19	1 017 437\$	80 425 794\$
43	84 685\$	5 432 241\$	5 347 556\$	0,19	990 197\$	81 415 991\$
44	84 685\$	5 496 466\$	5 411 781\$	0,18	963 548\$	82 379 539\$
45	84 685\$	5 560 692\$	5 476 007\$	0,17	937 484\$	83 317 023\$

Ce dernier tableau a davantage une fonction comparative avec le tableau 5.3. Ainsi, la différence entre le tableau 5.3 et le tableau 5.4, donne le tableau 5.5 qui suit, et représente exclusivement la valeur ajoutée attribuable au plan de verdissement fictif par rapport au scénario de base. Le taux d'actualisation est encore une fois de 4 %.

Tableau 5.5 : La valeur du scénario de verdissement selon la différence entre les flux monétaires

ANNÉE	COÛT	BÉNÉFICE	RECETTE NETTE	COEFFICIENT ACTUALISATION	FLUX NET ACTUALISÉ	FLUX CUMULÉ NET ACTUALISÉ
0	10 458 667\$	978 958\$	-9 479 709\$	1	-9 479 709\$	-9 479 709\$
1	10 458 667\$	1 072 806\$	-9 385 861\$	0,96	-9 024 866\$	-18 504 575\$
2	10 458 667\$	1 166 653\$	-9 292 014\$	0,92	-8 590 989\$	-27 095 564\$
3	84 800\$	1 260 501\$	1 175 701\$	0,89	1 045 194\$	-26 050 370\$
4	84 800\$	1 354 348\$	1 269 548\$	0,85	1 085 215\$	-24 965 155\$
5	84 800\$	1 448 196\$	1 363 396\$	0,82	1 120 612\$	-23 844 544\$
6	84 800\$	1 542 043\$	1 457 243\$	0,79	1 151 680\$	-22 692 863\$
7	84 800\$	1 635 891\$	1 551 091\$	0,76	1 178 701\$	-21 514 162\$
8	84 800\$	1 729 738\$	1 644 938\$	0,73	1 201 940\$	-20 312 221\$
9	84 800\$	1 823 586\$	1 738 786\$	0,70	1 221 648\$	-19 090 574\$
10	84 800\$	1 917 433\$	1 832 633\$	0,68	1 238 061\$	-17 852 512\$
11	84 800\$	2 011 281\$	1 926 481\$	0,65	1 251 405\$	-16 601 107\$
12	84 800\$	2 105 128\$	2 020 328\$	0,62	1 261 891\$	-15 339 216\$
13	84 800\$	2 198 976\$	2 114 176\$	0,60	1 269 719\$	-14 069 496\$
14	84 800\$	2 292 823\$	2 208 023\$	0,58	1 275 079\$	-12 794 418\$
15	84 800\$	2 386 671\$	2 301 871\$	0,56	1 278 147\$	-11 516 271\$
16	84 800\$	2 409 966\$	2 325 166\$	0,53	1 241 425\$	-10 274 845\$
17	84 800\$	2 433 261\$	2 348 461\$	0,51	1 205 637\$	-9 069 208\$
18	84 800\$	2 456 556\$	2 371 756\$	0,49	1 170 766\$	-7 898 443\$
19	84 800\$	2 479 851\$	2 395 051\$	0,47	1 136 793\$	-6 761 650\$
20	84 800\$	2 503 146\$	2 418 346\$	0,46	1 103 702\$	-5 657 948\$
21	84 800\$	2 526 441\$	2 441 641\$	0,44	1 071 474\$	-4 586 474\$
22	84 800\$	2 549 736\$	2 464 936\$	0,42	1 040 093\$	-3 546 381\$
23	84 800\$	2 573 032\$	2 488 232\$	0,41	1 009 541\$	-2 536 840\$
24	84 800\$	2 535 798\$	2 450 998\$	0,39	956 187\$	-1 580 652\$
25	84 800\$	2 619 622\$	2 534 822\$	0,38	950 854\$	-629 798\$
26	84 800\$	2 642 917\$	2 558 117\$	0,36	922 685\$	292 887\$
27	84 800\$	2 666 212\$	2 581 412\$	0,35	895 276\$	1 188 163\$
28	84 800\$	2 689 507\$	2 604 707\$	0,33	868 611\$	2 056 774\$
29	84 800\$	2 712 802\$	2 628 002\$	0,32	842 673\$	2 899 447\$
30	84 800\$	2 736 097\$	2 651 297\$	0,31	817 444\$	3 716 891\$
31	84 800\$	2 808 513\$	2 723 713\$	0,30	807 473\$	4 524 364\$
32	84 800\$	2 880 928\$	2 796 128\$	0,29	797 059\$	5 321 422\$
33	84 800\$	2 953 344\$	2 868 544\$	0,27	786 251\$	6 107 674\$
34	84 800\$	3 025 760\$	2 940 960\$	0,26	775 096\$	6 882 770\$
35	84 800\$	3 098 175\$	3 013 375\$	0,25	763 636\$	7 646 406\$
36	84 800\$	3 170 591\$	3 085 791\$	0,24	751 911\$	8 398 316\$
37	84 800\$	3 243 007\$	3 158 207\$	0,23	739 958\$	9 138 274\$
38	84 800\$	3 315 422\$	3 230 622\$	0,23	727 812\$	9 866 086\$
39	84 800\$	3 387 838\$	3 303 038\$	0,22	715 506\$	10 581 592\$
40	84 800\$	3 460 254\$	3 375 454\$	0,21	703 070\$	11 284 662\$
41	84 800\$	3 532 669\$	3 447 869\$	0,20	690 532\$	11 975 195\$
42	84 800\$	3 605 085\$	3 520 285\$	0,19	677 919\$	12 653 113\$
43	84 800\$	3 677 501\$	3 592 701\$	0,19	665 254\$	13 318 367\$
44	84 800\$	3 749 916\$	3 665 116\$	0,18	652 561\$	13 970 928\$
45	84 800\$	3 822 332\$	3 737 532\$	0,17	639 860\$	14 610 787\$

Dans ce dernier tableau, le flux net actualisé commence à être positif dès la 3^e année, tandis que le flux cumulé net actualisé commence à être positif à partir de la 26^e année à hauteur de 292 887 \$. Il marque la période à laquelle les bénéfices dépassent les dépenses de l'investissement ainsi que les coûts récurrents. Ces bénéfices ne cessent d'augmenter pour les 15 années suivantes et permettent de représenter sur 45 ans 14,6 millions de bénéfices nets supplémentaires. Concrètement, sur une base annuelle, cela représenterait 324 444 \$ nets annuellement pour la période étudiée. De plus, tout indique qu'au-delà de 45 ans, les bénéfices continueraient d'augmenter (Wong, s.d.b). D'ailleurs, le fait de maintenir la forêt publique actuelle permettrait que la période de flux cumulé net actualisé devienne positive bien avant la 26^e année, soit à la 8^e année comme présentée dans le tableau 5.3 qui précède. En d'autres termes, la forêt actuelle qui continue d'évoluer permettrait d'apporter un surplus de bénéfices utiles à compenser pour les coûts initiaux d'une opération de plantation.

Même si le plan de verdissement fictif pris individuellement devient rentable plutôt tardivement (26 ans), il peut malgré tout représenter une opportunité économique positive, mais non sans un investissement de départ imposant. Cela dit, si l'inventaire de base actuel permet des retombées nettes de près de 2,5 millions de dollars pour l'année 2011, il a tout de même fallu un jour planifier cette forêt urbaine et procéder à sa plantation. Force est de constater qu'en l'absence d'une telle planification de la forêt urbaine publique actuelle, le territoire serait alors privé des bénéfices estimés d'aujourd'hui. Devant cet état de fait, conserver le statu quo empêcherait une importante opportunité économique future. Néanmoins, investir dans un tel scénario de verdissement mobiliserait une somme d'argent importante, laquelle ne pourrait plus être consacrée à régler ou résorber certaines problématiques immédiates. En contrepartie, le verdissement urbain contribue à résorber une foule de problématiques urbaines en amont, ce qui permettrait après quelques années de réduire les coûts en aval comme prévu par l'hypothèse de départ. Cesdites sommes économisées pourraient justement être utilisées pour résorber d'autres problématiques urbaines. De plus, à partir du moment où tous les lieux, terre-pleins gazonnés, parcs, bordures de terrains et terrains publics sont maximisés, il revient à seulement remplacer les spécimens qui meurent par d'autres afin de conserver le ratio optimisé. En laissant ainsi la place à plus de végétation sur le territoire, les externalités négatives des activités urbaines s'en trouveraient réduites. Dans une telle éventualité, les coûts de plantation subséquents seraient également mieux distribués dans le temps et plus faciles à absorber. À la 26^e année le scénario politique représente une valeur de 1,01 fois le scénario de base à la même année. À la 45^e année, ce coefficient augmente à environ 1,18. Le tableau 5.6 décrit justement la valeur ajoutée du plan de verdissement fictif de la 26^e à la 45^e année.

Tableau 5.6 : Coefficient de la valeur ajoutée du scénario politique par rapport au scénario de base

Coefficient de la valeur ajoutée du plan de verdissement, de la 26 ^e à la 45 ^e année																			
26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45
1,01	1,02	1,03	1,05	1,06	1,07	1,08	1,09	1,10	1,11	1,11	1,12	1,13	1,14	1,14	1,15	1,16	1,16	1,17	1,18

Informations tirées de la proportion entre les résultats du tableau 5.5 et 5.6

À en juger par cette progression presque linéaire, tout indique que le coefficient augmenterait également de la 45^e année à la 60^e année. (Wong, s.d.b) L'importance de l'utilisation de ce coefficient réside dans le fait que la mortalité et les coûts que cela implique n'ont pas été intégrés à l'un ou l'autre des scénarios. Or, comme cette variable peut être commune dans le scénario de base comme dans le scénario politique, l'usage d'un coefficient d'augmentation permet d'être plus prudent quant à la projection de bénéfices dans l'optique où la variable de la mortalité peut être éliminée sans biaiser les proportions économiques. Ainsi, si les bénéfices cumulés nets actualisés du scénario de base à la 45^e année sont par exemple de l'ordre de 100 \$, le scénario politique à la 45^e année représenterait alors une valeur 1,18 fois plus grande, soit 118 \$ nets, et donc 18 \$ pour la valeur du scénario ajouté pris individuellement. Même si la période de retour sur investissement est relativement longue comparativement aux projections concernant une vaste plantation dans la ville de Chicago comme présenté précédemment, il importe de préciser que certains facteurs tels que le prix de l'énergie plus bas au Québec ont pu influencer de manière à réduire les bénéfices dans cette catégorie. Par ailleurs, il se peut que les coûts globaux soient moindres à Chicago.

Alors que la végétation offre davantage de bénéfices plus elle vieillit, les infrastructures ou technologies, pour leur part, dépérissent avec l'âge et perdent en efficacité. Il serait d'ailleurs pertinent de comparer l'analyse de rentabilité qui précède avec d'autres du même type sur différentes mesures d'atténuation des îlots de chaleur afin de déterminer laquelle offre un plus grand et rapide retour sur investissement afin de déterminer où octroyer des ressources financières plus importantes. En ayant un portrait plus clair de l'étalement des coûts et bénéfices engendrés par une forêt urbaine, les décideurs peuvent alors être mieux outillés pour exercer un jeu d'influence, déterminer les priorités d'actions et s'il y a lieu, le niveau d'effort de préservation à mettre en place.

6. RECOMMANDATIONS

Ce chapitre permet de faire un retour sur les données économiques obtenues et d'apporter des réserves, des nuances ainsi que des recommandations générales pour de futures analyses similaires à celle-ci.

6.1 Crédibilité de la tendance économique des résultats

Les multiples bénéfices sociaux et économiques issus du verdissement urbain, comme décrit dans le chapitre 3 permettent de comprendre l'utilité économique d'une telle mesure, au-delà de la simple composante biophysique qui consiste à augmenter le couvert forestier. Chacune des études citées dans l'essai laisse entendre que le verdissement urbain est toujours rentable même si les bénéfices économiques varient d'une région à l'autre. L'attribution d'une valeur économique à la forêt urbaine actuelle rosemontoise a permis d'établir que les arbres procurent également un lot de bénéfices plus grand que les coûts qu'ils impliquent, et ce, autant en utilisant une approche par extrapolation que par modélisation. Même si les résultats des deux approches diffèrent quelque peu, l'écart entre les deux est minime et permet d'ajouter à la pertinence des résultats. L'analyse de rentabilité d'une vaste opération de plantation, quant à elle, a démontré qu'un investissement massif dans le verdissement urbain permettait un retour sur investissement très important, mais sur le long terme (26 ans). Les résultats d'une analyse similaire à Chicago démontrent également une rentabilité, quoique plus rapides. Cette étude mettait d'ailleurs en relation les coûts et bénéfices selon le type d'emplacement des arbres. Il serait d'ailleurs utile pour le futur que tout arbre inventorié soit identifié selon le type d'emplacement, ce qui permettrait d'obtenir plus de précisions quant à l'apport économique prévu. D'autres facteurs biophysiques et socio-économiques peuvent aussi avoir une influence sur la différence entre les résultats. Par exemple, il se peut que les bénéfices soient plus lents à arriver à Montréal étant donné que la période de croissance des arbres y est légèrement plus courte qu'à Chicago, l'un des lieux cités. D'autre part, puisque les coûts énergétiques sont plus élevés aux États-Unis, les bénéfices issus de la consommation d'électricité y sont donc plus grands. Ces facteurs réunis peuvent expliquer la différence de la période de retour sur l'investissement.

6.2 Quelques réserves et nuances

Néanmoins, même si l'on peut certainement attester de la tangente économique positive des résultats, les données économiques doivent être considérées avec certaines réserves. En effet, les chiffres obtenus des projections ne peuvent être considérés de manière absolue considérant que les taux de mortalité n'ont pas été intégrés dans l'évolution, faute de précisions à ce sujet. Comme la mortalité peut arriver tôt dans la vie d'un arbre, il se peut que les bénéfices offerts de cet arbre ne suffisent pas à rentabiliser l'investissement et ajoute à la charge des coûts moyens. C'est là que la proportion entre les deux scénarios prend toute son importance, soit le scénario politique et de base, dont le quotient donne un coefficient de ce que l'opération de plantation représente comme valeur ajoutée. Cette façon de procéder

permet d'éliminer les variables communes aux deux, qui n'ont pas été considérées dans l'étude, notamment le taux de mortalité des arbres. Quoi qu'il en soit, l'objectif n'était pas d'obtenir des valeurs exactes, mais bien un aperçu de la tendance économique possible en comparant les résultats économiques du statu quo, versus un projet de plantation massif. À ce titre, les résultats sont concluants et permettent de confirmer qu'une opportunité économique future pourrait être perdue en évitant d'implanter une opération de verdissement de cette ampleur. Les coefficients annuels de rentabilité permettent de donner un aperçu de l'échelle des bénéfices selon les années et peuvent être réutilisés pour d'autres simulations de coûts et bénéfices ou encore pour d'autres arrondissements de la ville de Montréal.

D'autres réserves dans l'analyse économique du présent essai concernent le coût issu de la pollution de l'air qui a été repris d'une étude américaine de Wang et Santini (1995). Or, il serait recommandé qu'une étude équivalente soit menée pour le Canada afin d'obtenir des résultats mieux adaptés aux réalités d'ici concernant les taux de pollution observés, les standards de qualité de l'air ainsi que la propension de la population à payer pour réduire la pollution de l'air.

Il est également suggéré de porter attention aux nouveaux développements de *I-Tree* qui ont comme objectif d'offrir la possibilité de « canadianiser » les modélisations, ce qui permettrait d'obtenir des résultats encore plus probants.

6.3 Recensement détaillé de la forêt urbaine

Il importe de signaler que plus l'information concernant les arbres urbains sera détaillée et complète, plus les résultats d'analyses économiques seront précis.

Toutefois, il semble y avoir un tel consensus scientifique à l'effet que les forêts urbaines sont rentables, que d'attendre d'obtenir des données plus précises, pourrait ralentir les actions potentielles de plantations et d'autre part, toute étude approfondie ou recensement concernant la forêt urbaine implique des ressources financières qui auraient sans doute avantage à être attribuées directement pour des projets de verdissement urbain. Non pas que de connaître de manière détaillée un patrimoine arboricole soit inutile, mais considérant les budgets limités, l'urgence d'agir face à une problématique d'îlot de chaleur et devant l'évidence scientifique de rentabilité des forêts urbaines de villes du nord au sud, il est donc jugé prudent de lancer des opérations de verdissement sans avoir à connaître précisément comment se déploient les coûts et retombées.

Ceci étant dit, dans l'éventualité où davantage de précisions concernant les forêts urbaines permettraient de développer un argumentaire économique et deviendrait un moteur d'action, la Ville de Montréal devrait dans ce cas, assister les arrondissements pour que ces derniers procèdent à un recensement détaillé de

leurs ressources arboricoles respectives, de telle sorte que ces informations puissent éventuellement être réutilisées pour obtenir une analyse de rentabilité à l'échelle de la Ville, en plus de l'échelle de l'arrondissement. Cela permettrait de solliciter différents paliers de pouvoir pour un même objectif. Ces informations pourraient également être reprises par les paliers gouvernementaux provincial et fédéral, pour que des décisions puissent entrer en concordance avec les constats économiques obtenus. De plus, en obtenant de l'information sur l'état des arbres, sur les essences variées, l'âge et l'emplacement, il est possible de caractériser l'état général de la forêt urbaine afin de déterminer où déployer davantage de ressources, que ce soit pour l'entretien ou les plantations. Ces informations permettraient également d'ajouter un niveau de détail supplémentaire lors d'analyses coûts-bénéfices ultérieures avec *I-Tree Streets* qui permet également d'attribuer une valeur variée selon la santé des arbres ou selon l'emplacement de l'arbre, le tout, dans l'esprit d'obtenir des données économiques toujours de plus en plus précises. À cet effet, il est suggéré pour la Ville de Montréal d'encourager des études portant sur le taux de mortalité des arbres de rue, des arbres de parcs et des arbres privés selon les classes d'âge. De telles informations permettraient de préciser les projections d'évolution de forêt urbaine et donc de mieux détailler les flux de coûts et bénéfices selon les taux de mortalité à envisager et les taux de remplacement avec les années. De plus, en tenant un registre de ces informations, il serait possible d'évaluer les secteurs les plus névralgiques et de miser sur plus ou moins de ressources pour la sensibilisation des citoyens à l'importance économique de leur patrimoine arboricole. D'autre part, il est conseillé de mieux connaître le détail des coûts pour arbres publics pour être en mesure d'isoler des variables incluses dans les coûts globaux, dépendamment du type d'analyse souhaité. Par exemple, pour l'analyse de rentabilité de ce présent essai, un modèle d'une autre ville a été utilisé pour déterminer la part des coûts globaux attribuables à l'aspect plantation, de manière à pouvoir isoler cette variable du coût moyen par arbre après 3 ans. Dans ce cas-ci, il aurait été plus précis d'obtenir une donnée montréalaise.

6.4 Analyses coûts-bénéfices selon les parties prenantes

D'autre part, il est suggéré de détailler les retombées nettes, issues d'un verdissement urbain en fonction des différentes parties prenantes qui reçoivent ces bénéfices. Ce faisant, cela permettra à la fois de faire office de sensibilisation, mais également cela permettra de déterminer le niveau d'implication ou de responsabilité que chaque partie prenante devrait avoir dans le dossier de reforestation urbaine. Ainsi, plus une partie prenante bénéficie de retombées issues de la reforestation, plus elle a intérêt à orienter ses actions de manière à maximiser la présence des arbres. Par exemple, un simple citoyen bénéficie des économies d'énergie, et de l'augmentation de la valeur foncière de son logis. Un commerçant pourra également vendre ses produits ou services plus chers sans affecter le nombre de ventes et bénéficier d'économies d'énergie. Un arrondissement verra ses récoltes de taxe foncière augmenter et les coûts d'énergie de ses bâtiments diminueront. Pour sa part, la Ville économisera en coût de gestion des eaux pluviales et le gouvernement provincial économisera en coût de santé et en investissement dans de

nouveaux projets hydroélectriques. Chacun des bénéficiaires publics susmentionnés profitera également à chacun des citoyens de manière plus indirecte. (Dwyer et autres, 1992)

En s'attardant aux résultats, des intervenants du territoire peuvent certainement saisir le potentiel économique du verdissement urbain au-delà de sa capacité à résorber les îlots de chaleur et ainsi de repositionner la pratique du verdissement à un niveau plus élevé dans l'échelle de priorité. Les arguments et données économiques de l'analyse peuvent également être réutilisés pour justifier des pratiques, des investissements, des règlements, pour sensibiliser différentes parties prenantes et pour justifier des projets de plantation. Cela dit, puisque la rentabilité économique du scénario de verdissement proposé est plutôt tardive (26 ans) même si imposante, il est possible d'opter pour des stratégies moins coûteuses que celle présentée dans l'analyse. En effet, afin de réduire les coûts de départ très imposant des 3 premières années et de décentraliser la responsabilité de l'arboriculture de la Ville et des arrondissements vers d'autres parties prenantes intéressées, plusieurs stratégies sont possibles et exposées à l'annexe 4. En partageant les responsabilités de la plantation à l'entretien entre diverses parties prenantes, les coûts pourraient diminuer et rendre l'investissement rentable plus rapidement advenant une participation à l'entretien des différents acteurs du territoire. Les exemples de l'annexe 4 présentent plusieurs types d'espace urbain qui ont bien souvent le potentiel d'être exploités pour le verdissement. À ces exemples, se combinent diverses stratégies pour réduire ou partager les coûts et responsabilités.

6.5 Possibilité de rassembler plusieurs investissements en un seul plus vaste

D'autre part, puisque plusieurs des bénéfices issus de la foresterie urbaine permettent de jouer un rôle sur diverses problématiques, il pourrait être judicieux d'investir majoritairement dans une mesure qui joue un rôle sur plusieurs facettes. Ainsi, un arrondissement qui aurait comme objectif de s'attaquer à la problématique des îlots de chaleur, de revitaliser le quartier et de mieux gérer les eaux pluviales, aurait possiblement avantage à majorer son investissement dans une seule mesure permettant de résorber chacune des problématiques plutôt que d'investir dans différents projets segmentés permettant d'atténuer isolement chacune des problématiques. En d'autres termes, plutôt que de déployer des ressources financières à la fois pour faciliter l'accès aux climatiseurs des citoyens, sur l'achat de mobilier urbain destiné à revitaliser l'espace public, l'installation de bassins de rétention d'eau et la substitution de système de chauffage au gaz naturel des bâtiments municipaux vers un système hydroélectrique, il pourrait être moins coûteux de rallier les ressources disponibles dans un investissement commun notamment par une vaste opération de verdissement urbain. Ainsi, un seul type d'investissement serait nécessaire pour une variété de retombées. Mais comme l'effet de la végétation est quelque peu invisible quoique véridique et prouvé scientifiquement, il ne fait généralement pas partie des priorités des élus. Aussi, le fait que les budgets sont planifiés en silo, cela ne permet pas non plus d'avoir une vision plus globale des enjeux et des priorités du territoire. Dans cette perspective, la question à se poser est peut-être la suivante : Que pourrions-nous mettre à la place de la végétation qui possède à la fois, toutes les

qualités suivantes : d'isoler les bâtiments du froid de l'hiver, de la chaleur de l'été, qui retient l'eau de ruissellement, qui filtre les poussières et polluants atmosphériques, qui favorise la biodiversité, qui capte le carbone, qui a une fonction esthétique et tout ceci, à un coût équivalent ou moindre? (McPherson, 1992)

En l'absence de prise en charge du verdissement urbain, d'importants bénéfices pourraient être perdus et plusieurs externalités négatives pourraient ressurgir et devoir être assumées par tout de sorte de nouveaux besoins sociaux qui eux aussi nécessiteront leur part de coût tôt ou tard (Dwyer et autres, 1992). Yves Baudouin, spécialiste des ICU, affirme que même si « on cessait de développer le territoire montréalais, on constaterait quand même d'ici le prochain siècle une augmentation de la température et un accroissement des ilots de chaleur et des externalités négatives associées » (Bourdon, 2008, p.2) Devant cette éventualité où de plus en plus de gens risquent d'être incommodés par les ilots de chaleur grandissants, de nouveaux besoins coûteux émergeront pour pallier à ses inconvénients qu'ils soient de climatiser davantage de lieux, offrir des soins à une plus grande proportion de personnes incommodées par la chaleur, etc. (Ib.) Sachant que l'une des stratégies d'atténuation réside dans l'accroissement du couvert végétal des urbanités, il importe de maximiser les retombées d'un projet de verdissement, tout en minimisant les coûts, en faisant participer le plus d'intervenants du territoire possible. Plusieurs stratégies devraient être menées de concert pour arriver à cet objectif.

De plus, comme il a été mentionné précédemment, le verdissement urbain peut s'opérer par l'augmentation de l'actif arboricole, mais également par l'entremise des toits verts ou des plantes grimpantes qui offrent aussi un potentiel non négligeable là où il est impossible de planter des arbres. Ces mesures permettent également d'offrir des services écologiques similaires qu'il serait pertinent d'évaluer selon la même comparaison coûts-bénéfices.

Puisqu'il existe un consensus économique à l'effet que les forêts urbaines offrent davantage de bénéfices que ne génèrent de coûts, l'absence de l'obtention d'une valeur économique précise pour chaque territoire ne devrait pas empêcher d'agir sans délai dans la mise en œuvre des politiques pour favoriser la nature en ville. Il est donc primordial d'établir rapidement les objectifs en terme de foresterie urbaine, car de tarder à procéder à la plantation, pourrait signifier de se priver de retombées dans le futur qui elles pourraient servir à financer d'autres projets importants (Wolf, 2004).

CONCLUSION

Les préoccupations croissantes associées aux îlots de chaleur, à l'expansion des villes et plus largement aux changements climatiques, suggère un intérêt éminent pour le retour de la nature en ville afin de sous-peser les externalités négatives de ces phénomènes.

Le présent essai a permis de démontrer d'une part le rôle prépondérant que peuvent jouer les forêts urbaines pour atténuer la problématique d'îlots de chaleur urbains, mais surtout de faire la lumière sur l'opportunité économique que peut représenter cette stratégie. Tandis que les coûts générés par les arbres sont plus facilement repérables ou accessibles, les bénéfices qu'ils génèrent eux, sont généralement sous-estimés ou sous représentés par les collectivités (Moore, s.d.). Il importe donc d'obtenir un portrait des coûts mis en relation avec les bénéfices pour être en mesure de positionner le plus justement possible le verdissement urbain dans l'échelle des priorités des gestionnaires du territoire. Bien qu'il existe un consensus scientifique à l'égard de la valeur ajoutée des forêts urbaines, l'ampleur des bénéfices nets peut varier considérablement selon les particularités environnementales, sociales et économiques locales. Dans cette perspective, la présente analyse visait à estimer la valeur économique du patrimoine arboricole d'un arrondissement de Montréal soit Rosemont-La Petite-Patrie. Les résultats ont démontré que les bénéfices dépassent les coûts annuellement. Or, si ce patrimoine arboricole vaut près de 2,5 millions en dollars net 2011, c'est que dans le passé, la société a planifié ces plantations et a protégé des espaces verts. Ce montant est de 5,8 fois supérieur aux coûts annuels.

Dans cette perspective, il importe donc de veiller à protéger les acquis, mais également possiblement envisager un accroissement de la canopée urbaine. Ce constat mène au second objectif qui était de démontrer comment se traduiraient les coûts et bénéfices d'une vaste opération de plantation d'arbres sur le même territoire, mais selon un horizon de 45 ans. Les résultats démontrent que hormis une période relativement longue avant l'obtention d'un retour sur investissement, les bénéfices nets sont considérables avec un flux cumulé net actualisé de 14,6 millions de dollars au bout de 45 ans suivant l'opération de plantation. (Taux d'actualisation de 4 %) Cela correspond à des bénéfices nets de près de 325 000 \$ par an, entre 0 et 45 ans. Ces bénéfices augmenteront d'ailleurs au-delà de cet âge. Le coefficient de la valeur de la forêt urbaine actuelle en plus de la plantation visée, est de 1,18 fois plus payante sur un horizon de 45 ans, que la valeur de l'inventaire de base sur la même période. (en tenant compte d'un taux d'actualisation et des coûts cumulés) Cette valeur permet une certaine prudence, dans l'éventualité où les coûts et bénéfices venaient à changer, le coefficient lui, demeurerait sensiblement la même.

Plusieurs recommandations concernent la manière d'interpréter les résultats économiques, notamment de considérer que bien qu'une meilleure connaissance de l'actif arboricole montréalais serait souhaitable pour obtenir des résultats économiques toujours plus précis, il demeure que ces recensements peuvent

nécessiter beaucoup de ressources financières qui auraient sans doute avantage à être utilisées directement dans des projets de plantation. Il est donc question de relativiser l'intérêt d'attendre des résultats précis avant de passer à l'action, surtout dans un contexte où règne un consensus scientifique à l'effet que les forêts urbaines présentent une rentabilité importante. Des recommandations concernent aussi les stratégies à adopter pour obtenir une rentabilité plus rapide du projet de plantation proposé en partageant avec différentes parties prenantes, les coûts et charges publiques. Enfin, il est aussi suggéré de mener d'autres études similaires à celle-ci, mais portant entre autres sur les toits verts, les plantes grimpantes qui offrent des bénéfices similaires à ceux des arbres et peuvent se coupler aux campagnes de verdissement.

À la lumière de ces résultats et recommandations, une collectivité comme RPP peut alors être mieux outillée pour décider en toute connaissance de cause, de l'importance que revêtent les projets de végétalisation dans son échelle de priorité d'action et des moyens à prendre, considérant une problématique d'îlot de chaleur grandissante et l'opportunité économique à saisir par le verdissement.

Pour conclure, Jared Diamond, professeur à l'Université de Californie, Los Angeles (UCLA) et auteur de l'ouvrage scientifique *Collapse : How Societies Choose to Fail or Succeed*, stipule que le déclin de plusieurs civilisations légendaires est survenu à partir du moment où ces sociétés ont procédé à une déforestation massive de leur cité, et ont tardé à gérer de manière soutenable leur capital naturel. Il précise toutefois que bien des sociétés ont réussi à renverser une tendance au flétrissement par un changement de paradigme sur la façon de concevoir l'interdépendance entre les besoins sociaux-économiques et le cadre naturel. (Diamond, 2005)

RÉFÉRENCES

- Akbari, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO2 emissions from power plants. *In Environmental Pollution*.
http://www.fs.fed.us/psw/programs/uesd/uep/products/12/psw_cufr703_Akbari_Reduce_Energy_Use.pdf (Page consultée le 25 octobre 2012).
- Akbari, H. (s.d.). Energy Saving Potentials and Air Quality Benefits of Urban Heat Island Mitigation. *In Heat Island Group*. <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/860475-UIHWIq/860475.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Akbari, H. and Taha, H. (1992). The impact of trees and white surfaces on residential heating and cooling energy use in four canadian cities. *Energy*, vol. 17, n° 2, p. 141-149.
- Anquez, P. et Herlem, A. (2011). Les îlots de chaleur dans la région métropolitaine de Montréal: causes, impacts et solutions. *In Ville de Montréal. Chaire de responsabilité sociale et de développement durable*.
http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ARROND_RPP_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PDF-ILOTS.PDF (Page consultée le 22 juin 2012).
- Arden Pope, C., Ezzati, M. and Dockery, D. (2009). Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *In The New England Journal of Medicine*.
<http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/nejmsa0805646#t=articleTop> (Page consultée le 31 octobre 2012).
- AQESSS. (2011). Coût moyen d'un usager hospitalisé au Québec. *In AQESSS*.
http://www.aqesss.qc.ca/fr/istrategie-index.aspx?sortcode=1.7.9.13&id_article=1532 (Page consultée le 22 novembre 2012).
- Banque du Canada. (2012). Taux quotidien, recherche – dix dernières années. *In Banque du Canada*.
<http://www.banqueducanada.ca/taux/taux-de-change/recherche-dix-dernieres-annees/> (Page consultée le 28 décembre 2012).
- Bark, R.H., Osgood, D.E., Golby, B.G., Katz, G. and Stromberg, J. (2008). Habitat preservation and restoration: Do homebuyers have preferences for quality habitat? *In Elsevier*.
<http://geo.appstate.edu/sites/geo.appstate.edu/files/Barketal2008.pdf> (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Béland, G. (2011). Îlots de chaleur: Montréal cherche son ombre. *In La Presse*.
<http://www.lapresse.ca/actualites/regional/montreal/201107/30/01-4422228-ilots-de-chaleur-montreal-cherche-son-ombre.php> (Page consultée le 8 novembre 2012).
- Bélangier, N. (10 septembre 2012a). *Inventaire d'arbres publics de l'arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie*. Courrier électronique à Héloïse Bélangier, adresse destinataire : lhello@hotmail.com
- Bélangier, N. (18 août 2012b). *Statistiques rosemont*. Courrier électronique à Héloïse Bélangier, adresse destinataire : lhello@hotmail.com
- Bell, M.L., Peng, R.D., Dominici, F. and Samet, J.M. (2009). Emergency hospital admissions for cardiovascular diseases and ambient levels of carbon monoxide: result for 126 United States urban counties, 1999-2005. *In US National Library of Medicine. National Institutes of Health*.
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19720933> (Page consultée le 29 octobre 2012).

- Bell, R. and Wheeler, J. (2006). Talking Trees; An Urban Forestry Toolkit for Local Governments. *In* ICLEI Local Governments for Sustainability. http://www.milliontreesnyc.org/downloads/pdf/talking_trees_urban_forestry_toolkit.pdf (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Bernier, A.M. (2011). Les plantes grimpantes, une solution rafraichissante. *In* Centre d'écologie urbaine de Montréal. http://www.ecologieurbaine.net/sites/www.ecologieurbaine.net/files/documents/les_plantes_grimpantes_une_solution_rafraichissante_0.pdf (Page consultée le 2 septembre 2012).
- Boily, D. (2012). Marché du carbone: une facture salée pour les entreprises. *In* La Presse. *Affaires*. <http://affaires.lapresse.ca/economie/energie-et-ressources/201202/14/01-4495985-marche-du-carbone-une-facture-salee-pour-les-entreprises.php> (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Bouchard, M. et Smargiassi, A. (2007). Estimation des impacts sanitaires de la pollution atmosphérique au Québec. *In* INSPQ. http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/817_ImpactsSanitairesPollutionAtmos.pdf (Page consultée le 22 novembre 2012).
- Boucher, I. et Fontaine, N. (2010). La biodiversité et l'urbanisation: Guide de bonnes pratiques sur la planification territoriale et le développement durable. *In* Gouvernement du Québec. MAMROT http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/grands_dossiers/developpement_durable/biodiversite_urbanisation_complet.pdf (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Bourdon, M. (2008). Les îlots de chaleur se multiplient. *In* L'UQAM. <http://www.uqam.ca/entrevues/2008/e2008-069.htm> (Page consultée le 8 août 2012).
- Bourque, A., Bruce, J.P. et Burton, I. (2007). Vivre avec les changements climatiques au Canada: édition 2007. *In* Gouvernement du Canada. http://www.rncan.gc.ca/sites/www.rncan.gc.ca/earth-sciences/files/pdf/assess/2007/pdf/full-complet_f.pdf (Page consultée le 15 octobre 2012).
- Boyce, M-C. (9 novembre 2012). *Re: Questions canopée*. Courrier électronique à Héloïse Bélanger, adresse destinataire: Heloise.belanger@usherbrooke.ca
- Boyd, D.R., Genuis, S.J. (2008). The environmental burden of disease in Canada: Respiratory disease, cardiovascular disease, cancer, and congenital affliction. *Environmental Research Journal*, vol. 106, p. 240-249.
- Bramley, H., Hutson, J. and Tyerman, S.D. (2003). Floodwater infiltration through root channels on a sodic clay floodplain. *In* Plant and Soil. <http://www.springerlink.com/content/nm042367x8m473v7/> (Page consultée le 26 octobre 2012).
- Burkhardt, R. (2009). Every Tree Counts, A portrait of Toronto's Urban Forest. *In* I-Tree. *Parks, Forestry & Recreation, Urban Forestry*. http://www.itreetools.org/resources/reports/Toronto_Every_Tree_Counts.pdf (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Ca, V.T., Asaeda, T. and Abu, E.M. (1998). Reductions in air conditioning energy caused by a nearby park. *In* Department of Civil and Environmental Engineering. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378778898000322> (Page consultée le 30 octobre 2012).

- Cavayas, F. et Baudouin, Y. (2008). Évolution des occupations du sol, du couvert végétal et des îlots de chaleur sur le territoire de la CMM (1984-2005). *In* Étude des biotopes urbains et périurbains de la CMM, volet 1 et 2. http://cmm.qc.ca/biotopes/docs/volets_1_et_2.pdf (Page consultée le 22 juin 2012).
- Chicoine, B. (7 août 2012). *Tr : FW: inventaire d'arbres à Montréal*. Courrier électronique à Héroïse Bélanger, adresse destinataire: Heloise.belanger@usherbrooke.ca
- Choquette, M. (3 décembre 2012). *Informations demandées*. Courrier électronique à Héroïse Bélanger, adresse destinataire: Heloise.belanger@gmail.com
- Commissariat général du Plan. (2005). Révision du taux d'actualisation des investissements publics. <http://www.pierrekopp.com/downloads/2005%20Rapport%20Lebegue%20Taux%20actualisation%2024-01-05.pdf> (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Corriveau, J. (2010). Évaluation foncière sur l'île de Montréal – Les propriétés grimpent de 23,5%. *In* Le Devoir. <http://www.ledevoir.com/politique/montreal/296286/evaluation-fonciere-sur-l-ile-de-montreal-les-proprietes-grimpent-de-23-5> (Page consultée le 15 décembre 2012).
- CRE (s.d.). Les différents lieux pour la plantation des arbres et autres végétaux sur le territoire montréalais, Contraintes, opportunités et proposition. *In* CRE MTL. <http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-cre/files/pdf811.pdf> (Page consultée le 24 juin 2012).
- Desjardins, D. (2 décembre 2012a). *RE: questions concernant coût des arbres urbains*. Courrier électronique à Héroïse Bélanger, adresse destinataire: Heloise.belanger@usherbrooke.ca
- Desjardins, D. (3 décembre 2012b). *RE: questions concernant coût des arbres urbains*. Courrier électronique à Héroïse Bélanger, adresse destinataire: Heloise.belanger@usherbrooke.ca
- Desroches, A. (2010). Surverse dans le canal: la Ville aménagera un bassin de rétention. *In* La Voix Pop. <http://www.lavoixpop.com/Actualites/Vos-nouvelles/2010-06-30/article-1434941/Surverse-dans-le-canal-%3A-la-Ville-amenagera-un-bassin-de-retention/1> (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Des Rosiers, F., Thériault, M., Kensten, Y. and Villeneuve, P. (2002). Landscaping and House Values: An Empirical Investigation. *In* American Real Estate Society. *Journal of Real Estate Research*. http://aux.zicklin.baruch.cuny.edu/jrer/papers/pdf/past/vol23n0102/09.139_162.pdf (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Diamond, J. (2005). *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed*. Londres, Penguin Books Ltd. 592 p.
- Drouin, L., Morency, P. et King, N. (2006). Le transport urbain, une question de santé: Rapport annuel 2006 sur la santé de la population montréalaise. *In* Agence de la santé et des services sociaux de Montréal. *Directeur de santé publique de Montréal*. [http://www.dsp.santemontreal.qc.ca/index.php?id=523&tx_wfqbe_pi1\[uid\]=212](http://www.dsp.santemontreal.qc.ca/index.php?id=523&tx_wfqbe_pi1[uid]=212) (Page consultée le 5 décembre 2012).
- Dubé, A., Saint-Laurent, D. et Sénécal, G. (2006). Penser le renouvellement de la politique de conservation de la forêt urbaine à l'ère du réchauffement climatique. *In* INRS-Urbanisation, C.e.S. <http://www.vrm.ca/documents/rapport-puits.pdf> (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Dwyer, J.F., McPherson, E.G., Schroeder, H.W. and Rowntree, R.A. (1992). Assessing the benefits and costs of the urban forest. *In* *Journal of Arboriculture*.

http://www.fs.fed.us/psw/programs/uesd/uep/products/cufr_61_JD92_4.PDF (Page consultée le 30 octobre 2012).

Fernandez, H. et Deshaies, M. (2011). Conservation des îlots de fraîcheur: une boîte à outils à l'intention des municipalités. *In Nature-Québec. Guide 1, projet Nature et fraîcheur pour des villes en santé.* http://www.naturequebec.org/fichiers/Biodiversite/Ilotsdefraicheur/GU11-07_1_Outils_web.pdf (Page consultée le 7 août 2012).

Fortier, V. (2011). La forêt urbaine, un actif de 1 G\$ à protéger. *In journal métro.* <http://journalmetro.com/actualites/montreal/37135/la-foret-urbaine-un-actif-de-1-g-a-protoger/> (Page consultée le 8 août 2012).

Friedman, M.S., Powell, K.E., Hutwagner, L., LeRoy, M.S., Graham, M., Gerald, W. and Teague, M.D. (2001). Impact of changes in transportation and commuting behaviors during 1996 Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *In The Journal of the American Medical Association.* <http://jama.jamanetwork.com/article.aspx?articleid=193572> (Page consultée le 28 octobre 2012).

FXTop-Currency Converter (2012). Historical Exchange Rates. *In FXTop-Currency Converter.* <http://fxtop.com/> (Page consultée le 15 novembre 2012).

Garant, D. (2010). Contrer les îlots de chaleur urbains. *In CRE MTL. Guide sur le verdissement pour les propriétaires institutionnels, commerciaux et industriels.* http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-cre/files/SBM2010/Guide_Verdissement_Entreprises.pdf (Page consultée le 24 juin 2012).

Gaumont, C. (2007). Le verdissement montréalais, pour lutter contre les îlots de chaleurs urbains, le réchauffement climatique. *In CRE MTL. Projet de lutte aux îlots de chaleur urbains.* <http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-cre/files/pdf812.pdf> (Page consultée le 24 juin 2012).

Gazette du Canada. (2012). Résumé de l'étude d'impact de la réglementation sur les émissions de gaz à effet de serre des véhicules lourds et de leur moteur. *In Gouvernement du Canada.* <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2012/2012-04-14/html/reg1-fra.html> (Page consultée le 15 décembre 2012).

Gaz Métro (s.d.). Évolution du prix du gaz. *In Gaz Métro.* <http://www.grandesentreprises.gazmetro.com/prix-du-gaz/evolution-prix-du-gaz.aspx?culture=fr-ca> (Page consultée le 15 novembre 2012).

Genest, B-A. et Nguyen, T.O. (2002). Principes et techniques de la gestion de projet. Québec, Éditions Sigma Delta Enr.; 448 p.

Giguère, M. (2009). Mesures de lutte aux îlots de chaleur urbains. *In INSPQ.* http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/988_MesuresIlotsChaleur.pdf (Page consultée le 24 juin 2012).

Godin, M-P. (5 décembre 2012). *RE: taux de croissance moyen du diamètre des arbres urbains.* Courrier électronique à Héroïse Bélanger, adresse destinataire: Heloise.belanger@usherbrooke.ca

Guay, F. et Baudouin, Y. (2005). Portrait des îlots de chaleur urbains à Montréal. *In FrancVert. Le webzine environnemental.* <http://www.francvert.org/pages/23articleportraitdesilotsdechaleur.asp> (Page consultée le 27 juin 2012).

Hamel, S. (8 novembre 2012). *Coût du traitement des eaux usées et coût des refoulements d'égout.* Courrier électronique à Héroïse Bélanger, adresse destinataire : heloise.belanger@gmail.com

- Heidenreich, B. (s.d.). The Value of Trees: Making the Case for Tree Protection. *In* Ontario Urban Forest Council (OUFC). *Ontario Heritage Tree Alliance*.
<http://www.ecee.on.ca/docs/Heidenreich%202010%20The%20VALUE%20OF%20TREES.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Heisler, G. (1986). Energy savings with trees. *In* Journal of Arboriculture.
http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/1986/nrs_1986_heisler_002.pdf (Page consultée le 25 octobre 2012).
- Hémon, D. et Jouglu, E. (2003). Surmortalité liée à la canicule d'août 2003; Rapport d'étape; Estimation de la surmortalité et principales caractéristiques épidémiologiques. *In* Institut nationale de la santé et de la recherche médicale (INSERM).
http://www.cepidc.vesinet.inserm.fr/inserm/html/pdf/rapport_canicule_03.pdf (Page consultée le 23 novembre 2012).
- HM Treasury, (2011). The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government. http://www.hm-treasury.gov.uk/d/green_book_complete.pdf (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P. and Van Den Brandt, P.A. (2002). Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *In* The Lancet. <http://www.ngv-holland.nl/docs/pdfs/NethTrafficPollutionStudy1002.pdf> (Page consultée le 29 octobre 2012).
- Hydro-Québec (2011). Comparaison des prix de l'électricité dans les grandes villes nord-américaines. *In* Hydro-Québec. http://www.hydroquebec.com/publications/fr/comparaison_prix/pdf/comp_2011_fr.pdf (Page consultée le 15 novembre 2012).
- ICRA. (s.d.). Analyse coûts-bénéfices: concepts-clés. *In* ICRA. <http://www.icra-edu.org/objects/francolearn/Anacoutbenecon.pdf> (Page consultée le 20 décembre 2012).
- I-Tree (2012). I-Tree. *In* I-Tree. <http://www.itreetools.org/index.php> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Jo, H.K. and McPherson, E.G. (1995). Carbon Storage and flux in urban residential greenspace. *In* Journal of Environmental Management.
http://conservation.ufl.edu/urbanforestry/Resources/PDF%20downloads/Jo_1995.pdf (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Johnston, J. and Newton, J. (2004). Building Green: A guide to using plants on roofs, walls and pavements. *In* Greater London Authority.
http://legacy.london.gov.uk/mayor/strategies/biodiversity/docs/Building_Green_main_text.pdf (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Jutras, P. (2008). Modeling of urban tree growth with artificial intelligence and multivariate statistics. PhD diss. Montréal, Canada, McGill University, 424 p.
- Jutras, P. (18 décembre 2012). Tr : RE: FW: question sur le taux de croissance du DHP des arbres urbains. Courrier électronique à Héloïse Bélanger, adresse destinataire:
Heloise.belanger@usherbrooke.ca
- King, N., Morency, P., Thérien, F., Lapierre, L., Gosselin, C. et Drouin, L. (2006). Le transport urbain, une question de santé: Rapport annuel 2006 sur la santé de la population montréalaise. *In* Gouvernement du Québec. *Agence de la santé et des services sociaux de Montréal*.

http://publications.santemontreal.qc.ca/uploads/tx_asssmpublications/2-89494-491-8.pdf (Page consultée le 30 octobre 2012).

La Prospérité durable (2011). Le prix du Co₂ dans les prises de décision. *La Prospérité durable*, p. 1-16.

Labrecque, M. et Vergriete, Y. (2006). Volet 3: Synthèse des indicateurs de rétention des eaux par les végétaux et possibilités d'application, en milieu urbain et périurbain, sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. In CMM. *Étude des biotopes urbains et périurbains de la CMM*. http://cmm.qc.ca/biotopes/docs/volet_3.pdf (Page consultée le 24 juin 2012).

Leduc-Frenette, S. (2012). Montréal veut augmenter le couvert boisé de l'île. In *Avenir de l'Est*. <http://www.avenirdelest.com/Societe/Environnement/2012-07-18/article-3034260/Montreal-veut-augmenter-le-couvert-boise-de-l%26rsquoile/1> (Page consultée le 10 septembre 2012).

Lessard, G. et Boulfroy, E. (2008). Les rôles de l'arbre en ville. In Conférence régionale des élus de la Capitale-Nationale. *Arbres en ville*. <http://www.crecn.qc.ca/commission/pdf/cifq-arbreenville.pdf> (Page consultée le 7 août 2012).

Linternaute (s.d.). Zonage blanc. In *Linternaute*. <http://www.linternaute.com/dictionnaire/fr/definition/zonage-blanc/> (Page consultée le 13 décembre 2012).

Loi canadienne sur la protection de l'environnement, LCPE., 1999, ch. 33

Loi sur les pêches, L.R., 1985, ch. F-14

Luley, C.J. and Bond, J. (2002). A plan to integrate management of urban trees into air quality planning. In USDA Forest Service. *New York State Department of Environmental Conservation*. http://www.urbanforestanalytics.com/sites/default/files/pdf/LuleyBond_Plan.pdf (Page consultée le 31 octobre 2012).

McCreanor, J., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M.J., Stewart-Evans, J., Malliarou, E., Jarup, L., Harrington, R., Svartengren, M., Han, I.K., Ohman-Strickland, P., Chung, K.F. and Zhang, J. (2007). Respiratory Effects of Exposure to Diesel Traffic in Persons with Asthma. In *The New England Journal of Medicine*. <http://www.nejm.org/doi/full/10.1056/nejmoa071535#t=articleTop> (Page consultée le 29 octobre 2012).

McPherson, E.G. (1992). Accounting for benefits and costs of urban greenspace. In USDA Forest Service. *Landscape and urban planning*. http://www.cfeaguisamo.org/webcfea/images/documentos/documentacion_tecnica/arboricultura/EFE_CTOS_DO_ARBORADO_URBANO/Accounting%20for%20benefits%20and%20cost%20of%20urban%20greenspace.pdf (Page consultée le 3 juillet 2012).

McPherson, E.G., Nowak, D.J. and Rowntree, R.A. (1994). Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. In Department of Agriculture Forest Service USDA Forest Service. http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr_ne186.pdf (Page consultée le 25 octobre 2012).

McPherson, E.G. and Rowntree, R.A. (1993). Energy conservation potential of urban tree planting. In *Journal of Arboriculture*. <http://www.lewistonpublicschools.org/~lhaines/FOV1-0003C686/FOV1-00041059/S0303F641.6/Energy%20conservation%20potential.pdf> (Page consultée le 26 octobre 2012).

- McPherson, E.G., Simpson, J.R., Peper, P.J., Gardner, S.L., Vargas, K.E. and Xiao, Q. (2007). Northeast Community Tree Guide – Benefits, Costs, and Strategic Planting. *In* USDA Forest Service. http://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr202/psw_gtr202.pdf (Page consultée le 25 octobre 2012).
- McPherson, E.G., Simpson, J.R., Peper, P.J., Maco, S.E. and Xiao, Q. (2005). Municipal Forest Benefits and Costs in Five US Cities. *Journal of Forestry*. Vol. 103, p. 411 à 416.
- MDDEP (2002). Info-smog. *In* Gouvernement du Québec. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/info-smog/smog.htm> (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Met Office Education (s.d.). The Great Smog of 1952. *In* UK government. <http://www.metoffice.gov.uk/education/teens/case-studies/great-smog> (Page consultée le 31 octobre 2012).
- MétéoMédia (2012). Statistiques: Montréal (Qc). *In* MétéoMédia. <http://www.meteomedia.com/statistics/CL7025250/caqc0363> (Page consultée le 21 novembre 2012).
- Ministère des Affaires sociales et de la Santé, (2009). La morbidité hospitalière: définitions et méthodes. *In* Ministère des Affaires sociales et de la Santé. <http://www.drees.sante.gouv.fr/la-morbidite-hospitaliere-definITIONS-et-methodes,3368.html> (Page consultée le 14 décembre 2012).
- Mitchell, R. and Popham, F. (2008). Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *In* The lancet. http://www.friskinature.org/media/mitchell___popham_2008_lancet_-_effect_natural_environment_on_health_inequalities_1_.pdf (Page consultée le 27 octobre 2012).
- Nowak, D.J., Hoehn, R., Crane, D., Stevens, J. and Leblanc, C. (2010). Chicago's Urban Forest. *In* I-Tree. *Assessing Urban Forest Effects and Values*. <http://www.itreetools.org/resources/reports/Chicago's%20Urban%20Forest.pdf> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Nowak, D.J. (1993). Atmospheric Carbon Reduction by Urban Trees. *In* Journal of Environmental Management. <http://www.fs.fed.us/ccrc/topics/urban-forests/docs/Atmospheric%20carbon%20reduction%20by%20Urban%20Trees.pdf> (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Nowak, D.J. (2005). The effects of urban trees on air quality. *In* USDA Forest Service. <http://home.earthlink.net/~colonelbleep/data/EX%20BB%20-%20THE%20EFFECTS%20OF%20URBAN%20TREES%20ON%20AIR%20QUALITY.pdf> (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Nowak, D.J., Crane, D.E. and Stevens, J.C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *In* USDA Forest Service. *Urban Forestry & Urban Greening*. http://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/other_publishers/OCR/ne_2006_nowak001.pdf (Page consultée le 25 octobre 2012).
- OFME (s.d.). Qu'est-ce que la surface terrière? *In* OFME. <http://www.ofme.org/crpf/documents/fiches/181102.pdf> (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Olivier, A., Lafontaine-Messier, M.E. et Chicoine, B. (2010). La contribution potentielle de la forêt urbaine au développement durable des villes du Québec. *In* Institut EDS Hydro-Québec en environnement, développement et société de l'Université Laval. *Série Stratégies du développement durable*.

- <http://treecanada.ca/files/2213/4885/1384/CahiersInstitutEDSSerieStrategiesDDn1.pdf> (Page consultée le 25 octobre 2012).
- Peters, A., Dockery, D.W., Muller, J.E., Murray, A. and Mittleman, M.D. (2001). Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *In American Heart Association.*
<http://circ.ahajournals.org/content/103/23/2810.full> (Page consultée le 31 octobre 2012).
- Reeves, F. (2011). *Planète coeur, santé cardiaque et environnement.* Québec, Éditions du CHU Sainte-Justine; Éditions Multimondes, 96 p.
- RSQA. (2010). Bilan environnemental: Qualité de l'air à Montréal, Rapport annuel 2010. *In Ville de Montréal.*
http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7237,74495616&_dad=portal&_schema=PORTAL (Page consultée le 22 novembre 2012).
- RSQA. (2011). Bilan environnemental: Qualité de l'air à Montréal, Rapport annuel 2011. *In Ville de Montréal.*
http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7237,74495616&_dad=portal&_schema=PORTAL (Page consultée le 22 novembre 2012).
- Roulet, N. et Freedman, B. (2008). Le rôle des arbres dans la réduction du CO₂ dans l'atmosphère. *In Arbres Canada.* http://treecanada.ca/files/6313/4885/1381/Atmospheric_CO2_80218_Fre.pdf (Page consultée le 25 octobre 2012).
- Sacha-Langlois, K. (2012) Document relatif aux refoulements d'égoûts de l'année 2011 et les coûts afférents. Demande d'accès à l'information à l'arrondissement Rosemont-La Petite-Patrie. Direction des affaires publiques et du greffe. Ville de Montréal
- Santé Canada (2011). L'effet des îlots de chaleur urbains : causes, impacts sur la santé et stratégies d'atténuation. *In Santé Canada.* http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/climat/adapt_bulletin-adapt1/index-fra.php (Page consultée le 24 juin 2012).
- Shashua-Bar, L. and Hoffman, M.E. (1999). Vegetation as a climatic component in the design of an urban street: An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. *In Elsevier. Energy and buildings.*
<http://jwc.cicp.edu.cn/resource/data/080704/U/150/data/coursefile/5446.pdf> (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Statistique Canada (2012). Indice des prix à la consommation, aperçu historique. *In Statistique Canada.*
<http://www.statcan.gc.ca/tables-tableaux/sum-som/l02/cst01/econ46a-fra.htm> (Page consultée le 15 novembre 2012).
- Tarran, J. (2009). Improving Canberra's sustainability: why urban tree canopy and other vegetation matters. *In University of Technology Sydney. Environmental Sciences.*
http://www.actpla.act.gov.au/__data/assets/pdf_file/0017/13913/Jane_Tarran_-_Improving_Canberras_Sustainability.pdf (Page consultée le 26 juin 2012).
- Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K. and Vries, S. (2005). Benefits and Uses of Urban Forests and Trees. *In North Carolina State University.* <http://www.ncsu.edu/biosucceed/biomass/pdf/trees-biosucceed.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Tyrväinen, L., Miettinen, A. (2000). Property Prices and Urban Forest Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.39. p. 205-223

- USDA Forest Service (2005). Trees in the City: Measuring and valuing the urban forest. *In* USDA Forest Service. http://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/FSreview/FSreview1_05.pdf (Page consultée le 30 octobre 2012).
- Vergriete, Y. et Labrecque, M. (2007). Rôles des arbres et des plantes grimpantes en milieu urbain: revue de littérature et tentative d'extrapolation au contexte montréalais. *In* CRE MTL. <http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-cre/files/pdf891.pdf> (Page consultée le 24 juin 2012).
- Ville de Montréal (2009). Profil Socio-Démographique, Rosemont-La Petite-Patrie (Données du recensement 2006 de Statistique Canada). *In* Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/mtl_stats_fr/media/documents/ROSEMONT-LA%20PETITE-PATRIE_AVRIL09_2.PDF (Page consultée le 15 novembre 2012).
- Ville de Montréal (2012a). Plan d'action canopée 2012-2021. *In* Ville de Montréal. *Direction des grands parcs et du verdissement*. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS_PARCS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PAC_JUIN_2012_VF.PDF (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Ville de Montréal (2012b). Profil socio-démographique; Arrondissement de Rosemont -La Petite-Patrie. *In* Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/MTL_STATS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PROFIL_SOCIOD%20MO_ROSEMONT.PDF (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Ville de Montréal (2011). Tableau des taux de taxes 2011 par arrondissement. *In* Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=43,94985821&_dad=portal&_schema=PORTAL (Page consultée le 18 décembre 2012).
- Ville de Montréal (s.d.a). Glossaire - Demain Montréal. *In* Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7717,99493635&_dad=portal&_schema=PORTAL (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Ville de Montréal (s.d.b). Indice de canopée à Montréal. *In* Ville de Montréal. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7377,91101669&_dad=portal&_schema=PORTAL (Page consultée le 8 août 2012).
- Wang, M.Q., Santini, D.J. (1995). Monetary Values of Air Pollutant Emissions in Various U.S. Regions. Transportation Research Board. Vol. 1475, p. 33-41.
- Webster, A., Gagnon-Lebrun, F., DesJarlais, C., Nolet, J., Sauvé, C., Uhde, S. (s.d.). L'évaluation des avantages et des coûts de l'adaptation aux changements climatiques. *In* Gouvernement du Québec. MAMROT. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/observatoire_municipal/etudes_donnees_statistiques/evaluation_avantages_couts_adaptation.pdf (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Wikipedia (2012). Diamètre à hauteur de poitrine (DHP). *In* Wikipedia. http://fr.wikipedia.org/wiki/Diam%20%C3%A8tre_%20%C3%A0_hauteur_de_poitrine (Page consultée le 20 novembre 2012).
- William Croteau, F. (2012). Un déséquilibre fiscal insoutenable pour Rosemont- La Petite-Patrie. *In* La vie au Coeur de Montréal. Le Webzine de Projet Montréal RPP. <http://www.francoiscroteau.com/?p=452> (Page consultée le 18 décembre 2012).

Wolf, K.L. (2004). What Could We Lose? Economic Values of Urban Forest Benefits. *In* University of Washington. *College of Forest Resources*. <http://www.naturewithin.info/Policy/EconCnda.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).

Wong, E. (s.d.a). Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies- Urban Heat Island Basics. *In* Environmental Protection Agency (EPA). <http://www.epa.gov/hiri/resources/pdf/BasicsCompendium.pdf> (Page consultée le 15 août 2012).

Wong, E. (s.d.b). Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies, Trees and Vegetation. *In* Environmental Protection Agency (EPA). <http://www.epa.gov/heatisland/resources/pdf/TreesandVegCompendium.pdf> (Page consultée le 25 juillet 2012).

Xiao, Q., McPherson, E.G., Simpson, J. and Ustin, S.L. (1998). Rainfall interception by sacramento's urban forest. *In* Journal of Arboriculture. http://www.itreetools.org/streets/resources/Rainfall_interception_by_Sacramentos_UF_Xiao.pdf (Page consultée le 30 octobre 2012).

BIBLIOGRAPHIE

- Anonyme (s.d.). The Benefits of Urban Trees, Urban and Community Forestry: Improving Our Quality of Life. *In* USDA Forest Service. <http://www.dnr.state.md.us/forests/publications/urban.html> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Arboquebecium. (2012). Arboquebecium; un site web sur les arbres du Québec. *In* Arboquebecium. <http://www.arboquebecium.com/> (Page consultée le 26 octobre 2012).
- Beaudet, G., Blanc, N., Brunet, N., Duchemin, E., Emelianoff, C., Gilbert, L. et Villeneuve, P. (2009). Ville et Environnement : impacts et défis autour de la spécialisation et requalification des espaces urbains. *In* Vertigo. *La revue électronique en sciences de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/8841> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Bertrand, F. et Simonet, G. (2012). Les trames vertes urbaines et l'adaptation au changement climatique : perspectives pour l'aménagement du territoire. *In* Vertigo. *La revue électronique en science de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/11869> (Page consultée le 25 juin 2012).
- Burden, D. (2006). 22 Benefits of Urban Street Trees. *In* Urban Forest Ecosystems Institute. <http://www.ufei.org/files/pubs/22BenefitsofUrbanStreetTrees.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Centre d'écologie urbaine de Montréal (2012). Centre d'écologie urbaine de Montréal. *In* Centre d'écologie urbaine de Montréal. <http://www.ecologieurbaine.net/> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Clergeau, P. (2012). Services écologiques et Trame Verte Urbaine. *In* Vertigo *La revue électronique en sciences de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/11834> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Collectif Quartier. (s.d.). Vitrites sur les quartiers montréalais: Rosemont-La Petite-Patrie. *In* Collectif Quartier. <http://collectifquartier.org/contexte-montrealais/vitrine-sur-les-quartiers/petite-patrie/> (Page consultée le 18 décembre 2012).
- Colombert, M. et Boudes, P. (2012). Adaptation aux changements climatiques en milieu urbain et approche globale des trames vertes. *In* Vertigo *La revue électronique en sciences de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/11821> (Page consultée le 26 juin 2012).
- CRE MTL (2006). Je verdis! pour ma santé, pour mon milieu de vie. *In* CRE MTL. <http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-cre/files/pdf476.pdf> (Page consultée le 24 juin 2012).
- CRE MTL (2012). Campagne Révélez votre nature: 6 cas exemplaires favorisant le verdissement. *In* CRE MTL. <http://www.cremtl.qc.ca/index.php?id=1495> (Page consultée le 18 mai 2012).
- CRE MTL (s.d.). Lutte aux îlots de chaleur urbains. *In* Conseil Régional Environnement MTL. <http://www.cremtl.qc.ca/index.php?id=475> (Page consultée le 24 juin 2012).
- Forest Health Report (s.d.). The Value of Urban Trees. *In* Maryland Department of Natural Resources Forest Service. <http://www.dnr.state.md.us/forests/healthreport/urban.html> (Page consultée le 26 juin 2012).

- Fortier, V. (2011). Dure, dure la vie d'arbre de rue. *In* Journal Métro. <http://journalmetro.com/actualites/montreal/37133/dure-dure-la-vie-darbre-de-rue/> (Page consultée le 8 août 2012).
- Fotopoulos, H. (2005). Politique de l'arbre de Montréal. *In* Ville de Montréal. http://servicesenligne2.ville.montreal.qc.ca/sel/publications/htdocs/porteaccesspublication_Fr/porteaccesspublication.jsp?systemName=2751500 (Page consultée le 7 août 2012).
- Gaumont, C. (2007). Les outils développés pour sensibiliser et faciliter l'action de verdissement. *In* CRE MTL. *Projet de lutte aux îlots de chaleur urbains*. <http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-cre/files/pdf795.pdf> (Page consultée le 24 juin 2012).
- INSPQ (2012). Carte des îlots de chaleur urbains. *In* Gouvernement du Québec. http://geoegl.msp.gouv.qc.ca/inspq_icu/ (Page consultée le 24 juin 2012).
- Mansfield, C., Pattanayak, S., McDow, W., McDonald, R. and Halpin, P. (2002). Shades of Green: Measuring the Value of Urban Forests in the Housing Market. *In* Food and Agriculture Organization (FAO). http://www.fao.org/uploads/media/Shades_of_green_measuring_the_value_of_urban_forests_in_the_housing_market.pdf (Page consultée le 26 juin 2012).
- Mayrand, K. et Toussaint, J. (2011). Mémoire présenté dans le cadre des consultations publiques sur le Plan Métropolitain d'Aménagement et de Développement (PMAD) de la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM). *In* Fondation David Suzuki. <http://www.davidsuzuki.org/fr/publications/telechargements/2011/Decouvrir%20notre%20vraie%20nature.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).
- McPherson, G.E., Simpson, J., Peper, P., Maco, S., Gardner, S., Cozad, S. and Xiao, Q. (2005). City of Minneapolis, Minnesota, Municipal Tree Resource Analysis. *In* I-Tree. *Center for Urban Forest Research*. <http://www.itreetools.org/resources/reports/Minneapolis%20Municipal%20Tree%20Resource%20Analysis.pdf> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Mitigation Impact Screening Tool (MIST). (2012). *In* Mitigation Impact Screening Tool (MIST). <http://www.heatlandmitigationtool.com/Introduction.aspx> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Moore, G.M. (s.d.). Urban Trees: Worth More Than They Cost. *In* University of Melbourne. <http://www.aila.org.au/lapapers/papers/trees/Moore-UrbanTreesWorthMoreThantheyCost.pdf> (Page consultée le 26 juin 2012).
- MRSC (2012). Municipal Research and Services Center of Washington. *In* Municipal Research and Services Center of Washington. <http://www.mrsc.org/subjects/environment/urbanforest/urbtrees.aspx> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- Musy, M. (2012). L'étude des microclimats urbains : champ de recherche à l'interface entre climatologie, urbanisme et génie-civil. *In* Vertigo. *La revue électronique en sciences de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/11841> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Nowak, D.J. and McPherson, E.G. (s.d.). Comment quantifier l'incidence arbres: Le projet de Chicago concernant les effets des espaces boisés urbains sur le climat. *In* Archives des documents de la FAO. <http://www.fao.org/docrep/u9300F/u9300f08.htm> (Page consultée le 25 octobre 2012).

- Office national de l'énergie (2012). Électricité: Conditions actuelles du marché juillet-décembre 2012. *In* Office national de l'énergie. <http://www.neb-one.gc.ca/clf-nsi/rnrgynfmrtn/prcng/lctrct/crrntmrktcndtn-fra.html> (Page consultée le 31 octobre 2012).
- Pilote, I. (2011). Rapport annuel 2010: Analyse de la qualité des eaux brutes et de l'eau traitée à la Station d'épuration et évaluation du rendement des installations. *In* Ville de Montréal. *Station d'épuration des eaux usées Jean-R-Marcotte*. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/EAU_FR/MEDIA/DOCUMENTS/RAPPORT_ANNUEL_2010.PDF (Page consultée le 28 octobre 2012).
- Projet Montréal (2010). Forum sur le verdissement du Plateau. *In* Projet Montréal. http://projetmontreal.org/wp-content/uploads/documents/document/2010_03_30_projetmontreal_document_1269959367_fr.pdf (Page consultée le 26 juin 2012).
- Projet Montréal (2012). Consultation publique sur l'agriculture urbaine à Montréal. *In* Projet Montréal. *Mémoire de Projet Montréal*. http://projetmontreal.org/wp-content/uploads/documents/document/Meemoire_PM_Agriculture_urbaine_final.pdf (Page consultée le 26 juin 2012).
- Ressources naturelles Canada (2011). Index des arbres du Canada. *In* Ressources naturelles Canada. <http://aimfc.rncan.gc.ca/arbres/tous> (Page consultée le 26 octobre 2012).
- Rankovic, A., Pacteau, C. et Abbadie, L. (2012). Services écosystémiques et adaptation urbaine interscalaire au changement climatique : un essai d'articulation. *In* Vertigo. *La revue électronique en science de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/11851> (Page consultée le 26 juin 2012).
- Schwab, J.C. (2009). Planning the Urban Forest: Ecology, Economy, and Community Development. *In* American Planning Association. http://na.fs.fed.us/urban/planning_uf_apa.pdf (Page consultée le 13 décembre 2012).
- Simonet, G. et Blanc, N. (2012). L'adaptation de la gestion des espaces naturels urbains aux changements de la variabilité climatique régionale : exemple de Paris et Montréal. *In* Vertigo. *La revue électronique en science de l'environnement*. <http://vertigo.revues.org/11861> (Page consultée le 25 juin 2012).
- St-Onge, S. (2011). Ilots de chaleur urbains: définition et impacts. *In* Saga Cité, Nos collectivités face aux changements climatiques. <http://www.sagacite.org/2011/03/ilots-de-chaleur-urbain-definition-et-impacts/> (Page consultée le 24 juin 2012).
- Trees are good (2012). Trees are good. *In* Trees are good. http://www.treesaregood.com/treecare/tree_benefits.aspx (Page consultée le 3 juillet 2012).
- UFEI (2012). Urban Forest Ecosystems Institute. *In* Urban Forest Ecosystems Institute. <http://www.ufe.org/> (Page consultée le 3 juillet 2012).
- USDA Forest Service (2005). Urban ecosystems and social dynamics. *In* I-Tree. http://www.fs.fed.us/psw/programs/uesd/uep/research/studies_detail.php?ProjID=151 (Page consultée le 11 octobre 2012).

ANNEXE 1 – MÉTHODOLOGIE POUR DÉTERMINER LES INTRANTS

La fenêtre suivante doit être remplie dans *I-Tree Streets* et sert à définir le territoire à l'étude avant l'amorce des calculs.

(Tiré du logiciel *I-Tree Streets*, 2012)

Un menu déroulant offre la possibilité de sélectionner le pays et la région, soit dans ce cas-ci, le Canada et la province de Québec. Il importe tout de même de garder à l'esprit que tous les calculs opérés dans *I-Tree* se servent de données tirées d'études états-uniennes et peut représenter une marge d'erreur lorsqu'utilisées pour un autre pays. Par contre, une fois que le pays et la province ont été choisis, le système associe le territoire à l'état américain le plus comparable, soit dans ce cas-ci, le Nord-Est américain. Or, on peut supposer que les données météorologiques, pluviométriques, saisonnières et la concentration de divers polluants du Nord-Est, utilisés pour effectuer les calculs, sont similaires même si non identiques, à celles de Montréal. Le tableau ici-bas démontre certaines similitudes entre les 2 régions.

	Nord-Est américain ¹	Montréal ²
Précipitation annuelle	30 à 50 pouces	75,6 ³ à 97,9 ⁴ cm (29,5 à 38 pouces)
Température annuelle moyenne	40 à 64°F	6,24°C (43,23 °F)
Période avec feuillage	Environ, mai à novembre	Environ, mai à octobre

¹ Informations tirées de McPherson et autres, 2007

² Informations tirées de MétéoMédia, 2012

³ Seulement la pluie

⁴ La pluie et la neige

D'autres informations sont demandées, mais ne sont pas obligatoires, tel que le nombre d'habitants (134 038), la superficie du territoire (15,9 km², soit 6,139 sq miles) la longueur totale des rues (234 km, soit 145,4 miles), la largeur moyenne des trottoirs (environ 2m soit 6,56 pieds), la largeur moyenne des rues (inconnue), le budget municipal de l'arrondissement (inconnu).(Ville de Montréal, 2012b ; Bélanger, 18 août 2012b)

Des intrants de type économique sont également nécessaires (fenêtre ci-dessous) pour obtenir des valeurs quant aux bénéfices permis par les arbres selon leur espèce, leur nombre et maturité. Des valeurs du Nord-est américain apparaissent par défaut, mais peuvent être personnalisées au cas à l'étude lorsque l'information est disponible.

Parameter	Value
Electricity (\$/Kwh)	0.1401
Natural Gas (\$/Therm)	1.408
CO2 (\$/lb)	0.0033
PM10 (\$/lb)	8.31
NO2 (\$/lb)	4.59
SO2 (\$/lb)	3.48
VOC (\$/lb)	2.31
Stormwater Interception (\$/gallon)	0.008
Average Home Resales Value (\$)	291,000

(Tiré du logiciel *I-Tree Streets*, 2012)

Ainsi, des valeurs québécoises ont pu être insérées pour le coût de l'électricité et du gaz naturel au lieu des valeurs concernant le Nord-est américain, qui elles, n'auraient pas pu représenter exactement les montants économisés en énergie pour notre territoire à l'étude.

En ce qui a trait aux différents polluants atmosphériques, le système comporte déjà des données sur les taux de séquestration par les arbres selon l'espèce et la maturité et la période de croissance. Afin de rendre un résultat monétaire, ces données doivent être couplées à d'autres données attribuant une valeur à une quantité X de polluants séquestrés. Ces dernières apparaissent par défaut selon la région sélectionnée (le Nord-Est américain) et sont issues d'une étude américaine de 1995 portant sur le montant que la population selon les différentes régions est prête à payer pour réduire la concentration des différents polluants. (Wang et Santini, 1995 dans McPherson et autres, 2007) Bien entendu, ce montant est sujet à varier d'un territoire à l'autre, mais puisqu'aucune étude similaire n'a été faite au Canada, les données par défaut représentant la région Nord-Est des États-Unis (proximité géographique et métropolitaine) seront utilisées comme point de départ pour les personnaliser davantage au contexte canadien. (\$ CAN et actualisé en \$ 2011) La valeur attribuée au contrôle des eaux quant à elle fait référence au coût de gestion des eaux pluviales évité par la présence d'arbre. La donnée apparaissant par défaut a été obtenue dans l'étude de Greeley et Hanson datée de 2002 qui évalue la valeur implicite de la rétention des eaux de pluie permise par les arbres en diminution des coûts de gestion des eaux. Comme il n'existe pas d'étude similaire au Québec, la valeur par défaut a été conservée. Enfin, la valeur moyenne des propriétés a pu être personnalisée à l'arrondissement puisque l'information est disponible.

Le tableau ci-dessous présente chacun des intrants dont les valeurs de base sont les plus récentes et les plus adaptées possible, convertit en dollars canadiens (lorsqu'applicable) et ensuite actualisés en dollars CAN 2011. Ce sont donc les valeurs apparaissant dans la dernière colonne qui sont insérées dans le système.

Intrants	Valeur trouvée	Taux de change ⁴ , USD »CAD	Actualisation ⁵ IPC 2011 :119,9 (\$ CAN)
Énergie (kWh)	0,0682 \$ (CAD) ¹		
Gaz naturel GigaJoule (GJ)	4,5625 \$ (CAD) ¹ =0,4817 \$ /Therm		
CO₂ (lb)	0,0033 \$ (USD) ²	1,3723 USD pour 1 CAD =0,0045 \$ CAN (1995)	1995= 87,6 0,0045*119,9/87,6 = 0,00619 \$
PM₁₀ (lb)	8,31 \$ (USD) ²	1,3723 USD pour 1 CAD =11,4038 \$ CAN (1995)	1995= 87,6 11,4038*119,9/87,6 = 15,6086 \$
NO₂ (lb)	4,59 \$ (USD) ²	1,3723 USD pour 1 CAD =6,2988 \$ CAN (1995)	1995= 87,6 6,2988*119,9/87,6 = 8,6213 \$
SO₂ (lb)	3,48 \$ (USD) ²	1,3723 USD pour 1 CAD = 4,7756 \$ CAN (1995)	1995= 87,6 4,7756*119,9/87,6 = 6,5364 \$
COV (lb)	2,31 \$ (USD) ²	1,3723 USD pour 1 CAD =3,1700 \$ CAN (1995)	1995= 87,6 3,1700*119,9/87,6 = 4,3388 \$
Contrôle des eaux (gallon)	0,008 \$ (USD) ³	1.5698 USD pour 1 CAD, =0,0125 \$ CAN (2002)	2002=100 0,0125*119,9/100 = 0,0150 \$

¹ Valeur 2011, sources : (Hydro-Québec, 2011), (Gaz Métro, s.d.)

² Valeur 1995, source : (Wang and Santini, 1995 dans McPherson et autres, 2007) valeur par défaut pour le Nord-Est

³ Valeur 2002, source : (Greeley et Hansen, 2002 dans McPherson et autres, 2007) valeur par défaut pour le Nord-Est

⁴ Source : (FxTop-Currency Converter, 2012)

⁵ Source : (Statistique Canada, 2012) pour obtenir l'IPC de 2011

La valeur moyenne des propriétés individuelles dans l'arrondissement RPP était de 259 665 \$ lors du dernier recensement de 2006 (Ville de Montréal, 2009). En considérant que la valeur moyenne des propriétés dans le quartier a augmenté de 29,4 %, entre 2006 et 2010, elle serait donc pour 2010 de 336 007 \$ (Corriveau, 2010). Pour obtenir une valeur 2011, il n'y a qu'à y ajouter l'indice des prix à la consommation (IPC) de 2011 (IPC : 119,9) par rapport à 2010 (IPC : 116,5). (Statistique Canada, 2012) Le résultat est donc de 345 813 \$ comme valeur moyenne des propriétés en 2011 pour l'arrondissement RPP.

Tableau: DHP (cm) estimé des 5 espèces d'arbres sélectionnés selon les 4 années types

Espèce*	Année 0	Année 15	Année 30	Année 45
<i>Acer Platanoides</i>	5 cm	17,30 cm	29,60 cm	41,90 cm
<i>Acer Saccharinum</i>	5 cm	18,65 cm	32,30 cm	45,95 cm
<i>Fraxinus Pennsylvanica</i>	5 cm	13,52 cm	22,04 cm	30,56 cm
<i>Gleditsia Triancathos</i>	5 cm	16,25 cm	27,50 cm	38,75 cm
<i>Tilia Cordata</i>	5 cm	20,30 cm	35,60 cm	50,90 cm

*Toutes les données de ce tableau sont inspirées du tableau 5.1 (Jutras, 2008 ; Jutras ; 2012)

ANNEXE 3 – COÛTS D'UN ARBRE POUR LES 3 PREMIÈRES ANNÉES DE PLANTATION
(Bélanger, 2012a)

Activité	Productivité Taux	Qté	Fonction	Taux Ville	Taux Externe	Hre/arb/eq	Main-d'oeuvre	Bén. M. 64,20%	Achat 7,00%	Vêt. 1,60%	Matériel roulant Ville	Matériel roulant externe Sans taxes Avec taxes	Matériau Sans taxes Avec taxes	Végétaux	Total tarif		
Production arbre de calibre																	
Livraison														155,00 \$	155,00 \$		
														20,00 \$	20,00 \$		
Total budget approvisionnement															175,00 \$		
Plantation	10	arbres/jour/équipe															
		1	232C	24,1600 \$		0,875	21,14 \$	13,57 \$	2,43 \$	0,56 \$					37,70 \$		
		2	502C	23,7400 \$		0,875	41,55 \$	26,67 \$	4,78 \$	1,09 \$					74,08 \$		
		1	419C	23,7400 \$		0,875	20,77 \$	13,34 \$	2,36 \$	0,55 \$					37,04 \$		
		1	224	18,0000 \$		0,875					15,75 \$				15,75 \$		
		2	283	31,8000 \$		0,875					55,65 \$				55,65 \$		
		1	808 (283)		56,0000 \$	0,875						49,00 \$	56,36 \$				
retrocaveuse régulière	100%	1	retrocaveuse	55,0800 \$	55,0800 \$	0,875					48,20 \$	48,20 \$	55,44 \$		48,20 \$		
terre mélange no 2 (parterre) (2m²)	95%	3	t.m.	19,0000 \$	/t.m.								54,15 \$	62,29 \$	62,29 \$		
terre mélange no 2 (trottoir) (1m²)	5%	1,5	t.m.	19,0000 \$	/t.m.								1,43 \$	1,64 \$	1,64 \$		
paillis de cèdre		0,3	m²	24,0000 \$	/m²								7,20 \$	8,28 \$	8,28 \$		
engrais		375	g	0,0017 \$									0,64 \$	0,73 \$	0,73 \$		
Total budget plantation															341,36 \$		
Arrosage	0,13	hrs/arb/eq															
	10	arrosages/an/arb															
	2,5	ans (durée)															
Équipe bras bionique 70 arbres/équipe/jour S.M.P.O.	0,1300																
		1	502C	23,7400 \$		3,250	77,16 \$	49,53 \$	8,87 \$	2,03 \$					137,58 \$		
		1	419C	23,7400 \$		3,250	77,16 \$	49,53 \$	8,87 \$	2,03 \$					137,58 \$		
		1	323	42,8200 \$		3,250					139,49 \$				139,49 \$		
		1	979	2,2200 \$		3,250					7,22 \$				7,22 \$		
Total budget arrosage															421,87 \$		
Réfection de cuvette	0,25	hrs/arb/eq															
	2	fois/an/arb															
	2,5	ans (durée)															
		1	232C	24,1600 \$		0,625	15,10 \$	9,69 \$	1,74 \$	0,40 \$					26,93 \$		
		1	419C	23,7400 \$		0,625	14,84 \$	9,53 \$	1,71 \$	0,39 \$					26,46 \$		
		1	224	18,0000 \$		0,625					11,25 \$				11,25 \$		
terre mélange no 2 (parterre) (cuvette) 0,1 m²	0,15	t.m.		19,0000 \$	/t.m.								2,85 \$	3,28 \$	3,28 \$		
paillis de cèdre (2m X 1m X 0,075m)	0,15	m²		24,0000 \$	/t.m.								3,60 \$	4,14 \$	4,14 \$		
Total réfection de cuvette															72,05 \$		
Manipulation et mise en jauge	8	jours/an/équipe															
	500	arbres/an/équipe															
		1	232C	24,1600 \$		0,140	3,38 \$	2,17 \$	0,39 \$	0,09 \$					6,03 \$		
		1	419C	23,7400 \$		0,140	3,32 \$	2,13 \$	0,38 \$	0,09 \$					5,93 \$		
retrocaveuse régulière		1	retrocaveuse	55,0800 \$	55,0800 \$	0,140					7,71 \$	7,71 \$	8,87 \$		7,71 \$		
Total budget jauge															19,67 \$		
ADMINISTRATION				15%											154,49 \$		
TOTAL							274,41 \$	176,17 \$	31,54 \$	7,21 \$	285,26 \$	104,91 \$	120,67 \$	69,86 \$	80,36 \$	175,00 \$	1 184,45 \$

ANNEXE 4 – STRATÉGIES POUR DILUER LES COÛTS ET RESPONSABILITÉS

(CRE, s.d.)

Dans un premier temps, il importe de commencer par établir diverses mesures permettant de protéger le patrimoine arboricole actuel, soit tout arbre étant déjà planté. Comme précisé dans les chapitres 3 et 4, la valeur des arbres augmente avec la maturité et tout spécimen déjà planté vaut plus cher en bénéfices qu'un nouvel arbre. De plus, les mesures permettant de protéger les acquis sont généralement moins coûteuses que les nouvelles plantations elles-mêmes. En d'autres termes, les activités de plantation ne doivent pas s'exercer sans avoir au préalable entrepris toutes les mesures possibles pour protéger les acquis, qui valent évidemment plus cher que tout nouveau spécimen implanté, d'où l'importance d'une compatibilité des actions.

Une sensibilisation généralisée des citoyens à l'effet que les arbres de leur terrain représentent une valeur ajoutée économique à plusieurs niveaux qu'il soit au niveau foncier, énergétique ou en santé permettrait de rallier une majorité d'acteurs possibles pour contribuer à la conservation de la forêt urbaine actuelle. Cet effort de sensibilisation devrait comporter de l'information destinée à démystifier la crainte non fondée que les racines des arbres aient la capacité physique de détruire les fondations alors qu'elles ne font que s'insérer dans des fissures déjà préexistantes. (CRE, s.d.) Ces racines des arbres insérées dans les fissures ne sont pas la cause des bris sinon que la résultante. La diffusion de ses informations permettrait de restreindre les coupes. L'application rigoureuse des règlements concernant l'abattage et le remplacement d'arbres permettrait également de limiter les pertes ou du moins de compenser pour celles-ci. D'autre part, ce type de règlement peut également régir les nouveaux développements où le ratio de canopée visé par l'arrondissement devrait également être conservé ou compensé en ces lieux. Cela peut s'appliquer particulièrement pour des lieux typiquement très minéralisés comme des stationnements. Par exemple, l'arrondissement St-Laurent a prévu dans sa réglementation que tout stationnement de 20 cases et plus devait inclure assez d'arbres pour que la canopée permette de couvrir 40 % de la surface du terrain. (Fernandez et Deshaies, 2011) Il serait également recommandé de prévoir une réglementation similaire pour tout projet de développement nouveau, qu'il soit domiciliaire, industriel, commercial ou autres. De telles dispositions permettraient de responsabiliser l'ensemble des acteurs du territoire et plus particulièrement des promoteurs, à participer aux actions de verdissement et à agir en concordance avec les objectifs municipaux, soit en contribuant à résorber la problématique urbaine des îlots de chaleur.

En plus de veiller à conserver les acquis en arbres sur le territoire, il serait tout indiqué selon une vision à long terme, d'augmenter l'indice de canopée urbaine pour atteindre un idéal de 30 puisque la comparaison coûts-bénéfices qui précède a démontré la rentabilité à agir en ce sens. Pour démarrer un tel projet, il faut préalablement procéder à une revue du territoire et caractériser tout espace ayant un potentiel à verdissement en veillant à ne pas contrevenir aux usages qui prévalent.

Il serait pertinent de commencer l'opération sur les terrains du domaine public de l'État, qu'il soit au niveau de l'arrondissement, de la Ville, du gouvernement provincial ou fédéral. Cela permettrait de donner un exemple concret pour les citoyens de la manière dont ils peuvent concevoir ou planifier leurs propres espaces vacants.

En premier lieu, il serait question d'étudier tous les endroits offrant un potentiel à des plantations autour des voies de circulation, que ce soit sur le trottoir côté terrain ou sur le trottoir côté rue, dans un terre-plein gazonné, un îlot gazonné au centre d'une rue, ou dans des fosses de rue vides. Tous ces espaces devraient faire l'objet de plantation, de manière à embellir le paysage de rue particulièrement minéralisé. Il faudrait aussi s'assurer que la réglementation prévoit une disposition concernant l'obligation d'intégrer une marge de recul entre le bâtiment et le trottoir pour toute construction nouvelle afin de permettre l'aménagement d'une bande verte côté rue. Concernant la vente des lisières et résidus de terrain de la Ville de Montréal aux propriétaires riverains, il serait souhaitable que la Ville prévoie une clause spéciale concernant le verdissement de ces espaces. (CRE, s.d.) Un dépliant informatif qui fait état des bénéfices sur la valeur foncière permise par le verdissement à proximité des bâtiments pourrait être transmis à ces citoyens acheteurs. Les ruelles offrent également un potentiel de cession d'usage afin de favoriser la prise en charge citoyenne, et la création d'un milieu plus naturalisé et attrayant pour les citoyens. Un interlocuteur de la ville peut encadrer les initiatives locales de verdissement des comités de ruelle. Cette

façon de procéder permettrait de décentraliser la prise en charge du verdissement et de réduire les coûts de verdissement assumés par l'arrondissement ou la Ville.

D'autre part, les frontières entre les terrains qu'ils soient publics ou privés peuvent offrir également un important potentiel de verdissement, mais ces espaces sont rarement pris en charge vu l'incertitude des droits sur l'espace. Afin de favoriser l'implication des citoyens ou gestionnaires d'établissement à planter et entretenir la végétation de ces lieux de propriété mixte, l'arrondissement pourrait encadrer les initiatives en proposant un modèle d'entente et document d'engagement que les 2 parties impliquées rempliraient d'un commun accord et où le partage des responsabilités pourrait être clarifié à l'avance. Il pourrait également y avoir une cession d'usage de ces espaces, moyennant le verdissement et l'entretien de ces lieux par le principal intéressé. (CRE, s.d.) Dans les cas où les bandes appartiennent à l'arrondissement et seraient asphaltées, il pourrait également y avoir entente avec les autorités pour que ces derniers participent à l'enlèvement de l'asphalte et à la mise en place de terre pour que le citoyen désirant participer puisse ensuite verdir l'espace.

Tout espace gazonné autour des bâtiments publics offrent aussi un important potentiel de verdissement, notamment les centres de loisirs (arénas, piscine) les établissements de santé (les hôpitaux, les cliniques, les Centres de santé et de services sociaux (CSSS), les Centres d'hébergement et de soins de longue durée (CHSLD)), les centres académiques (écoles, cégep, campus) les postes d'urgence (police, caserne de pompier), les Centres de la petite enfance, les emprises ferroviaires, etc. D'ailleurs, les arbres qui sont plantés en retrait des rues ont plus d'espaces pour se déployer en terre, sont moins soumis au sel de déglacage et à la pollution urbaine et donc vivent plus longtemps, nécessite moins d'entretien et les choix d'essence d'arbre indigène peut alors être plus varié. Suite à l'évaluation du potentiel de verdissement de ces espaces, les arrondissements pourraient faire des ententes avec les gestionnaires d'établissement sur leur territoire en fournissant les arbres, mais moyennant la collaboration des gestionnaires pour l'entretien et de l'arrosage régulier des 3 premières années. Les gestionnaires pourraient avoir le dernier mot pour le choix des lieux de mise en terre des arbres, mais non sans conseils préalables de manière à maximiser les bénéfices. Il importe également de sensibiliser le gestionnaire aux divers avantages qu'il pourrait retirer d'un tel projet, entre autres en les mettant au fait des économies d'énergie possible et à l'augmentation de la qualité de l'air. Il est aussi recommandé de faire participer les écoles et les CPE au verdissement de leur propre cours, car ces établissements comportent une clientèle à risque lors des épisodes de chaleur. En les mettant au fait des diverses sources de financements possibles (Evergreen, EcoAction d'Environnement Canada, Fonds de l'environnement de Shell, les caisses et commerçants du milieu) l'engagement de la Direction serait stimulé. Plusieurs écoles qui ont participé à ce genre d'initiative ont d'ailleurs fait participer les parents bénévoles de manière à minimiser les coûts. (CRE s.d.) D'autre part, il serait particulièrement pertinent que de tels projets aient lieu également sur les terrains entourant divers établissements de santé dont la clientèle est également à risque de subir des inconforts lors de canicules. D'ailleurs, chaque CSSS doit développer un plan d'urgence visant à refroidir les bâtiments en cas de canicule.

Il serait également recommandé de densifier en arbres les parcs existants. En effet, les arbres de parcs ont l'avantage de vivre plus longtemps que les arbres de rue et nécessitent moins de coûts d'entretien. De plus, puisqu'ils font face à moins de stress, une plus grande variété d'essence peut être considérée et cela contribue à augmenter la biodiversité et la résistance globale de la forêt urbaine aux parasites et maladies. Plusieurs espaces dans les parcs n'ont pas à priori de vocation précise et pourraient être ciblés pour davantage de plantations. (CRE, s.d.) En effet, il serait possible de créer des îlots de verdure ou des bouquets d'arbres de manière à s'assurer de conserver quelques espaces clairsemés qui peuvent être destinés au bronzage ou aux activités sportives. Il est donc souhaitable de maximiser la présence d'arbres dans ces espaces, mais en prenant soin de ne pas troubler les usages du lieu. Dans le chapitre 3, il a d'ailleurs été mentionné que même les arbres de parc ont une influence sur les températures des alentours qui varient en fonction de la densité de végétation du parc et de la distance au parc.