

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

AMÉNAGEMENT DES BRETELLES D'AUTOROUTE POUR LA LUTTE AUX ÎLOTS DE CHALEUR
URBAINS

Étude de l'efficacité du refroidissement selon le type d'aménagement forestier

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAITRISE EN BIOLOGIE

PAR

HUGO OUELLET

MAI 2023

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.04-2020). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je tiens premièrement à remercier mon professeur Alain Paquette de m'avoir permis de réaliser ce projet et d'avoir été présent, de m'avoir soutenu et de m'avoir fait confiance tout au long du projet.

En deuxième lieu, je remercie le PaqLab pour l'aide et d'avoir rendu mon expérience aux études graduées plus agréable. Mention spéciale au PPC.

Merci à Daniel Schönig qui a su mettre tout son talent pour me faire comprendre juste assez les statistiques pour faire tous ces jolis modèles.

Merci particulièrement à Domitille Condrain-Morel de m'avoir aidé et calmer mes angoisses avec mon terrain dans les paysages bucoliques des autoroutes lavalloises. Merci aussi pour ses qualités d'agente de presse, de dessinatrice, pour l'unique parcelle mesurée et pour Patate 2000.

Finalement, un merci particulier à mes ami.e.s Marc, Juliette et Daphné pour le soutien moral plus que nécessaire durant la dernière année.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
LISTE DES FIGURES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
RÉSUMÉ	vii
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	2
1.1 Îlots de chaleur urbains.....	5
1.2 Effet des arbres.....	7
1.2.1 Taille de l'infrastructure verte.....	9
1.2.2 Diversité	11
1.2.3 Proportion végétalisée/minéralisée.....	13
1.3 Emprises autoroutières.....	14
1.4 Question de recherche et objectifs	16
CHAPITRE 2 : THE COOLING EFFICIENCY OF TREE PATCHES ALONG HIGHWAYS.....	18
2.1 Introduction.....	18
2.2 Methods	21
2.2.1 Study area	21
2.2.2 Biodiversity Indices and Green Space Structure Biotic Factors	23
2.2.3 Canopy Structure	26
2.2.4 Temperature Sampling	26
2.2.5 Meteorological Data Collection.....	27
2.2.6 Statistical Analysis.....	27
2.3 Results	29
2.3.1 Cooling Distance Effect of the Tree Patches in Comparison with Grass	29
2.3.2 Biotic factor effect during the day.....	31
2.3.3 Abiotic factor effects during the day	33
2.3.4 Biotic Factor Effects During the Night	34
2.3.5 Abiotic factor effects during the night.....	36
2.4 Discussion.....	38
2.4.1 Cooling effect of the tree patches in comparison with grass	38
2.4.2 Biotic Factor in Cooling Effect	39
2.5 Conclusion	40
2.6 Acknowledgements.....	41

CHAPITRE 3 : CONCLUSION GÉNÉRALE 42

ANNEXE A : PHOTOS DU DISPOSITIF 46

ANNEXE B : LOCALISATIONS DES SITES 50

RÉFÉRENCES 52

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Carte de la température relative de surface et îlot de fraîcheur/chaleur de la grande région de Montréal.....	3
Figure 1.2: Influence d'un arbre sur son environnement.	8
Figure 1.3: Schéma représentatif de l'effet de bordure sur une infrastructure verte.	10
Figure 1.4: Relation entre l'interception de lumière et la richesse d'une infrastructure verte...	12
Figure 1.5: Représentation graphique des prédictions pour les deux hypothèses	17
Figure 2.1 : HRGS selected for the study.....	22
Figure 2.2: Layout of the sampling plot on the verge of a highway..	24
Figure 2.3: Comparison of the relationship between the relative temperature and the distanc.	30
Figure 2.4: Response plot of the biotic factors in the daytime model	32
Figure 2.5: Response plots for the abiotic factors in the day model	33
Figure 2.6: Response plots of the biotic factors for the night.....	35
Figure 2.7: Response plots for the abiotic factor in the night model	36
Figure 2.8: Predicted value plots of the effect of the four biotic factors on the relative variation of temperature	37
Figure A.1 : Image du dispositif dans une bretelle d'autoroute recouverte uniquement de gazon.	46
Figure A.2: Image du bouclier thermique.....	47
Figure A.3 : Image qui représente comment plusieurs transects étaient installés.	48
Figure A.4 : Image de la disposition des sondes le long du transects.....	49
Figure B.1: Carte des positions de chaque site dans le système autoroutier lavalois.....	50

LISTE DES TABLEAUX

Table 2.1: Stand structural diversity indices and biotic factors used in this study	25
Table 2.2 : Biotic and abiotic variables considered in generalized additive models (GAM) to explain temperature variation.	28
Table 2.3 : Individual effect of each biotic factors represented by the deviance explained in the model	31
Tableau B.1: Information sur chaque site échantillonné	51

RÉSUMÉ

Dans le contexte du réchauffement climatique et de l'urbanisation, la question des îlots de chaleur urbains (ICU) et de leurs impacts sur la santé publique est de plus en plus prégnante. Pour réduire les effets négatifs des ICU, les municipalités plantent des arbres pour rafraîchir la température de l'air ambiant et ombrager les surfaces minéralisées. Cependant, les plans négligent le verdissement des zones dénudées le long des autoroutes, malgré leur fort potentiel d'atténuation des ICU. Lorsqu'elles sont envisagées, les infrastructures vertes (IG) de type forestier le long des autoroutes sont souvent réalisées sans la réflexion nécessaire pour en maximiser les avantages. Cette étude émet l'hypothèse que plus la diversité structurelle ou la diversité des espèces utilisées est grande, plus l'efficacité du refroidissement est grande. La modélisation de cette relation servira finalement d'outil important aux villes pour établir des plans de gestion efficaces afin d'atténuer les ICU le long des autoroutes. Pour quantifier la variation spatio-temporelle de la température de l'air, nous avons pris des mesures tout au long de l'été à l'aide de capteurs placés tous les 2 m sur 27 transects le long des autoroutes à Laval, Qc, Canada. Les transects étaient situés sur des espaces verts de bretelle d'autoroute (HRGS) entre la route et des parcelles d'arbres variant en densité et en diversité. Suite aux modélisations, nous avons constaté que, comparés aux espaces verts herbeux, les boisés ont un impact de $-0,4^{\circ}\text{C}$ sur les températures de l'air pendant la journée, et un effet de refroidissement de $-0,4^{\circ}\text{C}$ entre la ligne des arbres et l'autoroute pendant la nuit. La diversité de la parcelle d'arbres n'a pas d'impact sur la température des HRGS.

Mots clés : Arbres urbains ; forêt urbaine ; îlots de chaleur urbains ; autoroutes ; efficacité du refroidissement ; infrastructures vertes ; diversité

CHAPITRE 1

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La tendance mondiale actuelle d'urbanisation laisse croire que plus du deux tiers de la population habitera en milieu urbain d'ici 2030 (United Nations *et al.*, 2019). Au Canada, c'est déjà près de 82% de la population qui vit en zone urbaine et plus précisément 37% de la population dans les 15 plus grandes villes du Canada (Statistique Canada, 2020). Parmi ces grandes villes, la grande région de Montréal compte environ la moitié de la population québécoise et le nombre d'habitants y augmente d'environ 1,5% par année (Statistique Canada, 2020). Cette tendance a pour conséquence d'intensifier le changement d'utilisation du sol pour y construire des routes et des habitations afin de répondre à cette croissance démographique (O'Sullivan *et al.*, 2017 ; Vieira *et al.*, 2018). L'augmentation de l'activité anthropique dans les villes du monde vient exacerber les problématiques déjà existantes de pollution et d'îlots de chaleur urbains (ICU). La problématique des ICU devient de plus en plus importante avec le réchauffement climatique et a un impact grandissant sur les villes (Chen *et al.*, 2020 ; Manoli *et al.*, 2019). En effet, la hausse des températures, causée par l'augmentation des surfaces minérales et la diminution de la végétation en milieu urbain, accroît le stress lié à la chaleur. Ceci a pour effet de causer des problèmes de santé et diminuer la qualité de vie des citoyens (Giguère *et al.*, 2010 ; Watkins *et al.*, 2017 ; Wong *et al.*, 2021).

Les études sur les effets des ICU et les stratégies de mitigation sont très avancées au niveau des grandes villes et des régions urbanisées (Deilami *et al.*, 2018). Toutefois, selon des cartes de température (Figure 1.1), il est observable que la problématique des îlots de chaleur se fait aussi ressentir fortement autour des grands axes routiers et des emprises autoroutières, mais peu de littérature couvre ce sujet précis (O'Sullivan *et al.*, 2017).

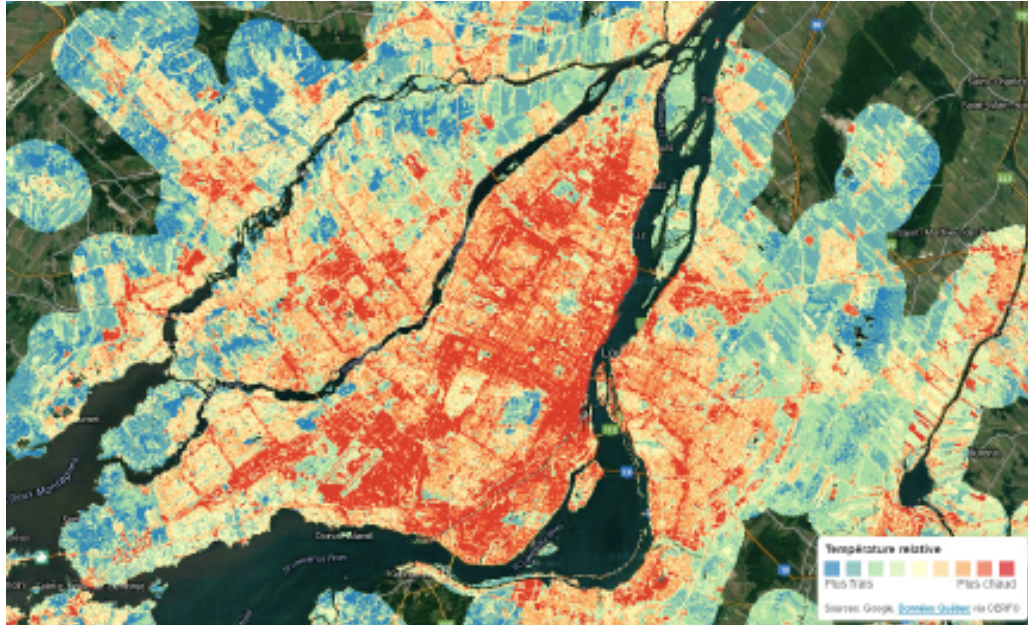


Figure 1.1: Carte de la température relative de surface et îlot de fraîcheur/chaleur de la grande région de Montréal. Illustration claire de la présence d'îlots de chaleur (rouge) le long des axes routiers à Laval (île au nord-ouest) tout comme à Montréal (île au centre) en comparaison aux îlots de fraîcheur (INSPQ, 2012)

En effet, le faible albédo de l'asphalte imperméable des routes, en plus de la circulation automobile, augmente l'intensité des ICU autour des autoroutes (Onishi *et al.*, 2010), mais peu de plans de mitigation ont été étudiés pour ce milieu. Il va de soi que, pour ce type de construction, il n'est pas possible de remplacer l'asphalte ou le béton des routes par un type de surface ayant un albédo plus élevé. Par contre, les fossés et les bretelles des autoroutes sont des espaces verts délaissés où l'effort de mitigation des ICU pourrait être concentré (Marshall *et al.*, 2019 ; O'Sullivan *et al.*, 2017). L'apport de végétation dans ces zones a aussi comme bénéfice de diminuer la pollution de l'air en filtrant les particules, ou en séquestrant le carbone émit par les véhicules et de diminuer le bruit de la circulation. D'un point de vue plus écologique, les arbres en bordure de route servent aussi d'habitat pour des plantes et des insectes pollinisateurs tout en réduisant la propagation d'espèces nuisibles (O'Sullivan *et al.*, 2017 ; Phillips *et al.*, 2020).

Les aménagements composés d'arbres ont le potentiel de réduire la température et de lutter contre les ICU de façon plus efficace que les aménagements composés uniquement

de gazon (Armson *et al.*, 2012), et ce, en créant de l'ombre au-dessus des surfaces minéralisées et en rafraichissant l'air par davantage d'évapotranspiration (Wong *et al.*, 2021). Toutefois, dans le cas du système autoroutier, il est impossible de créer une canopée pouvant faire de l'ombre sur les routes, pour des raisons évidentes de sécurité. C'est pourquoi, sachant que les aménagements varient en efficacité de refroidissement selon la diversité, la grosseur, le nombre et la proportion espaces verts/surfaces minéralisées dans les villes (Park *et al.*, 2017 ; Qiu et Jia, 2020 ; Ren *et al.*, 2018 ; Ziter *et al.*, 2019); il faut revoir la façon d'aménager les bordures d'autoroute gazonnées pour être en mesure de mieux lutter contre les ICU.

Ainsi, face aux lacunes de la littérature sur les stratégies de mitigation des ICU dans les emprises autoroutières, ce projet cherchera à (1) mieux comprendre la dynamique de variation spatio-temporelle de la température entre les aménagements végétaux et la route au sein des bretelles d'autoroutes et (2) évaluer l'efficacité des aménagements sur la portée du refroidissement selon leurs différentes caractéristiques biophysiques telles que la superficie, la structure verticale, la biodiversité et la densité foliaire. Ce deuxième objectif vise à mieux outiller les instances gouvernementales et municipales pour mettre en place des aménagements qui réduiront les ICU de façon efficace, tout en procurant une large gamme d'autres bénéfices pour la population. Ainsi, avant de présenter les résultats de l'étude sous forme d'article au chapitre 2 de ce mémoire, les trois sous-sections suivantes offriront un survol de l'état de connaissances des sujets en lien avec l'étude. En premier lieu, une revue des connaissances sur les îlots de chaleur sera développée, suivie de l'effet des arbres sur la température, pour finir avec une mise en contexte des ICU en milieu autoroutier. Les objectifs et les hypothèses qui ont motivé cette étude seront expliqués avant la présentation de l'article scientifique. Finalement, une conclusion générale sera présentée au chapitre 3.

1.1 Îlots de chaleur urbains

Le phénomène des îlots de chaleur urbains (ICU), comme son nom l'indique, se produit principalement dans les villes et se manifeste lorsque la température directe ou ressentie de l'air et/ou de la surface du milieu urbain est plus élevée que celle du milieu périurbain ou non urbanisé (Giguère *et al.*, 2010). Avec le continuuel mouvement démographique vers les villes, l'augmentation de l'urbanisation et le réchauffement climatique, l'intensité et l'étendue des ICU risquent de croître avec le temps (Li *et al.*, 2020 ; United Nations *et al.*, 2019). La raison principale du réchauffement du climat dans les villes est la modification d'un milieu naturel et végétalisé pour un milieu minéralisé. Ce changement dans l'environnement agit de deux façons sur l'augmentation des températures; soit par l'augmentation de surfaces minéralisées qui emmagasinent la chaleur (Mehrotra *et al.*, 2021) et la diminution de végétation qui a pour effet de rafraichir l'air (section 1.2) (Armson *et al.*, 2012). En effet, les surfaces minéralisées ont comme caractéristique d'emmagasiner la chaleur du soleil, puisqu'elles ont un albédo plus faible que les surfaces naturelles, ce qui réduit la fraction de lumière réfléchie et augmente le taux d'énergie absorbé par la surface (Shahmohamadi *et al.*, 2011 ; Xu *et al.*, 2021). Cette énergie vient réchauffer la surface en question et est ensuite relâchée sous la forme de rayons infrarouges causant l'augmentation de la température ambiante (Onishi *et al.*, 2010 ; Takebayashi et Moriyama, 2009).

La chaleur est émise toute la journée, mais c'est plutôt la nuit que ce relâchement de chaleur a le plus grand impact sur le climat des villes en empêchant le refroidissement normal et en maintenant une température moyenne plus élevée, ce qui ultimement vient augmenter le nombre et l'intensité des ICU (Chen *et al.*, 2020 ; Vaz Monteiro *et al.*, 2016). De plus, l'augmentation de la proportion de surfaces minéralisées au détriment des milieux naturels réduit la quantité d'eau présente dans l'environnement urbain. En effet, étant imperméables, les surfaces minéralisées augmentent le taux de ruissellement de l'eau vers les égouts. Ceci réduit l'eau présente dans les sols et par le fait même, l'effet refroidissant que l'eau a lors de l'évaporation (Giguère *et al.*, 2010).

Les ICU ont un impact négatif clair sur l'environnement, mais aussi des impacts sur la santé et sur l'éducation des personnes touchées par cette problématique. En effet, le stress lié à la chaleur augmente les problèmes de santé chroniques et par le fait même le taux de mortalité lié à la chaleur. Ce taux pourrait continuer à augmenter selon les tendances observées par l'étude de Yang *et al.* (2021). En parallèle, les enfants touchés par les ICU ont plus de difficulté dans le cadre scolaire que les enfants vivants dans un environnement moins exposé à la chaleur (Park *et al.*, 2020 ; Sivarajah *et al.*, 2018). En ce qui a trait aux ICU en milieu autoroutier, étant donné qu'aucune recherche n'a été faite précisément pour ce milieu, les risques liés à la chaleur des routes sur les habitants à proximité n'ont pas été étudiés (Deilami *et al.*, 2018). Toutefois, les polluants (NO_x, PM_{2,5}, COV, CO et autres) et la pollution sonore provenant du bruit lié à la circulation sont déjà connus comme étant des sources d'augmentation de risques de problèmes de santé. Ainsi, l'exposition à ces aux polluants et aux bruits prédominants près des autoroutes et celle-ci augmente le risque de complications de santé pour les personnes qui résident près des autoroutes (Brugge *et al.*, 2007 ; Meier *et al.*, 2014 ; Moudon, 2009). Ainsi, les risques sur la santé engendrer par les ICU joints aux risques déjà occasionnés par les autoroutes, peuvent donc avoir un grand impact sur la santé publique.

La construction d'édifices liés à l'urbanisation et la densification des villes augmentent aussi les risques d'ICU. Premièrement, ceux-ci sont construits avec des matériaux minéralisés, ce qui favorise d'autant plus l'absorption de chaleur. Deuxièmement, la hauteur des bâtiments vient limiter la circulation de l'air et créer des canyons urbains où les masses d'air chaud y sont emprisonnées et augmentent les ICU (Morakinyo *et al.*, 2020 ; Sanusi *et al.*, 2016). La chaleur provenant des surfaces minéralisées est exacerbée par les activités anthropiques telles que la circulation automobile et les climatiseurs des bâtiments. La climatisation des bâtiments peut être une cause de boucle de rétroaction positive, puisque plus les ICU sont intenses, plus la température ambiante est élevée et plus la demande en climatisation va augmenter dans les bâtiments. Ceci entrainera une augmentation de relâchement d'air chaud dans les rues et, conséquemment une hausse de l'intensité des ICU (Li *et al.*, 2020 ; Morakinyo *et al.*, 2020 ; Xu *et al.*, 2021).

Toutefois, la problématique d'ICU s'étend au-delà des centres urbains le long des autoroutes, malgré le fait que les autoroutes ne sont pas, par définition, des canyons urbains. Les autoroutes sont situées majoritairement en milieux dégagés où il y a une bonne circulation d'air (Kardinal Jusuf *et al.*, 2007). En ce sens, outre la chaussée minéralisée et la circulation automobile, la présence d'ICU dans les emprises autoroutières est difficile à expliquer et à mettre en relation avec les ICU dans les centres-ville, puisque les conditions environnementales sont différentes. Il est donc difficile de faire un lien direct entre la littérature sur les ICU dans les centres-villes et le phénomène qui se produit dans les emprises autoroutières pour planifier des projets de lutte contre les ICU autour des autoroutes.

1.2 Effet des arbres

Il a été mentionné précédemment que l'absence de végétation augmente l'intensité des ICU par la diminution de l'ombre sur les surfaces minéralisées ainsi que par la diminution de l'évapotranspiration des arbres et de la rétention d'eau (Figure 1.2). La part de ces éléments dans le refroidissement de l'air varie selon les conditions environnementales et l'échelle d'étude. En ce qui a trait à l'ombre, l'endroit où se situe l'arbre peut modifier la contribution du rafraîchissement ((Meili *et al.*, 2021 ; Rahman *et al.*, 2019). Un arbre qui procure davantage d'ombre va avoir un plus grand impact sur le confort thermique sous sa canopée, mais pas nécessairement sur la température de l'air. D'une part, une canopée plus dense intercepte davantage les rayons du soleil des surfaces minéralisées et réduit donc l'absorption d'énergie par celle-ci ce qui contribue à la réduction de la température de l'air et des surfaces (Rahman *et al.*, 2020a). D'autre part, là où la canopée couvre une surface gazonnée, l'interception des rayons du soleil réduit la quantité de lumière qui se rend à la végétation en sous couvert (gazon, arbustes, petits arbres). Ceci réduit donc le taux d'évapotranspiration de cette végétation, ce qui a pour effet de réduire le refroidissement de l'air (Armson *et al.*, 2012 ; Meili *et al.*, 2021 ; Rahman *et al.*, 2019). De surcroît, un arbre qui procure principalement de l'ombre et a un faible taux d'évapotranspiration pourrait avoir le potentiel d'augmenter la température plutôt que

de la diminuer dans un environnement urbain. L'augmentation d'obstacles pour la circulation d'air que cause la canopée vient augmenter la stagnation de l'air chaud dans un canyon urbain, ce qui entraîne un réchauffement de l'environnement malgré l'ombre que procure la canopée à l'échelle locale (Meili *et al.*, 2021 ; Morakinyo *et al.*, 2020).

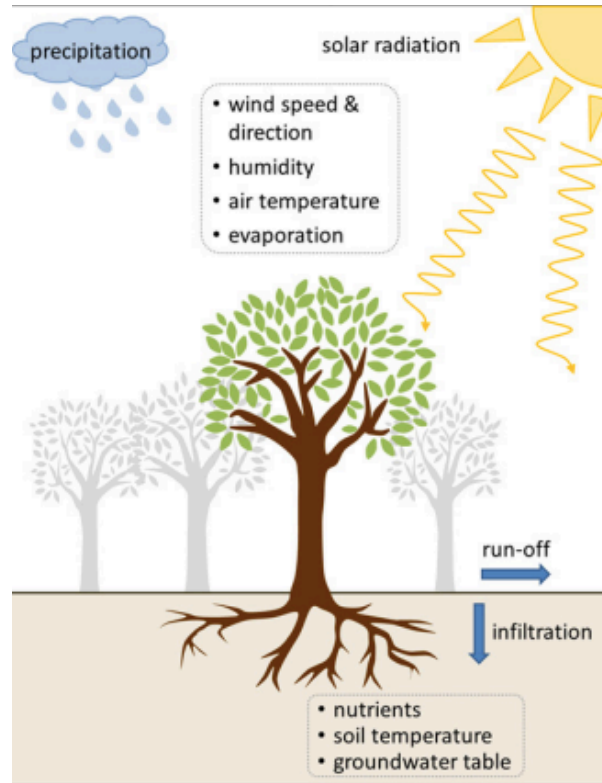


Figure 1.2: Influence d'un arbre sur son environnement. L'arbre dans son environnement, en plus d'influencer la température par l'ombrage, l'évapotranspiration et la rétention d'eau, vient modifier le mouvement d'air, l'humidité relative et la température du sol (reproduit avec permission de Brune, 2016).

D'un autre angle, la couverture végétale, une caractéristique liée à l'ombrage, a un effet sur la modification de la température, mais ce, à une plus grande échelle que celle de l'arbre. En effet, à une échelle d'un pâté de maisons (60m à 90m), une couverture de plus de 40% de canopée pour 60% de surface minéralisée a un impact significatif sur la diminution de la température et la mitigation des ICU (Ziter *et al.*, 2019). C'est en connaissant l'important potentiel de mitigation qu'une grande proportion de végétation peut avoir sur les températures que l'aménagement forestier des emprises autoroutières

devient intéressant. En effet, puisqu'il n'est pas possible pour les arbres de faire de l'ombre sur les routes dans l'environnement autoroutier, cette voie de mitigation prend tout son sens.

En ce qui a trait à l'évapotranspiration, le refroidissement se fait lorsque l'énergie dans l'air (chaleur latente) est utilisée pour faire évaporer l'eau transpiré par les feuilles des plantes et des arbres lors de la photosynthèse. C'est lors du changement de phase, de liquide à gazeux, que l'eau vient prendre de la chaleur latente et refroidie l'air ambiant (A *et al.*, 2019 ; Gkatsopoulos, 2017). Par contre, les conditions environnementales peuvent faire varier la contribution de l'évapotranspiration sur le refroidissement de la température. L'eau étant essentielle dans le processus d'évapotranspiration, le niveau de précipitation, le taux d'humidité dans le sol, l'apport d'eau à l'arbre et le taux d'humidité relative de l'air influencent le taux d'évapotranspiration et par le fait même le refroidissement de l'air (A *et al.*, 2019 ; Chen *et al.*, 2020 ; Rahman *et al.*, 2019). Ainsi, si les quantités d'eau disponible venaient à descendre, le taux d'évapotranspiration écoperait.

De plus, chaque arbre n'a pas le même potentiel de refroidissement de l'air, puisque le taux d'évapotranspiration varie selon l'espèce et les traits fonctionnels de l'arbre. Les traits fonctionnels sont des caractéristiques physiologiques, morphologiques et phénologiques indépendantes de l'environnement qui vont influencer le fitness, soit la croissance, la survie et la reproduction des arbres (Violle *et al.*, 2007). Ainsi, les traits qui influencent l'évapotranspiration sont principalement : la surface foliaire, la masse nette des feuilles, la réflectivité des feuilles et la profondeur des racines (A *et al.*, 2019 ; Rahman *et al.*, 2019).

1.2.1 Taille de l'infrastructure verte

Les petites comme les grandes infrastructures vertes ont le potentiel d'influencer les conditions environnementales et de diminuer la température de l'air, mais pour différentes raisons. Les infrastructures vertes de plus grande superficie ont tendance à

entraîner une diminution plus importante de la température du microclimat interne du massif d'arbres, tout comme à l'extérieur de celui-ci (Jiao *et al.*, 2017 ; Park *et al.*, 2017). À l'inverse, les plus petites infrastructures vertes connaissent plus de variations internes dans le microclimat interne du massif, et ce pour la température et le taux d'humidité. Ce plus haut taux de variation dans les plus petits aménagements s'explique par l'augmentation de l'effet de bordure qui accroît l'impact des perturbations environnementales (vents, températures et humidité) sur le microclimat (Chen *et al.*, 2020 ; Jiao *et al.*, 2017).

Dans le même ordre d'idée, la forme de l'aménagement va avoir une influence sur le niveau de perturbation intérieur du massif d'arbres et va donc influencer le potentiel de refroidissement. Un aménagement plus compact (rond) connaît moins de perturbations liées à l'effet de bordures qu'un aménagement linéaire ou de forme irrégulière, comme l'illustre la Figure 1.3. Le potentiel de diminuer la température intérieure et extérieure du massif d'arbres est donc plus grand pour ces aménagements. Ainsi, un aménagement possédant une plus grande compacité et ayant un microclimat interne moins perturbé peut permettre de diminuer davantage la température (Park *et al.*, 2017 ; Qiu et Jia, 2020)

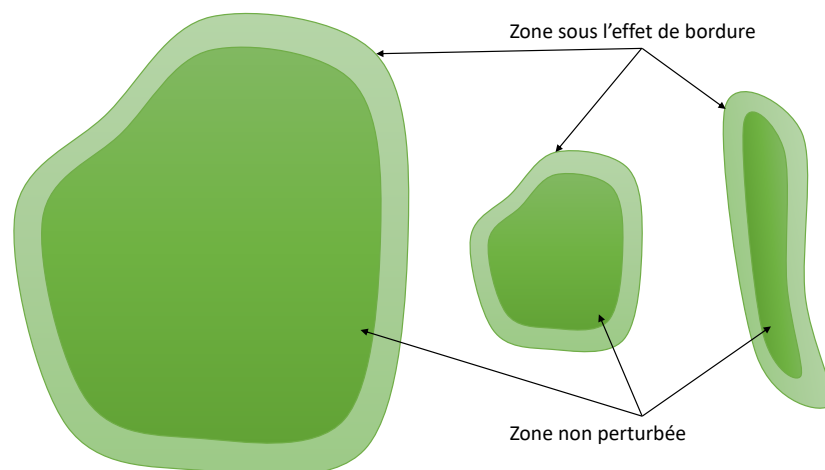


Figure 1.3: Schéma représentatif de l'effet de bordure sur une infrastructure verte. L'importance de la taille et de la forme de l'infrastructure verte sur la préservation de l'environnement intérieur par les conditions extérieures. Vert pâle : la zone affectée par l'effet de bordure. Vert foncé: zone interne non perturbée

1.2.2 Diversité

Le potentiel de refroidissement est différent selon l'espèce d'arbre. En effet, comme le refroidissement par les arbres est influencé par l'évapotranspiration et par l'ombre que procure la canopée; les arbres avec, entre autres, un plus haut taux d'évapotranspiration et un indice de surface foliaire (LAI) plus élevé ont un plus grand potentiel de refroidissement de l'air l'environnant (Park *et al.*, 2017 ; Qiu et Jia, 2020). Toutefois, malgré que certaines espèces d'arbres soient plus efficaces pour refroidir l'air, une infrastructure verte de monoculture d'une espèce performante n'est pas plus efficace qu'une infrastructure composée d'une plus grande diversité d'arbre (Brune, 2016). C'est ce que Wang *et al.*, (2021) ont prouvé en approfondissant les connaissances sur l'importance de la biodiversité d'arbres dans une infrastructure verte pour le potentiel de refroidissement. Ayant comme prémisse que la biodiversité a un plus grand rôle à jouer que la couverture de la canopée dans la diminution de la température, ils ont étudié des peuplements avec une couverture végétale semblable, mais avec une biodiversité différente. Ils en sont venus à la conclusion qu'il existe une relation positive entre la qualité de la biodiversité d'une infrastructure verte et le potentiel de refroidissement de l'air ambiant.

Cette hausse du potentiel est due à la diversité en structure verticale au sein de l'aménagement qu'apporte une richesse d'arbres plus élevée (Park *et al.*, 2017 ; Wang *et al.*, 2021). En effet, un assemblage plus diversifié en espèces aux traits fonctionnels différents (taille de la couronne, densité de feuille, surface foliaire, etc.) a le pouvoir d'augmenter considérablement l'interception des rayons du soleil de par une canopée composée de plusieurs strates verticales de végétation (Figure 1.4) (Duarte *et al.*, 2021). Ceci a pour effet de diminuer la quantité de lumière se rendant au sol et d'augmenter le taux d'évapotranspiration global d'un aménagement en comparaison a une monoculture (Wang *et al.*, 2021 ; Williams *et al.*, 2020).

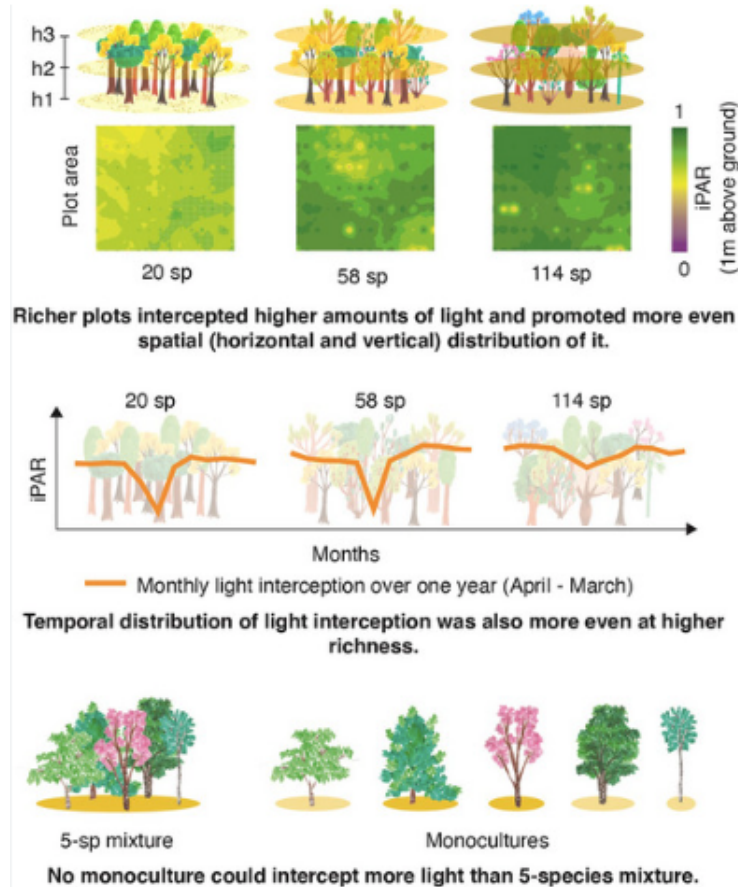


Figure 1.4: Relation entre l'interception de lumière et la richesse d'une infrastructure verte. Plus l'aménagement est riche, plus l'interception de lumière est importante jusqu'à une interception presque complète de la lumière. Aucune monoculture ne peut avoir une interception de la lumière supérieure à un mélange de cinq espèces d'arbres différentes (avec permission de Duarte *et al.*, 2021)

De plus, l'augmentation de la diversité dans un peuplement vient augmenter la compétition pour la lumière ce qui provoque des changements dans la manifestation des traits fonctionnels des feuilles, plus particulièrement au niveau de la taille et la surface foliaire spécifique. En effet, dû à leur forte plasticité, les feuilles vont devenir plus grandes et avoir une plus grande surface foliaire spécifique. Ces modifications dans l'expression de ces deux traits augmentent l'interception de la lumière et le pouvoir photosynthétique des feuilles ce qui accentue le taux d'évapotranspiration et accroît donc le potentiel de rafraîchissement (Park *et al.*, 2017 ; Williams *et al.*, 2020).

Cette augmentation du niveau de strate de végétation vient apporter une continuité dans la structure verticale des infrastructures vertes. Cette continuité, principalement chez les strates inférieures d'arbustes ou de petits arbres en bordure des massifs, vient réduire les perturbations internes en réduisant l'effet de bordure et donc, comme mentionné ci-haut, favorise une diminution plus importante des températures (Cassiani *et al.*, 2008 ; Park *et al.*, 2017). De plus, la structure verticale plus complète qu'apporte une plus grande diversité diminue le nombre de trouées dans la canopée. Ceci diminue les échanges d'air entre le microclimat intérieur de l'aménagement et l'extérieur, ce qui permet d'obtenir un microclimat intérieur plus frais (Bohrer *et al.*, 2009).

1.2.3 Proportion végétalisée/minéralisée

Les arbres ou les infrastructures vertes en milieu urbain sont souvent limités par les constructions anthropiques (trottoirs, routes et édifices), ce qui empêche l'aménagement de nouvelles infrastructures et vient complexifier la planification et réduire les efforts de mitigation des ICU. Toutefois, comme mentionné plus haut, ce n'est qu'à partir de 40% de couverture à une échelle de 60-90 m de rayon que le refroidissement des arbres se fait ressentir (Ziter *et al.*, 2019). Ainsi, plus un aménagement est gros et couvre une grande proportion du sol, plus il refroidit un milieu. Cela dit, dans une situation où il n'est pas possible d'aménager un espace vert de grande superficie, un ensemble de petits espaces verts pourrait être efficace pour augmenter le pourcentage de couverture et ainsi pallier les effets négatifs des ICU. Ces espaces verts peuvent, si présents en grand nombre, augmenter la proportion du couvert végétal aux dépens des surfaces imperméables à l'échelle d'un pâté de maisons ou d'une ville (Ossola *et al.*, 2021 ; Park *et al.*, 2017 ; Ziter *et al.*, 2019). Ils peuvent aussi accroître la portée de refroidissement d'un gros aménagement (Qiu et Jia, 2020). En effet, une mosaïque de petits aménagements en périphérie des gros espaces verts, comme des arbres le long des rues autour d'un parc, réduit le taux d'absorption de chaleur par les surfaces minérales et stabilise les variations thermiques. Ceci réduit ainsi légèrement la température, ce qui a pour effet d'augmenter la portée des îlots de fraîcheur que procurent les gros aménagements (Qiu et Jia, 2020).

1.3 Emprises autoroutières

Selon le ministère du Transport du Québec, les emprises autoroutières sont des « surfaces occupées par une route et ses dépendances, et incorporées au domaine de la collectivité publique » (MTQ, 2022). Ici, ce sont les matériaux utilisés pour la construction des routes qui causent les ICU dans les emprises. En effet, l'asphalte ou le béton qui servent au pavage des routes ont une réflectivité (albedo) très faible, ce qui, comme mentionné plus haut, donne comme propriété aux matériaux d'emmagasiner en chaleur une plus grande fraction de l'énergie solaire (Xu *et al.*, 2021). En plus d'emmagasiner la chaleur qui est ultérieurement relâchée dans l'air, les radiations lumineuses qui réfléchissent sur les surfaces minéralisées se transforment en radiations infrarouges réchauffant davantage l'air (Jiao *et al.*, 2017 ; Takebayashi et Moriyama, 2009).

Cette énergie emmagasinée dans les routes peut faire grimper la température de surface jusqu'à 60°C en période de grande chaleur, soit 20°C de plus qu'une surface gazonnée (Chen *et al.*, 2020 ; Takebayashi et Moriyama, 2009). De plus, la circulation automobile en elle-même vient augmenter l'intensité des ICU. Que ce soit par les émissions provenant du système d'échappement, par la chaleur que produit le moteur des voitures ou les pneus sur la chaussée, la simple présence des voitures en marche sur les routes vient augmenter la quantité de chaleur dans l'environnement autoroutier (L. Haddad et Z. Aouachria, 2015 ; Shahmohamadi *et al.*, 2011 ; Takebayashi et Moriyama, 2009).

C'est en prenant en compte la contribution qu'ont les routes sur les ICU que la végétalisation des dépendances (fossés, accotements et bretelles) est d'une grande importance. Toutefois, la réussite des aménagements dans ces milieux est difficile en raison de la présence de sel de déglçage et de l'état des sols (Beaudoin, 1992 ; Blair *et al.*, 2019 ; Dmuchowski *et al.*, 2021). Le sel utilisé sur les routes pour faire fondre la glace lorsque la température descend sous 0°C finit par se retrouver dans les fossés et dans les bretelles d'autoroute suite au déplacement de l'air causé par le trafic automobile. Le sel dans les espaces verts provoque un stress sur la végétation présente. Ce haut taux de

salinité dans le sol cause ainsi le dépérissement des individus à proximité des routes. Les effets négatifs des embruns salins sur le fitness des arbres diminuent plus ceux-ci sont loin de la route (Beaudoin, 1992). Malgré les études effectuées sur les effets négatifs de ces conditions sur les arbres, le climat québécois ne permet pas de cesser l'utilisation du sel. Ainsi, les plans d'aménagements doivent prendre en considération ce stress supplémentaire pour augmenter le succès des plantations (Beaudoin, 1992).

En plus du stress dû à la salinité, les sols en bordure d'autoroute sont modifiés par l'excavation et la construction des routes. Cela entraîne des sols compacts, avec un mauvais drainage et souvent une présence de déchets ou de matériaux de construction. Ils possèdent aussi une grande concentration de polluants due à la circulation automobile et une faible quantité de matière organique de par l'origine des sols, qui sont principalement des dépôts d'excavations. De plus, les bretelles ou les fossés sont souvent exempts d'arbres ou arbustes et les résidus de coupe du gazon laissés *in situ* ne sont pas suffisants pour causer une accumulation de matière organique (Blair *et al.*, 2019). Ainsi, l'ensemble de ces éléments appauvrit la qualité du milieu et diminue le succès des plantations d'arbres.

Les bords de routes inoccupés (gazonnés) totalisent 36,7% des espaces verts publics de Melbourne (Marshall *et al.*, 2019), près de 48 500 km² aux États-Unis soit 0,5% de la superficie totale et environ 270 000 km² globalement sur Terre (Phillips *et al.*, 2020). Au Québec et plus précisément dans la région du Grand Montréal, il y a 2673 km de routes ministérielles (autoroutes) (MTQ, 2022). Avec ces données et les approximations de Phillips *et al.* (2020), il y aurait environ 20 km² de bordures de routes inoccupées autour du Grand Montréal. Malgré le fait que les bords des routes sont considérés comme des espaces verts puisque ceux-ci sont gazonnés, l'impact du gazon sur la diminution de la température et la mitigation des ICU est négligeable. La température de surface est moins élevée sur le gazon que sur l'asphalte, mais la différence entre la température de l'air au-dessus des deux surfaces est presque nulle (Armson *et al.*, 2012).

Voyant ces statistiques et sachant que les routes sont une source d'ICU et que les surfaces gazonnées ne sont pas suffisantes pour diminuer la température de l'air (Armson *et al.*, 2012), le potentiel de mitigation par l'aménagement d'infrastructures vertes dans les zones inoccupées en bordure de route pourrait être important, mais encore aucune recherche n'a été effectuée à ce sujet. En effet, un large éventail de recherches sur la mitigation des ICU par la végétalisation ou sur l'effet à grande échelle des espaces verts ont déjà été faites, mais le potentiel d'un aménagement pour réduire la température des ICU des autoroutes reste à étudier (Deilami et al., 2018 ; Stewart, 2011).

1.4 Question de recherche et objectifs

Le premier objectif de cette recherche est d'étudier la variation spatio-temporelle de la température entre les aménagements forestiers dans les bretelles d'autoroute et la route adjacente. Cet objectif s'inscrit dans un contexte où plusieurs études sur l'étendue du refroidissement par les infrastructures vertes en ville ont déjà été faites, mais aucune ne prend place en milieu autoroutier. Étant donné que la surface disponible est limitée pour faire des aménagements dans les bretelles, le deuxième objectif est de déterminer quelles caractéristiques d'un aménagement forestier en milieu autoroutier sont à prioriser pour obtenir le plus grand potentiel de refroidissement des ICU.

Ainsi, visant à répondre à ces objectifs, la question de recherche est la suivante : quelle est l'influence des aménagements forestiers en milieu autoroutier sur la diminution des températures des îlots de chaleur urbains ? Les hypothèses de cette étude sont (1) un aménagement forestier a une influence sur la diminution de la température entre le massif forestier et l'autoroute en comparaison avec une bretelle gazonnée, et (2) la diversité (en structure et en espèces) de l'aménagement a un effet sur le potentiel de refroidissement de celui-ci.

À la lumière de l'état des connaissances, mes prédictions concernant le premier objectif sont que la température devrait être plus fraîche sur une bretelle aménagée, et présenter un gradient allant de plus fraîche près de l'infrastructure verte en augmentant en

s'approchant de l'autoroute. Cette tendance devrait toutefois être plus prononcée la nuit que le jour (Figure 1.5a). En ce qui a trait au deuxième objectif, un aménagement avec une plus grande diversité de structure, soit un aménagement avec une canopée présentant plusieurs strates et sans trouées, et/ou une plus grande diversité d'espèce, aura un effet de refroidissement plus important (Figure 1.5b).

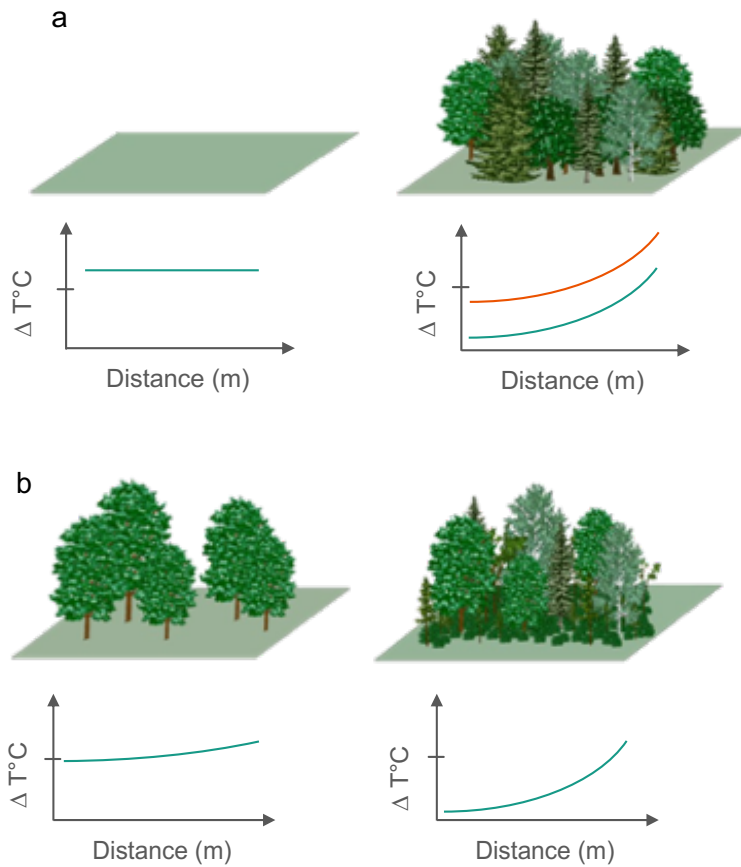


Figure 1.5: Représentation graphique des prédictions pour les deux hypothèses (distance des arbres vers l'autoroute). a) prédiction pour l'hypothèse 1 qui suppose un effet négatif sur la température par les aménagements forestiers comparés aux bretelles gazonnées. En orange la prédiction de variation de la température en fonction de la distance à partir de l'aménagement pour le jour et en vert pour la nuit. b) prédiction pour l'hypothèse 2, qu'un aménagement plus diversifié en structure et/ou diversité aura un plus grand effet de refroidissement

CHAPITRE 2

THE COOLING EFFICIENCY OF TREE PATCHES ALONG HIGHWAYS

Hugo OUELLET¹ and Alain PAQUETTE¹

¹Centre d'étude de la forêt, Chaire de recherche sur la forêt urbaine, Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal

In the context of global warming and urbanization, the issue of urban heat islands (UHI) and their impacts on public health is becoming more prevalent. To reduce the negative effects of UHIs, municipalities often plant trees to cool ambient air temperatures and shade mineralized surfaces. However, plans often overlook the greening of bare areas along highways, despite their strong UHI mitigation potential. When they are considered, green infrastructure (GI) projects along highways are often completed without the necessary forethought to maximize benefits. This study hypothesized that the greater the structural diversity or diversity of species used the greater the cooling efficiency and that this effect reduces as we move away from the trees. To quantify the spatio-temporal variation in air temperature, we took readings throughout the summer using sensors placed every 2 m across 27 transects perpendicular to highways in Laval, Qc, Canada. The transects were located on highway ramp green spaces (HRGS) between the road and tree patches varying in density and diversity. Using GAM modelling, we found that compared to grassy HRGS, HRGS with tree patches have a -0.4°C cooling effect on air temperatures during the day, and tree patches cooled the air of 0.4°C from the tree line compared to the highway at night. The diversity in the structure of the tree patch did have an impact on the temperature along highways. Our results may be used by cities as a tool to establish effective management plans to mitigate UHI along highways.

Key words: Urban trees; urban forest; Urban heat islands; Highways; Cooling efficiency; Green infrastructure; Diversity

2.1 Introduction

Urbanization leads to an increase in population density and in the coverage of impervious surfaces. This worldwide tendency to leave rural areas also has the impact of intensifying urban heat islands (UHI) (Chen *et al.*, 2020 ; Li *et al.*, 2020 ; Park *et al.*, 2017). UHI is a phenomenon created by the increase in temperature in cities compared to a rural environment, reaching up to 5°C to 10°C, and is created by the increase in impervious

surfaces, the decrease in vegetation, and by anthropogenic activities (vehicle engines, ventilation, air conditioning) (Arnfield, 2003 ; Giguère *et al.*, 2010 ; Oke, 1982). UHI, one of the major modern environmental concerns, is problematic on its own with heat-related health problems (stress, comfort, mortality) (Giguère *et al.*, 2010 ; Watkins *et al.*, 2017), but it also decreases air quality and increases the need to cool the air in buildings, which exacerbates the problem (Ren *et al.*, 2018 ; Shahmohamadi *et al.*, 2011). Better known for its daytime effect, the high temperature during nighttime caused by the heat trapped in impervious surfaces is also a problem, since it is directly related to heat-related health issues (Ziter *et al.*, 2019). Given that UHI will increase in frequency and intensity with global climate warming (Manoli *et al.*, 2019), solutions to mitigate and cool UHI are required to improve quality of life in cities.

To mitigate the negative impacts of UHI, cities act by greening their open spaces with green infrastructure (GI) and reducing impervious surfaces. Adding trees in the landscape of cities cools the surroundings in two ways: the shading of the crown intercepts sunlight and reduces radiation on impervious surfaces, therefore reducing heat storage (Mehrotra *et al.*, 2021 ; Rahman *et al.*, 2018), and the evapotranspiration of water by the plant leaves reduce heat as latent heat is being used to change the water on the leaves in vapour (Manickathan *et al.*, 2018 ; Rahman *et al.*, 2020a). Furthermore, reducing impervious surfaces reduces the quantity of heat trapped, decreases water runoff and helps decrease UHI during the night (Takebayashi et Moriyama, 2009 ; Ziter *et al.*, 2019). However, the GI cooling efficiency may vary depending on its diversity (Vieira *et al.*, 2018 ; Wang *et al.*, 2021), vertical structure (Chen *et al.*, 2020), size (Jiao *et al.*, 2017), location (Bates *et al.*, 2018 ; Park *et al.*, 2017) and overall coverage of the area (Sabrin *et al.*, 2021 ; Ziter *et al.*, 2019). GI with a higher species diversity and more complex vertical structure may lead to a greater reduction in air temperature, through a higher evapotranspiration rate, and a greater reduction in surface temperature by intercepting more radiation. (Armson *et al.*, 2012 ; Rahman *et al.*, 2020a). In addition, the size or number of GI is important to mitigate the heat from UHI. One patch of GI that covers a large area will cool the surrounding temperature by creating colder microclimates that extend their reach outside the tree

line, or while the same cooling effect can be reached with a number of small GI that covers the same area in total (Ossola *et al.*, 2021 ; Park *et al.*, 2017).

Although UHI are typically located downtown where with the highest built density and urban canyons (streets where the air is trapped in the absence of wind due to the height of the buildings) act like a heat trap (Morakinyo *et al.*, 2020), there is still an important presence of UHI along roads outside downtown areas. Logically, downtown and inhabited areas in cities have received more attention in greening, for they may benefit more people (Watkins *et al.*, 2017). However, an increase in the percentage of canopy cover on a larger scale has a greater effect on mitigating the impact of UHI (Baró *et al.*, 2021 ; Ouyang *et al.*, 2020 ; Ziter *et al.*, 2019). For that reason, it is important to plant trees everywhere possible to decrease temperatures on a neighbourhood scale. Highways are highly prevalent features in our built environments, accounting for approximately around 0.5% of the United States territory (48 500 km²), and approximately 270000 km² globally (Phillips *et al.*, 2020). This impact is especially evident in cities; for example, road verges account for 36.7% of the total green space in Melbourne (Marshall *et al.*, 2019). Using the approximation of Phillips *et al.*, (2020) with 2673 km of ministerial road (highways) the Greater Montreal region would have around 20 km² of road verges (MTQ, 2022). Road verges are often ignored as potential areas to plant a large number of trees and create small forest-like GI (O'Sullivan *et al.*, 2017, 2017). Instead, authorities often manage highway ramp green spaces (HRGS) to keep the grass short even outside of the required safety zones of a few metres. Grass does not have a strong cooling effect on air (Armson *et al.*, 2012), it reduces fauna and flora diversity, and the simple action of mowing alone is a source of heat and carbon emissions (Marshall *et al.*, 2019 ; O'Sullivan *et al.*, 2017 ; Phillips *et al.*, 2020).

Unfortunately, little is known about the effect of GI in highway environments, even though a good deal of research has been done to understand the effect of GI on cooling UHI in cities (Deilami *et al.*, 2018). This study aims to remedy this situation and test the efficiency of trees to reduce temperatures along highways. We wanted to empirically

assess the actual impact of HRGS tree patches in mitigating UHI, and whether trees planted in highway environments led to similar levels of cooling as other GI types. Our research question was: What is the influence of HRGS tree patches on the reduction of air temperature? More specifically, we (1) assess the variation in temperature between the tree patches and the road to evaluate whether there was a cooling effect compared to an unforested grassy HRGS. (2) Characterize every HRGS tree patch studied to test whether differences in diversity and structure have an added effect on cooling. We hypothesized that the effect on the air temperature will be significant but lose in magnitude as we move away from the tree line and that a more diverse patch will have a larger cooling effect.

2.2 Methods

2.2.1 Study area

This study was conducted in Laval (Qc, Canada) highway system along three main highways and one large boulevard (highway 15, 440, 13 and Saint-Martin Blvd.). The Montreal metropolitan area, which includes Laval, is densely populated and almost 50% of the population of Quebec, 4 million people. Average daily traffic is around 470 000 vehicles a day for the entire highway system in Laval (Statistiques Canada, 2020). The study area is located in a cold and humid continental climate with an average annual temperature of 7°C and a rain/snow fall of 1000 mm. During the summer, the average is around 21°C with extremes recorded at 37,6°C (MELCC, 2022). The Laval region is located in the northern temperate ecoregion and the bitternut-hickory maple stand domain (MFFP, 2021).

The sampling sites were chosen according to the distance between the tree line and the road, and then according to the differences between the size and composition of the tree patch. Based on these selection criteria, ten HRGS were chosen, where the distance from the road and the tree line were between 10 and 14 m. HRGS with this gap between the road and tree patches were also chosen to minimize variability among sites and because

this kind of HRGS was more frequent in Laval. To complete the setup, two sites were grassy HRGS were also selected to provide a base line of the variation of temperature without the influence of trees. The composition of the tree patches varied from an old planted forest, mainly composed of conifers (*Picea glauca* and *Pinus resinosa*), a mixed of poplars (*Populus tremuloides* or *Populus balsamifera*) and spruce (*P. glauca*), to a natural forest composed of deciduous trees (*Acer saccharum*, *Tilia americana*, *Fraxinus nigra*, *Fraxinus americana* and *Ostrya virginiana*). On each site, other species such as staghorn sumac (*Rhus typhina*) and the common buckthorn (*Rhamnus cathartica*) were found in varying proportions.

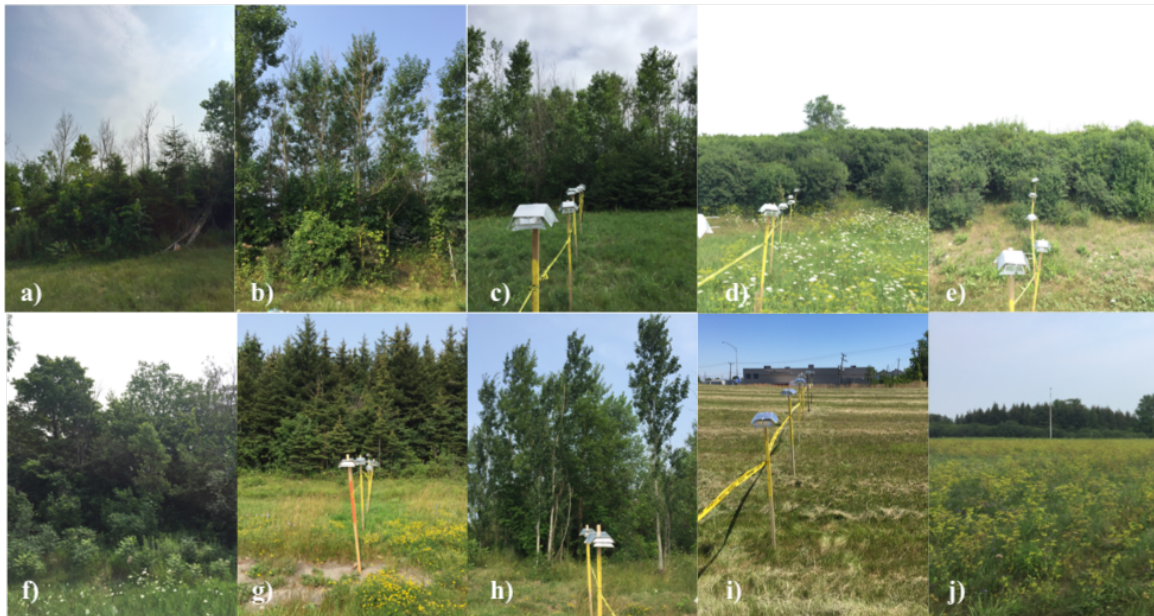


Figure 2.1 : HRGS selected for the study: Samson NE (a), Samson SO (b) and St-rose (c) were along the highway 13; the sites 117 NE (d) and 117 SE (e), and the sites Masson (f) and St-François (g) where along the highways 15 and 440 respectively. The site Saint Martin (h) was on Saint-Martin Boulevard. For the two grassy HRGS, Dagenais (i) and St-François triangle (j), they were located on the highways 13 and 440 respectively.

A total of 27 transects were installed in the ten sites, 17 temporary (two-week long) and ten permanent (whole summer) (Annexe B). The temporary transects were added in rotation to the permanent one on each HRGS. The number of temporary transect varied between 2 and 4, according to the size and variation in the composition of the tree patch.

The temporary transects were placed at 12 m or more of the permanent one. Those added transects were used as a replica and to increase spatial resolution along varying site conditions (along the forest edge).

2.2.2 Biodiversity Indices and Green Space Structure

We measured the diameter at breast height (DBH) and species richness of trees and shrubs in a total of 22 plots distributed over the eight sites with trees to compare their structure and biodiversity. Some larger sites had more than one plot to account for variation, but in some cases, fewer plots than transects were made to prevent overlaps in the plots. Each sampling station consisted of a circular plot of 5,64 m radius where only the trees and shrubs with a DBH > 5 cm were identified and measured (hereafter trees), and 5 microplots of 1,25 m radius, one in the middle of the large one and four at each cardinal point, where any woody plant with a DBH < 5 cm were identified and measured (hereafter saplings). The DBH was measured with a caliper, with the end of the caliper pointing the middle of the large plot to avoid biases. The plots were at the end of every sensor transect with the border of the tree line as tangent to the plot, so that the middle of the plot was 5,64 m inside the tree patch (Figure 2.2).

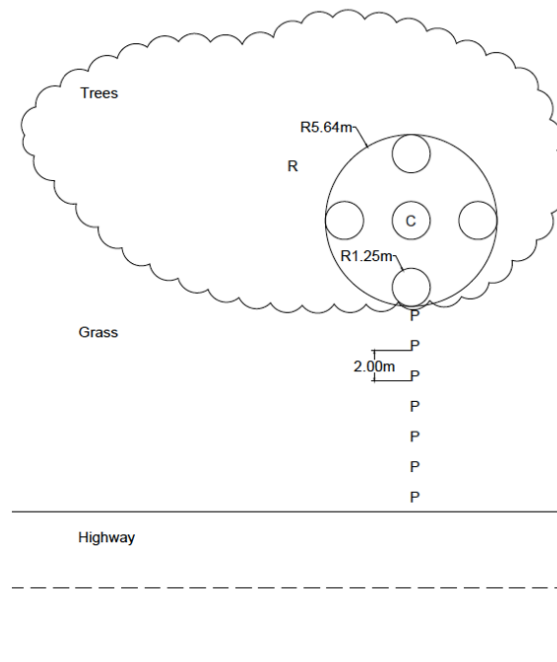


Figure 2.2: Layout of the sampling plot on the verge of a highway. Where R is the reference sensor, C is the centre of the large plot and P is the outside sensor.

Some trees and shrubs were $< 1,3$ m in height so the diameter at 15 cm was measured and the DBH was calculated afterward with allometric formula or ratio (Johnson et Weigel, 1990 ; Levine *et al.*, 2019 ; Pond et Froese, 2014). We didn't find the right formula for every species; for those we calculated the DBH for each species with three different formulas and averaged them (Johnson et Weigel, 1990 ; Levine *et al.*, 2019 ; Pond et Froese, 2014).

We chose several biotic factors to characterize every site (Table 2.1). The data from the 5 m² sapling plots were multiplied by 4 to estimate an equal sampling area to the 100 m² tree plot. We used the common Shannon-Wiener index for species diversity (H_s) (Lei *et al.*, 2009). The density of trees was calculated using the basal area (G). We computed values for each tree category (trees and saplings) separately for both factors, and computed a H_s value for both categories together, as well as a tree:sapling ratio in density (a proxy for structural diversity), for each plot.

Table 2.1: Stand structural diversity indices and biotic factors used in this study

Biotic factors	Acronym and equation	Index
Species diversity index (tree, sapling, and all)	$Hs = - \sum_{i=1}^m p_i \times \log p_i$ <p>where p_i is the proportion of individual for the ith species and m is the number of species</p>	Shannon–Wiener index for species (Lei <i>et al.</i> , 2009)
Density of trees and saplings (tree, sapling, and ratios)	$G = \sum_{i=1} \pi \left(\frac{p_i}{2} \right)^2$ <p>where p_i is the DBH of each individual for the ith plot</p>	Basal area index used as a proxy for the density
Gini coefficient	$Gini = \frac{\sum_{j=1}^n (2j - n - 1) BA_j}{\sum_{j=1}^n BA_j (n - 1)}$ <p>where G is the basal area of the tree with rank j, j is the rank of a tree in ascending order from 1 to n by DBH, and n is the number of trees</p>	Measurements of the deviation from perfect equality of tree size (Lei <i>et al.</i> , 2009)
Tree DBH variance	$S^2 = \frac{\sum_{i=1}^n [BA_i \times (x_i - \bar{x})^2]}{\sum_{j=1}^n BA_i}$ <p>where x_i is DBH, \bar{x} is the mean of DBH, BA_i is the basal area represented by the ith tree in the sample plot, and n is the number of trees in a sample plot</p>	Empirical variance for DBH (Staudhammer <i>et al.</i> , 2001)
Tree size diversity index	$Hd = - \sum_{i=1}^d p_i \times \log p_i$ <p>where p_i is the proportion of the basal area of the ith diameter class and d is the number of diameter classes</p>	Shannon–Wiener index by diameter classes (Lei <i>et al.</i> , 2009)

To test for the importance of structural diversity, we used three more indices on the whole plot. The Gini index of the diversity in tree size, a measurement of the deviation from perfect equality with a value from 0 to 1, where at 0 every tree has the same size. Therefore, the higher the number, the higher the heterogeneity of the stand structure and complexity in vertical structure (Lei *et al.*, 2009 ; Pach *et al.*, 2015). DBH were also used to characterize the structural diversity with: 1) the variance, where a higher value means a greater heterogeneity in tree sizes; 2) the Shannon-Wiener (Hd) index where values vary from 0 to 1 and 0 equals no variation (Lei *et al.*, 2009 ; Storch *et al.*, 2018).

2.2.3 Canopy Structure

We measured the canopy structure of every plot in early August with the Li-Cor LAI2200 canopy analyzer (LI-COR, Inc., Lincoln, NE, USA). The LAI-2200 makes canopy readings from 5 different angles (7°, 23°, 38°, 53° and 68°) for a full view of the canopy vertical structure and provides two values for each reading: the leaf area index (LAI) and the canopy GAP (percentage of opening in the canopy). To maximize the accuracy of the data, we used the 90° cap to block the user from view, and pointed away from the sun. Consequently, every reading facing North and West were taken in the morning, after 10 a.m., and South and Est in the afternoon before 4 p.m. The readings were achieved under clear sky conditions. Readings were taken at 1 m above the ground.

Furthermore, we measured the mean height of every tree patch with the Nikon Forestry Pro hypsometer (Nikon Canada inc, Mississauga, Ont, Can). When the tree height was not constant through the patch, we took the mean of 3 measurements. The approximate surface of every patch was measured on Google earth Pro (Google LLC, 2022).

2.2.4 Temperature Sampling

The sampling of temperature was achieved with a series of transects on every site. One permanent transect was installed on each site from the 5th of June to the 4th of October, 2021. The transects consisted of Hobo pendant MX temperature/light data loggers (Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) placed inside sun shields to reflect sun radiation. Those shields were made out of chloroplasts and reflective tape (Holden *et al.*, 2013) and placed on a pole at 1.5 m above the ground to record the temperature with the precision of 0.01°C at every 15 minutes (ANNEXE A). Poles were 2 m apart in a perpendicular line between the trees and the highway with the first pole at the edge of the tree line (0 m). An additional probe was installed approximately in the centre of every tree patch where the temperature is theoretically the coldest (Jiao *et al.*, 2017 ; Park *et al.*, 2017). At the end of every 2 weeks for the temporary transects or at the end of the season for the permanent transects, the data was recovered. To evaluate the effect of

the trees on the temperature, we calculated the relative temperature at every distance with the temperature at 0 m of the same transect as reference. This eliminated the temperature variation among sites.

2.2.5 Meteorological Data Collection

The hourly temperature, daily mean temperature, mean wind speed, and hourly wind speed data were collected from the Montreal Pierre Elliot Trudeau Intl meteorological station for the whole period of sampling. We selected this station because it is the only one near Laval (between 6.8 and 21.2 km from our sites) that has hourly data and most resembles of the highway environment (pavement, open area, and traffic) (Kardinal Jusuf *et al.*, 2007). Those data were added to the models to take into account the variation in weather through the entire sampling period.

2.2.6 Statistical Analysis

Generalized additive models (GAMs) were used to study the relationship between the relative temperature and the distance from the trees, and the relationship between the variation in temperature and the tree patch structure. GAMs are used to express a relation between covariates and a response variable with smooth curves and follow this model:

$$(Éq. 1) \mathbb{E}(Y) = g^{-1} \left(\beta_0 + \sum_{j=1}^j f_j(x_j) \right)$$

where $\mathbb{E}(Y)$ is the value of the response to Y , f_j is a smooth function of the covariate x_j , β_0 is the intercept and g^{-1} is the inverse of the link function (Pedersen *et al.*, 2019).

Two additional GAM models were developed to determine if the relationship between the relative temperature and the distance is affected by abiotic factors or the different biotic factors of the tree patches: 1) with the data for the hottest hour of the day from 10 a.m. to 5 p.m., and 2) for the coldest part of the night from 9 p.m. to 4 a.m. The abiotic variables were the hourly temperature, hourly wind speed, the day of the year (156 to

277) and time of the day. Those variables are added to the model to control for the microclimate variation among sites and tree patches and to control for the changing background weather between each round of the temporary transects. Every variable used in the modelling is presented in table 2.2.

Table 2.2 : Biotic and abiotic variables considered in generalized additive models (GAM) to explain temperature variation.

Variable (units)	Abbreviation	Type	Description
Shannon–Wiener Species	Hs_large/Hs_small/Hs_all	Biotic	Species biodiversity index
Shannon-Wiener DBH	Hd	Biotic	Tree size diversity
Basal area (m ² /ha)	G_large/G_small/G_ratio	Biotic	Density of trees in a hectare
Leaf area index	LAI	Biotic	Index of leaf surface in a unit area
Percentage of openings (%)	GAP	Biotic	Percentage of canopy opening forest patch
Gini coefficient of DBH	Gini	Biotic	Deviation from perfect equality of DBH
Variance of DBH	S ²	Biotic	Empirical variance for DBH
Height of the trees (m)	height	Biotic	Mean height of the tree patch
Area of the tree patch (ha ²)	area	Biotic	Overall size of the tree patch in the HRGS
Hourly wind (km/h)	Wind	Abiotic	Hourly Wind speed at YUL meteo station
Hourly temperature (°C)	Temp	Abiotic	Hourly Temperature at YUL meteo station
Day of the year	day	Abiotic	Day of the year in Julian date
Time of the day	hour	Abiotic	Hour of the day of every sampling

Given the size of the temperature dataset used for each model (64,400 observations on the average of the permanent and temporary transects together), modelling was achieved using bam, a general additive model for very large data set (Wood *et al.*, 2015). The Gaussian family was used for the modelling given the normal distribution of the model residuals of the relative temperature values. Moreover, many values were negative and those are important for the interpretation of the results; thus, to avoid incoherent results, no transformation was used in the modelling. To narrow down the influential biotic factors and find the best model, a stepwise backward selection procedure was done. At every step, the factor with the highest P-value was removed to lower Akaike’s information criterion (AIC) (Sagarese *et al.*, 2014). This selection method

was used until the lowest AIC value was obtained with significant and not significant variables. The last selected factors were placed in relation to the distance (factor*distance) to study their effect on the temperature as we get closer to the highway. To test the specific importance of the selected factors, each selected factor was added one by one to the abiotic model and the difference in explained deviance was noted.

Models were validated with the function `gam.check()` and `k.check()`. `Gam.check()` makes standard diagnostic plots (QQ plot, response vs. fitted plot, histogram of residuals and plots of residuals vs. fitted values) to visually determine if the model is well fitted (Pedersen *et al.*, 2019). `K.check()` tests that the effective degree of freedom (edf) for every covariates smooth are lower than the degrees of freedom fixed (k') and also shows p-value of the residual. A low p-value ($p < 0,05$) demonstrates a strong pattern in the residual and therefore an overfitting of the model (Pedersen *et al.*, 2019).

2.3 Results

The selected biotic factor added to the abiotic variables that gave the best performance in the GAM model for the day and night are the Hs for trees, canopy GAP, density ratio between large trees and saplings, and density of trees. Only the GAP and the density ratio were not significant in the models for the day and the night, respectively. The model that fitted best the dataset for the day (AIC = 147140; n = 64 294) had a deviance explained of 26.3%. As for the night, 31.5% of the deviance was explained with the best model (AIC = 18 666; n = 64 522).

2.3.1 Cooling Distance Effect of the Tree Patches in Comparison with Grass

In each model, the variation of the temperature in relation to the distance from trees was significant, but those relationships need to be compared to the temperature variation over grass to see if there was a real effect. The two models (day and night) computed with the dataset of temperature over grass HRGS were significant with a p-value lower than

0.05, with an AIC of 24044 and 5048, and deviance explained of 12.3% (n = 14 750) and 25.3% (n = 14 782) for day and night respectively.

In our predicted value of the relative temperature in relation to the distance, we observed practically no variation of temperature next to the tree line during the day despite a small decrease of $-0.17 \pm 0.16^{\circ}\text{C}$ from 6 m to 12 m (Figure 2.3). Contrarily, there was a cyclic variation of the temperature over grass, varying from $0.23 \pm 0.02^{\circ}\text{C}$ to $0.62 \pm 0.02^{\circ}\text{C}$. The models for the night showed a different dynamic of temperature variation. The variation of temperature at the forest edge increased from $-0.15 \pm 0.06^{\circ}\text{C}$ to $0.24 \pm 0.06^{\circ}\text{C}$. Over the grass, the inverse relationship is shown with a positive variation of temperature ($0.1 \pm 0.010^{\circ}\text{C}$) further from the highway turning to negative ($-0.25 \pm 0.01^{\circ}\text{C}$) as we get closer.

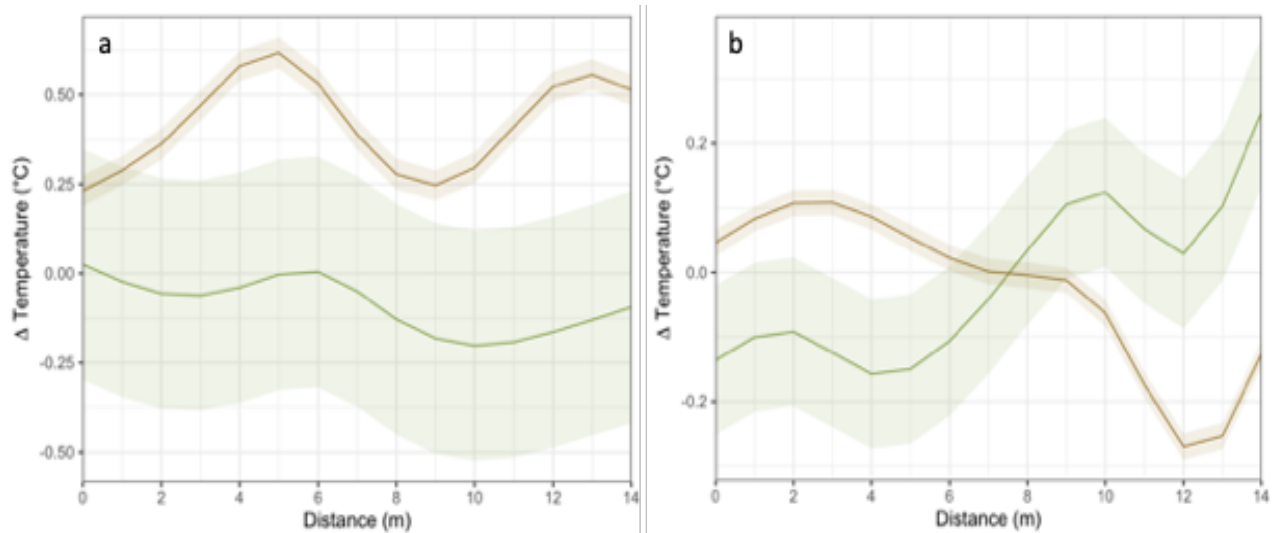


Figure 2.3: Comparison of the relationship between the relative temperature ($T-T_0$) for all transects and the distance from the tree line or middle of the HRGS (grass) (0 m) to the road (14 m) between the tree patch (green) and the grass (brown) for the a) day and b) night. A positive value means a warming effect and a negative value mean a cooling effect. The line represents the predicted values and the shade area represent the confidence interval.

2.3.2 Biotic Factor Effect of Tree Patches During the Day

As mentioned earlier, only the relationship between temperature and GAP was not significant in the model (Figure 2.4). Otherwise, the effect of GAP varied along the distance between the forest edge and the highway and tended to have a cooling effect of -1°C beyond the 2m line, stabilizing around -0.5°C as we get closer to the road. The response to the density of trees (G_large) showed a -1.75°C effect on the temperature until $12\text{ m}^2/\text{ha}$ of basal area and then a positive effect as the density further increased. There was little variation in the effect of the density and distance with a cooling effect around -1.5°C all the way between the trees and the road. Regarding the density ratio (G_ratio), the lower and higher ratios tended to have a decreasing effect on temperature and this effect did not vary with distance until around the 12 m mark, where it seemed to increase. Finally, the tree Hs had a decreasing effect on the temperature starting at approximately Shannon index of 0.2. This factor showed the most variation in effect depending on the distance with diminution of effect to 0.75°C as we get closer to the highway, but overall an effect of 1°C on the relative temperature. The biotic part of the model explained only 4,5% of the total deviance (Table 2.3).

Table 2.3 : Individual effect of each biotic factors represented by the deviance explained in the model

Factor	Explained deviance	
	Day	Night
Hs_large	1.3%	0.5%
G_ratio	0.9%	1.4%
G_large	1.9%	1.9%
GAP	1.7%	1.9%

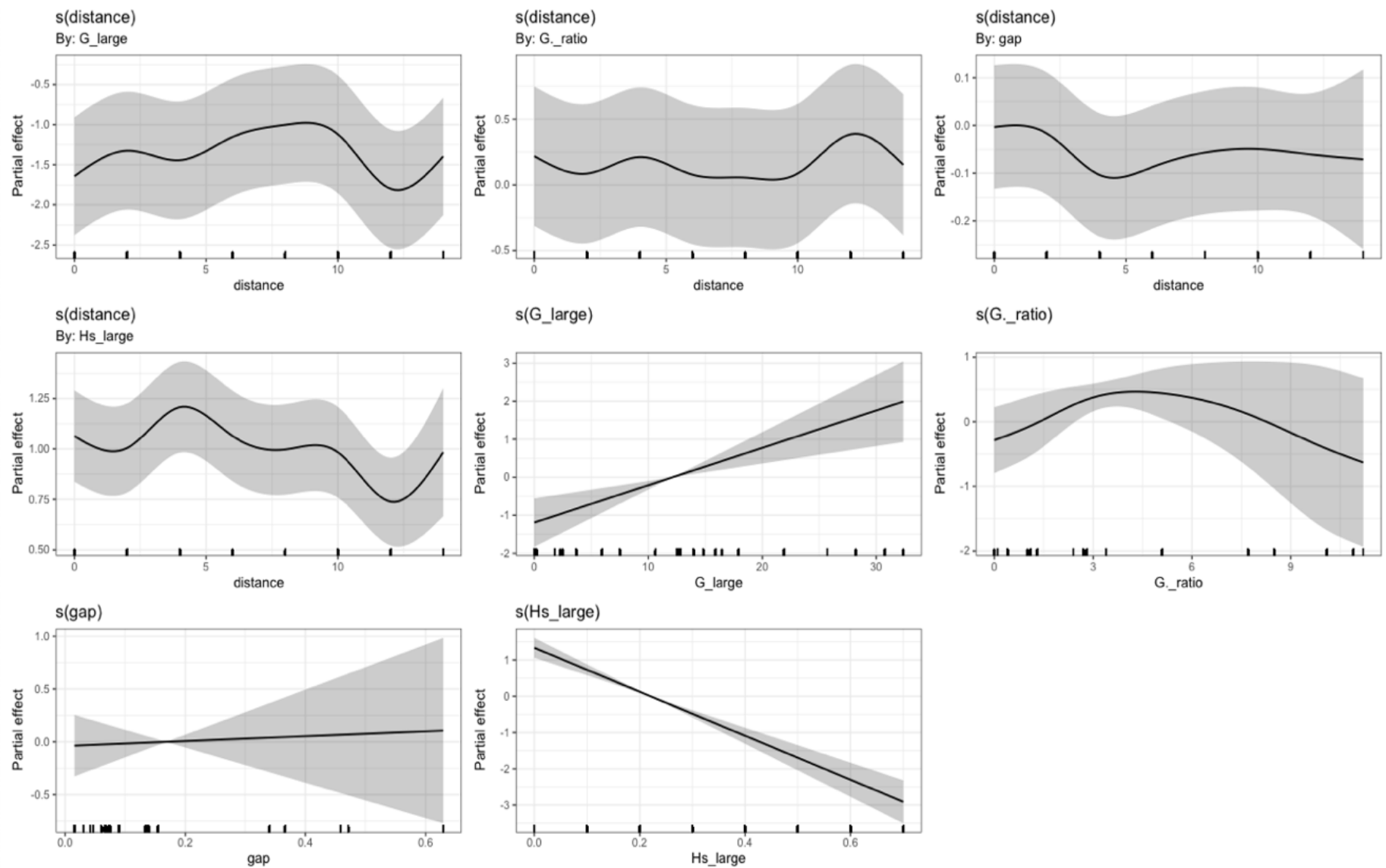


Figure 2.4: Response plot of the biotic factors in the daytime model, where partial effect is the warming effect when positive or cooling effect when negative in Celsius of the single factor among all the other factors.

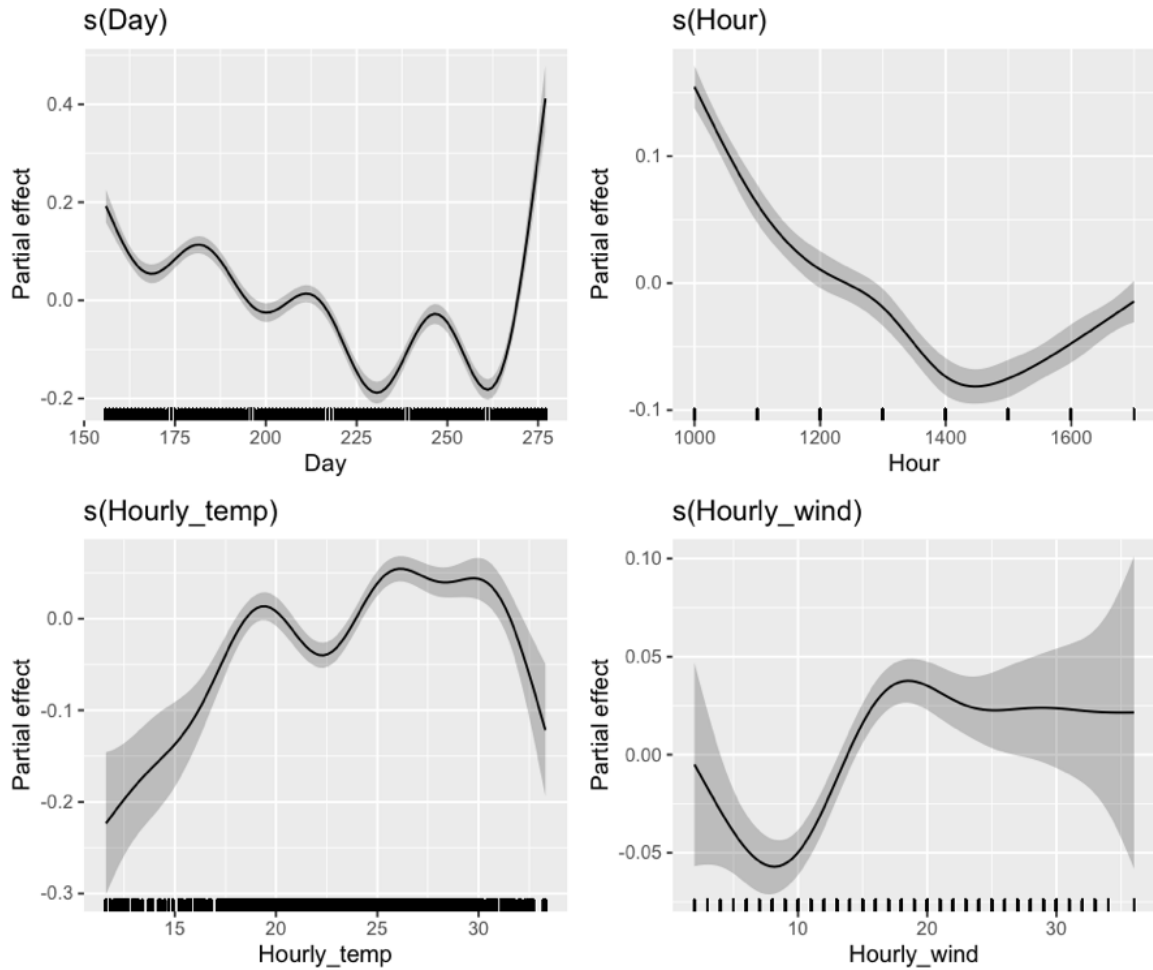


Figure 2.5: Response plots for the abiotic factors in the day model, where partial effect is the warming effect when positive or cooling effect when negative in celcius of the single factor among all the other factors.

2.3.3 Abiotic factor effects during the day

The response plots of the abiotic factors (Figure 2.5) of the best-fitting model were all significant but only explained 2.1% of the deviance in the model. The effect of the hour of the day on the relative temperature decreased and became negative around 12:00, then reached a minimum at 14:00 before increasing again. Over the summer the effect of time was cyclic but decreased from a positive effect to a negative effect between days of the year 215 and 270. As it gets warmer (>24°C), the hourly temperature reduced the cooling effect of the tree patch, but over 32°C the tree patch resume is cooling effect. There was only a variation of 0,1°C in the effect overall due

to wind, going from a minimum of -0.05°C with winds of 8 km/h to reach a maximum effect of 0.04°C at 18 km/h, and a plateau of 0.025°C with winds higher than 24 km/h.

2.3.4 Biotic Factor Effects During the Night

The GAM model for nighttime produced all significant relationships with the temperature except with the density ratio (G_{ratio}) (Figure 2.6). Nonetheless, the density ratio is significant when placed in relation to the distance, but there is close to no effect with a variation around 0°C . As for the density of trees, the response plot showed a negative linear relation with the temperature past $12\text{ m}^2/\text{ha}$. However, when placed in relation with distance, G_{large} had a positive effect of 0.2°C on the temperature, but this tendency switched closer to the road. For the Shannon index of trees (Hs_{large}), the relation was reversed for the night as opposed to the day. Indeed, as the index increased, the effect on the temperature increased. In relation to distance, the effect was practically constant around -1.75°C , but decreased after around 12 m. At last, the GAP factor showed the same decreasing relation with temperature as Hs , but in interaction with the distance the partial effect increased as we go further from the trees. The biotic factors also explained 4.5% of the model (Table 2.3).

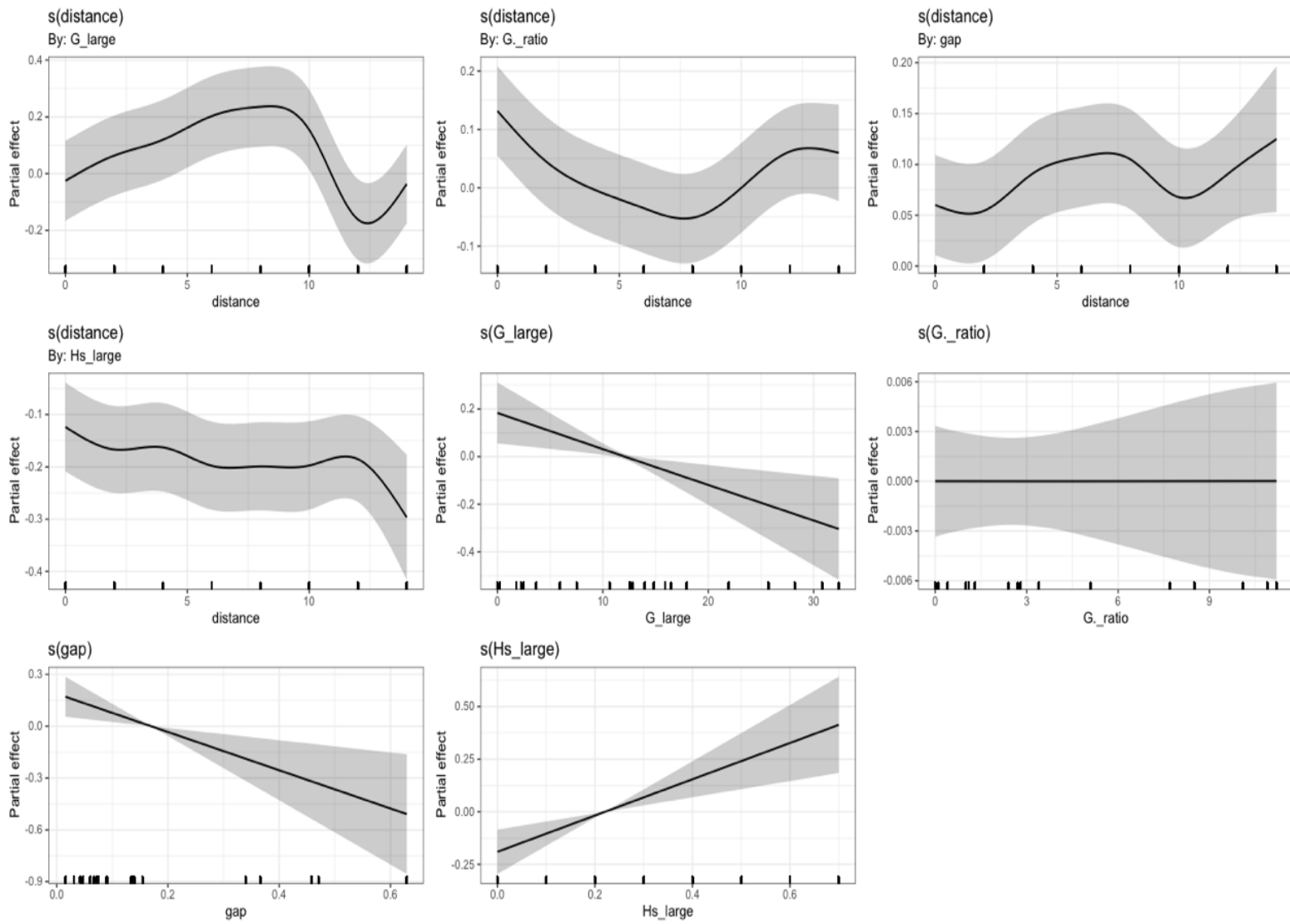


Figure 2.6: Response plots of the biotic factors for the night, where partial effect is the warming effect when positif or cooling effect when negative in celcius of the single factor among all the other factors.

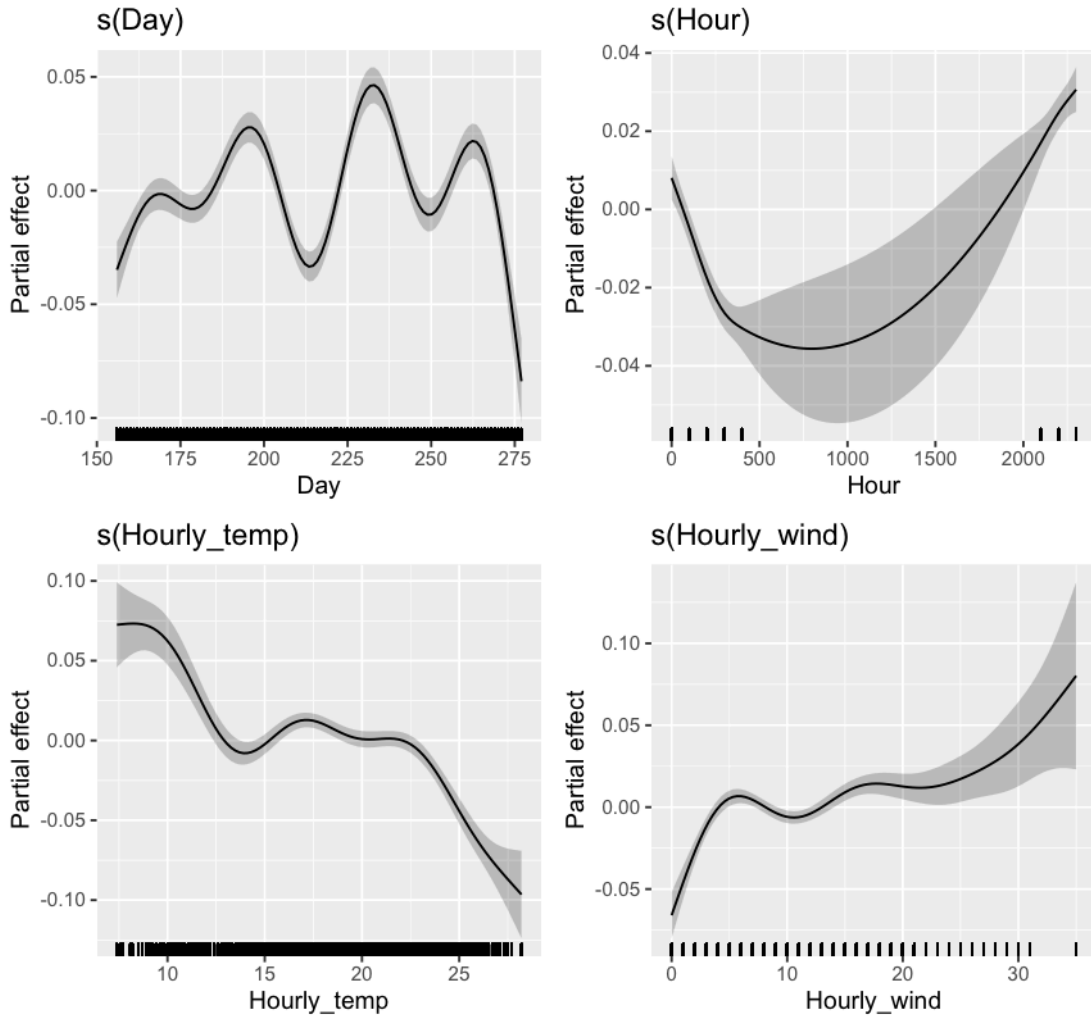


Figure 2.7: Response plots for the abiotic factor in the night model, where partial effect is the warming effect when positif or cooling effect when negative in celcius of the single factor among all the other factors.

2.3.5 Abiotic factor effects during the night

The abiotic part of the model (Figure 2.7) showed that at night the effect decreases and becomes negative from 1 a.m. to reach a maximum effect of -3°C (no value between 4:00 and 21:00). Throughout the summer the effect is cyclical and varied around 0. The relation between wind and temperature was the same as in the day. At low speeds, the effect is negative, with a slight increase as it reached 20 km/h and more. As the night got warmer ($>22^{\circ}\text{C}$), the effect of the tree patch on the relative temperature tended to be negative. Abiotic factors only explained 0.9% of the variation in the relationship between temperature and distance.

GAM showed that the last four biotic factors remaining from the stepwise backward selection (Hs, G_large, GAP and G_ratio) were significant, except the GAP during the day and density ratio at night. We observed little to no effect on the predicted value of the temperature for each biotic factor, except the density ratio at daytime where the cooling effect goes as far as -0.67°C at a lower ratio and -0.94°C with a high ratio (Figure 2.8).

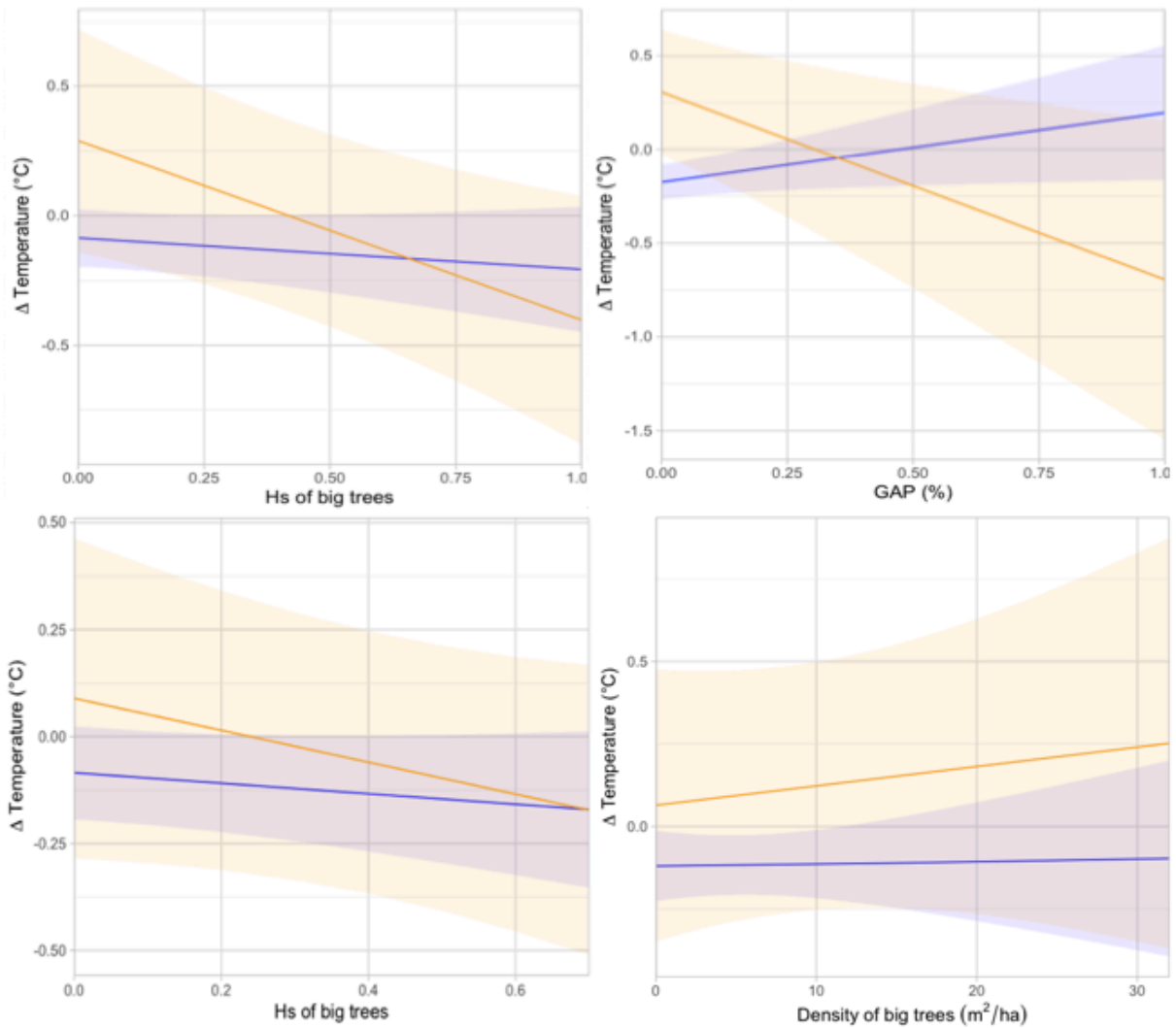


Figure 2.8: Predicted value plots of the effect of the four biotic factors on the relative variation of temperature for the day (orange) and the night (blue). Confidence intervals of 95%.

2.4 Discussion

2.4.1 Cooling effect of the tree patches in comparison with grass

This study's objective was to quantify the cooling effect of tree patches in urban highway environments. The results showed that, first, there is an effect of trees on the temperature when compared to treeless grass. Second, the cooling pattern of the tree changes between the day and night with a stronger effect during the night, with a difference of 0.4°C between the tree line and the road, which is consistent with previous studies (Aram *et al.*, 2019 ; Chen *et al.*, 2020). Looking at the results for daytime, we see that the variation in temperature between the trees and the road is practically constant around 0°C. This might be explained by the colder microclimate that is created in tree patches and help regulate the heat of the road outside of the patch (Jiao *et al.*, 2017). This cooling effect from the tree patch compared to the temperature over grass, where the relative temperature oscillates from 0.23°C to 0.62°C, is around 0.42°C. These results of a positive effect on temperature over grass in HRGS were expected (Aram *et al.*, 2019 ; Armson *et al.*, 2012). However, the modelling approach used in our study allows to investigate to what extent trees can reduce the temperature compared to grass. The slight negative relationship, showing a decreasing effect on temperature as we get closer to the highway, which is the opposite of what we expected, can probably be explained by the air movement along the trees. Wind loses speed near the trees so heat tends to be trapped along the tree line (Morakinyo *et al.*, 2020 ; Seidl *et al.*, 2014).

As for nighttime, our modelling shows that the tree patches had a total cooling effect of -0.4°C from 0 m to 14 m with a cooling effect of -0.15°C up to 7 m. But as we get closer to the highway, the release of heat from the pavement increases the temperature and has a warming effect 0.2°C on the temperature. Those findings go along with previous studies of cooling effect and the impact of impervious surfaces on UHI during the night (Chen *et al.*, 2020 ; Mehrotra *et al.*, 2021 ; Takebayashi et Moriyama, 2009 ; Xu *et al.*, 2021). Our modelling approach shows that it tends to be warmer over the grass in the middle of the HRGS than closer to the highway during the night. Similar results have been observed by Armson *et al.*, (2012) and Shiflett *et al.*, (2017) where not much difference was observed between the air temperature above the grass and above the

asphalt. The variation we observe in our modelling could have been related to abiotic factors such as the wind that tend to cool the air closer to the highway or to a lower transpiration rate from the grass since, even if we didn't measure the humidity level of the ground, the soil in grassy HRGS was dry and hard packed, suggesting that water retention and water access was difficult for the plants (Beaudoin, 1992 ; Blair *et al.*, 2019). Lower transpiration decreases the cooling effect during the night which translates to the increased temperature readings we observed in the middle of the grass (Rahman *et al.*, 2018).

2.4.2 Biotic Factor in Cooling Effect

The only significant daytime biotic factor is the density ratio between trees and saplings. This informs us that a tree patch with near equal density of smaller and larger trees, therefore a more diversified vertical structure of the canopy have a greater effect on cooling temperature. That tendency goes along with our hypotheses that a more diverse tree assemblage, with small and large trees, will have a greater effect in cooling temperatures (Chen *et al.*, 2020 ; Park *et al.*, 2017, 2017). On the other hand, our result also showed a cooling effect of a tree patch dominated by larger trees and this interaction between a high density ratio and temperature does not go along with our hypotheses of a greater cooling effect in a more diverse tree patch. Those finding are not consistent with past studies on the effect of vertical structure diversity on cooling (Chen *et al.*, 2020 ; Park *et al.*, 2017), but go along with the findings that bigger trees have a larger effect on decreasing temperatures with greater radiation interception and transpiration (Helletsgruber *et al.*, 2020 ; Rahman *et al.*, 2020b).

In highway environments, a higher species diversity, tree density or canopy cover, does not change the effect trees have on temperature, in contrast with the urban environment (Chen *et al.*, 2020 ; Vieira *et al.*, 2018 ; Wang *et al.*, 2021). The cooling effect tends to be the same regardless of species or canopy structure (Rahman *et al.*, 2018, 2020a ; Shiflett *et al.*, 2017). Those results can be explained by the overall air temperature in highway environment. As it gets hotter at daytime or nighttime, the cooling effect tends to be the same regardless of species or canopy structure (Rahman *et al.*, 2018, 2020a ; Shiflett *et al.*, 2017). The absence of an influence of the biotic factors could also be explained by the high variation between each site and each reading

despite controls in the modelling exercise. Also, even though we measured different biotic factors to find what drives the variation and the cooling effect of the tree patches in HRGS, it may also be possible that we did not measure the most important drivers. Biotic and abiotic drivers we could have measured were respectively the evapotranspiration and relative humidity, which influence the cooling efficiency of green infrastructure to mitigate UHI (Chen *et al.*, 2019 ; Rahman *et al.*, 2020a).

2.5 Conclusion

Our study aimed at determining whether green infrastructure, here tree patches, has a significant cooling effect around highways and to what extent, depending on the diversity and structure of the patch. Our results show that these patches have a cooling effect of -0.4°C in highway environment compared to grass only during the day, by regulating the temperature between the highway and the tree line around 0°C , as opposed to the high variations and an average of 0.4°C warmer over grass. As for the effect during the night, trees have a direct negative effect on temperature up to 7-8m from the tree line and a total cooling effect of around -0.4°C between the trees and the road. Despite the fact that our models were able to confidently say, for both day and night, that the density and diversity of large trees, the density ratio between large and small trees, and the percentage of canopy gaps all had a significant influence on the relationship with temperature; the effects of these biological characteristics were almost all null or negligible. This study revealed that simply adding trees in highway environments is an effective way to reduce their contribution to urban heat islands. In future research, we suggest studying the ceasing of the mowing of verges and ramps to see the impact it will have on the natural recovery of vegetation and cooling of highways, but also many other ecosystem services that we didn't study. The important part as for future management or planting is to put forward green infrastructure that will be resilient, resistant and that will persist over time in the face of global change. This could be a benefit to municipalities, as any intervention that simply promotes the presence of trees in this environment will have a positive impact.

2.6 Acknowledgements

We recognize the financial contributions of the city of Laval as well as the “Programme Climat municipalités” from the Quebec government’s MELCC to the success of this project. We also thank the City of Laval and Transport Quebec for planning this project, access to data from past plantations, choosing the sites, and permission and advice on accessing them and installing our equipment safely.

CHAPITRE 3

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette recherche sur l'effet rafraichissant des infrastructures vertes en milieu autoroutier est l'une des premières du genre. En effet, bon nombre d'études ont été faites pour documenter comment les arbres en milieu urbain peuvent aider à lutter contre les ICU. Par contre, ces études se sont concentrées uniquement sur le milieu urbain sans considérer les emprises autoroutières où la problématique d'ICU est tout aussi présente (Deilami *et al.*, 2018). Les résultats de ces études obtenus en ville sont difficilement transposables au milieu autoroutier, puisque les conditions environnementales sont différentes (Kardinal Jusuf *et al.*, 2007 ; Morakinyo *et al.*, 2020). Ceci vient donc compliquer le travail des personnes qui font la planification des aménagements. C'est cette lacune dans la littérature qui a inspiré notre étude afin de mieux comprendre les effets des arbres en milieu autoroutier et ainsi mieux outiller les villes pour faire des aménagements efficaces. C'est en ce sens que nos objectifs se sont orientés vers (1) mieux comprendre la dynamique de variation spatio-temporelle de la température entre les aménagements végétaux et la route au sein des bretelles d'autoroutes et (2) évaluer l'efficacité des aménagements sur la portée du refroidissement selon leurs différentes caractéristiques biophysiques, pour ultimement savoir : quelle est l'influence des aménagements forestiers en milieu autoroutier sur la diminution des températures des îlots de chaleur urbains ?

Pour parvenir à répondre à cette question, un réseau de 27 transects de sondes de température a été déployé sur le territoire lavallois dans dix bretelles d'autoroutes, dont huit avec des massifs forestiers divers et deux uniquement recouvertes de gazon. Ces transects, installés entre les arbres et la route ou entre le centre de la bretelle et la route pour les bretelles gazonnées, consistaient en 6 à 8 sondes de températures protégées par un bouclier de radiation solaire et placées à tous les 2 m sur des tuteurs de bois. Pour répondre au premier objectif, les sondes ont récolté des données toutes les 15 minutes, et ce de juin à octobre. Pour permettre de répondre au deuxième objectif, en plus des données de température, chaque massif forestier a été inventorié et caractérisé selon différents indices de biodiversité et de structure verticale et

horizontale obtenus à partir des données de diamètre à hauteur de poitrine de chaque arbre et arbuste dans des placettes de 100 m². Avec au total près de 65 000 données températures et une douzaine d'indices différents, c'est avec des modèles additifs généralisés que nous avons tenté d'observer une relation d'une part entre la température et la distance et d'autre part entre la température et les différents aménagements forestiers.

La première hypothèse de cette recherche, en lien avec le premier objectif, était que l'air allait être plus frais près des arbres et celle-ci allait se réchauffer en s'approchant de l'autoroute. Les résultats que nous avons obtenus permettent de confirmer et d'infirmer l'hypothèse. En effet, en comparant les données de variation de température des bretelles gazonnées aux bretelles aménagées, il est possible de voir que pour le jour, les arbres diminuent la température en moyenne de 0,42 °C par rapport au gazon, mais la température est constante plus on s'approche de l'autoroute. Pour la nuit, les arbres rafraichissent aussi l'air de 0,4°C dans l'espace entre la ligne d'arbre et la route contrairement aux bretelles gazonnées où l'air au-dessus du gazon y est plus chaud et se rafraichit plus on s'approche des routes. Ainsi, l'hypothèse est confirmée quant à l'effet refroidissant des arbres en comparaison au gazon, mais infirmée quant à l'augmentation de la température en s'approchant de la route pour le jour.

Notre deuxième hypothèse, la diversité de structure et/ou d'espèce de l'aménagement a un effet sur le potentiel de refroidissement de celui-ci, cherchait à répondre au deuxième objectif et nos résultats n'ont pas permis de la confirmer. Malgré le fait que nos modèles ont permis de dire avec confiance, autant pour le jour que la nuit, que la densité et la diversité des gros arbres, le ratio de densité entre les gros arbres et les petits arbres, et que le pourcentage de trouées dans la canopée avaient tous une influence significative sur la relation avec la température ; les effets de ces caractéristiques biologiques étaient presque tous nuls ou négligeables. Il y a l'exception du ratio de densité le jour qui a un effet sur la température quand le ratio de densité est soit près de 1 ou très élevé. Ce qui nous dit, en d'autres mots, que des aménagements avec une structure verticale continue, avec plusieurs strates de végétation, ou une structure dominée par les gros arbres, ont un plus grand effet de refroidissement que les aménagements avec une légère dominance pour les arbres matures aux dépens des arbres juvéniles.

Le fait qu'aucune distinction n'est notable entre les différentes caractéristiques des aménagements peut être expliqué par la grande variabilité entre les différents sites à l'étude et entre les différents aménagements. En effet, en essayant de contrôler pour la variation de la distance entre les aménagements et la route, un grand nombre de sites qui auraient permis de diminuer la variabilité ont dû être abandonnés. De plus, l'accès à certaines bretelles n'était pas possible pour des raisons de sécurité ou d'autorisations réduisant d'autant plus le nombre de sites disponible à échantillonner.

Somme toute, en prenant en considération que cette recherche était surtout exploratoire, étant dans les premières à ma connaissance à étudier le potentiel de mitigation des îlots de chaleur urbains qu'ont les infrastructures vertes. Nos résultats confirment que la présence d'arbres dans les emprises autoroutières est importante pour diminuer la température de l'air, peu importe comment ceux-ci sont plantés ou quelles espèces sont plantées. Cela pourrait représenter un avantage pour les municipalités; en effet, toute intervention favorisant simplement la présence d'arbre dans ce milieu aura un impact positif. Malgré tout, je crois qu'il est important de travailler à conserver les aménagements existants dans les emprises autoroutières et de promouvoir une plantation sous couvert dans celle-ci, puisqu'à la lumière de ce que j'ai aperçu lors de mon étude, plusieurs de ces aménagements sont en mauvais état avec des arbres malades ou mort dans les aménagements. De plus, l'optimisation de l'espace disponible sur les bretelles pourrait être mise de l'avant dans des plantations futures ou comme ajout autour d'aménagements existants. Malheureusement, la superficie occupée par les arbres ne représente souvent qu'un faible pourcentage de la superficie disponible, ce qui réduit le potentiel de mitigation des bretelles. Finalement, l'étude de l'impact de l'abandon de la tonte du gazon autant sur la température que sur le potentiel de reprise graduelle d'un écosystème diversifié quasi naturel dans les emprises d'autoroute sans le moindre effort ou coût associé, serait une perspective de recherche très intéressante pour répondre à la question de l'aménagement de ces milieux trop souvent négligés. Dans le même ordre d'idée, je n'ai qu'étudié la réduction de la température comme service écosystémique, ces infrastructures vertes peuvent remplir bien d'autres services écosystémiques qui répondent probablement à la diversité. C'est pourquoi nous sommes évidemment intéressés

à ce que ces infrastructures vertes soient résilientes et résistantes, et persistent dans le temps face aux changements globaux. La biodiversité est le meilleur outil que nous possédons.

ANNEXE A
PHOTO DU DISPOSITIF



Figure A.1 : Image du dispositif dans une bretelle d'autoroute recouverte uniquement de gazon. Les sondes sont perpendiculaires avec la route et vont vers le centre de la bretelle.



Figure A.2: Image du bouclier thermique en coroplaste recouvert d'adhésif à conduit de ventilation qui protège la sonde des radiations solaires et aide à la circulation d'air autour de celle-ci. La sonde est placée à l'intérieur du réceptacle qui pend sous le bouclier supérieur.



Figure A.3 : Image qui représente comment plusieurs transects étaient installés lorsque la taille de l'infrastructure verte le permettait. Les transects étaient à au moins 12 mètres l'un de l'autre.



Figure A.4 : Image de la disposition des sondes le long du transect. Les sondes étaient installées en ligne la plus droite possible. L'angle des tuteurs n'était pas toujours à 90° avec le sol puisque la dureté du sol pouvait rendre l'installation plus difficile.

ANNEXE B
LOCALISATIONS DES SITES

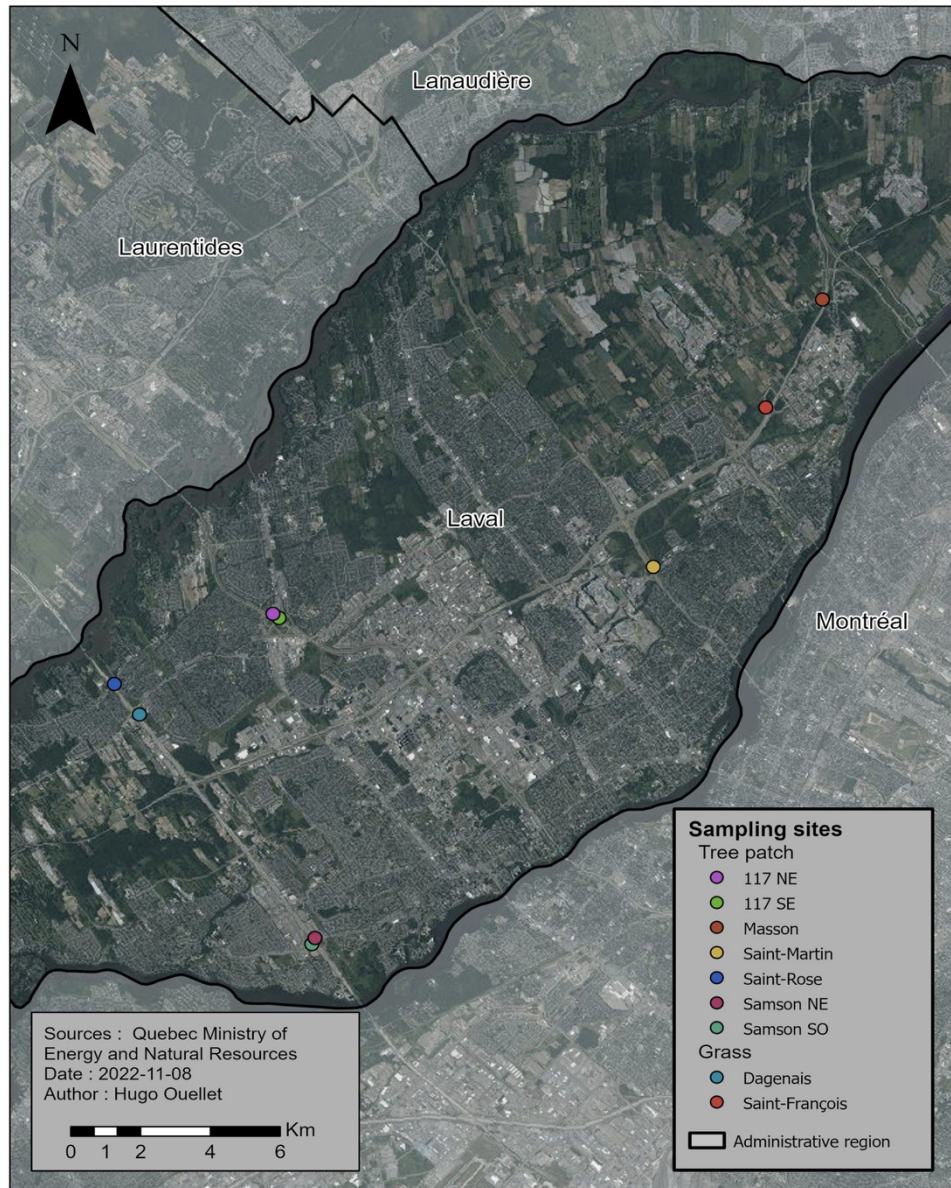


Figure B.1: Carte des positions de chaque site dans le système autoroutier lavalais

Tableau B.1: Information sur chaque site échantillonné

Nom du site	Coordonnées de latitude	Coordonnées de longitude	Type de végétation	Nombre de transects (permanent-temporaire)	Longueur (m)	Type de route	Nom de la route
Samson SO	-73,777695866	45,523570738	Arbres	1-2	10	Autoroute	13
Samson NE	-73,776827031	45,524753676	Arbres	1-1	12	Autoroute	13
Dagenais	-73,822097068	45,567502871	Gazon	1-0	17,5	Autoroute	13
Saint-Rose	-73,828496137	45,573322111	Arbres	1-2	14	Autoroute	13
117 SE	-73,786066947	45,585952895	Arbres	1-2	10	Autoroute	15
117 NE	-73,787688198	45,586723640	Arbres	1-1	14	Autoroute	15
Masson	-73,646217910	45,646756640	Arbres	1-4	10	Autoroute	440
Saint-François	-73,659714500	45,628464100	Arbres	1-2	12	Autoroute	440
Saint-François triangle	-73,660845132	45,626188939	Gazon	1-0	17,5	Autoroute	440
Saint-Martin	-73,689788978	45,595684068	Arbres	1-2	12	Boulevard	Bld. Saint-martin

RÉFÉRENCES

A, Y., Wang, G., Liu, T., Xue, B. et Kuczera, G. (2019). Spatial variation of correlations between vertical soil water and evapotranspiration and their controlling factors in a semi-arid region. *Journal of Hydrology*, 574, 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.023>

Aram, F., Higuera García, E., Solgi, E. et Mansournia, S. (2019). Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, 5(4), e01339. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339>

Armson, D., Stringer, P. et Ennos, A. R. (2012). The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 245-255. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.05.002>

Arnfield, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology*, 23(1), 1-26. <https://doi.org/10.1002/joc.859>

Baró, F., Camacho, D. A., Pérez Del Pulgar, C., Triguero-Mas, M. et Anguelovski, I. (2021). School greening: Right or privilege? Examining urban nature within and around primary schools through an equity lens. *Landscape and Urban Planning*, 208, 104019. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.104019>

Bates, C. R., Bohnert, A. M. et Gerstein, D. E. (2018). Green Schoolyards in Low-Income Urban Neighborhoods: Natural Spaces for Positive Youth Development Outcomes. *Frontiers in Psychology*, 9, 805. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2018.00805>

Beaudoin, R. (1992). Observations sur la tolérance aux embruns salins d'espèces ligneuses en plantation aux abords des autoroutes. *The Forestry Chronicle*, 68(4), 496-502. <https://doi.org/10.5558/tfc68496-4>

Blair, S. A., Koeser, A. K., Knox, G. W., Roman, L. A., Thetford, M. et Hilbert, D. R. (2019). Health and establishment of highway plantings in Florida (United States). *Urban Forestry & Urban*

Greening, 43, 126384. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126384>

Bohrer, G., Katul, G. G., Walko, R. L. et Avissar, R. (2009). Exploring the Effects of Microscale Structural Heterogeneity of Forest Canopies Using Large-Eddy Simulations. *Boundary-Layer Meteorology*, 132(3), 351-382. <https://doi.org/10.1007/s10546-009-9404-4>

Brugge, D., Durant, J. L. et Rioux, C. (2007). Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. *Environmental Health*, 6(1), 23. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-6-23>

Brune, M. (2016, mai). *Urban trees under climate change. Potential impacts of dry spells and heat waves in three German regions in the 2050s* (24). Climate Service Center Germany.

Cassiani, M., Katul, G. G. et Albertson, J. D. (2008). The Effects of Canopy Leaf Area Index on Airflow Across Forest Edges: Large-eddy Simulation and Analytical Results. *Boundary-Layer Meteorology*, 126(3), 433-460. <https://doi.org/10.1007/s10546-007-9242-1>

Chen, J., Jin, S. et Du, P. (2020). Roles of horizontal and vertical tree canopy structure in mitigating daytime and nighttime urban heat island effects. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 89, 102060. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102060>

Chen, X., Zhao, P., Hu, Y., Ouyang, L., Zhu, L. et Ni, G. (2019). Canopy transpiration and its cooling effect of three urban tree species in a subtropical city- Guangzhou, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 43, 126368. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126368>

Deilami, K., Kamruzzaman, Md. et Liu, Y. (2018). Urban heat island effect: A systematic review of spatio-temporal factors, data, methods, and mitigation measures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 67, 30-42. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.009>

Dmuchowski, W., Baczewska-Dąbrowska, A., Gozdowski, D., Brągoszewska, P., Gworek, B., Suwara, I., Chojnacki, T., Józwiak, A. et Swiezewska, E. (2021). Effect of salt stress in urban

conditions on two *Acer* species with different sensitivity. *PeerJ*, 9, e10577. <https://doi.org/10.7717/peerj.10577>

Duarte, M. M., Moral, R. de A., Guillemot, J., Zuim, C. I. F., Potvin, C., Bonat, W. H., Stape, J. L. et Brancalion, P. H. S. (2021). High tree diversity enhances light interception in tropical forests. *Journal of Ecology*, 109(7), 2597-2611. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13669>

Giguère, M., Institut national de santé publique du Québec et Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. (2010). *Mesures de lutte aux îlots de chaleur urbains revue de littérature*. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, Institut national de santé publique Québec. <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/2007095>

Gkatsopoulos, P. (2017). A Methodology for Calculating Cooling from Vegetation Evapotranspiration for Use in Urban Space Microclimate Simulations. *Procedia Environmental Sciences*, 38, 477-484. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2017.03.139>

Helletsgruber, C., Gillner, S., Gulyás, Á., Junker, R. R., Tanács, E. et Hof, A. (2020). Identifying Tree Traits for Cooling Urban Heat Islands—A Cross-City Empirical Analysis. *Forests*, 11(10), 1064. <https://doi.org/10.3390/f11101064>

Holden, Z. A., Klene, A. E., F. Keefe, R. et G. Moisen, G. (2013). Design and evaluation of an inexpensive radiation shield for monitoring surface air temperatures. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, 281-286. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.06.011>

INSPQ, I. national de santé publique du Q. (2012). *Îlots de chaleur/fraîcheur urbains et température de surface 2012* [interactive]. <http://www.monclimatmasante.qc.ca/%C3%AElots-de-chaleur.aspx>

Jiao, M., Zhou, W., Zheng, Z., Wang, J. et Qian, Y. (2017). Patch size of trees affects its cooling effectiveness: A perspective from shading and transpiration processes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 247, 293-299. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.08.013>

Johnson, P. S. et Weigel, D. R. (1990). Models for Estimating DBH from Stump Diameter for Southern Indiana Oaks. *North Central Forest Experiment Station*.

Kardinal Jusuf, S., Wong, N. H., Hagen, E., Anggoro, R. et Hong, Y. (2007). The influence of land use on the urban heat island in Singapore. *Habitat International*, 31(2), 232-242. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2007.02.006>

L. Haddad et Z. Aouachria. (2015). *Impact Of The Transport On The Urban Heat Island*. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.1108334>

Lei, X., Wang, W. et Peng, C. (2009). Relationships between stand growth and structural diversity in spruce-dominated forests in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(10), 1835-1847. <https://doi.org/10.1139/X09-089>

Levine, C. R., Cogbill, C. V., Collins, B. M., Larson, A. J., Lutz, J. A., North, M. P., Restaino, C. M., Safford, H. D., Stephens, S. L. et Battles, J. J. (2019). Estimating historical forest density from land-survey data: a response to Baker and Williams (2018). *Ecological Applications*, 29(8). <https://doi.org/10.1002/eap.1968>

Li, Y., Schubert, S., Kropp, J. P. et Rybski, D. (2020). On the influence of density and morphology on the Urban Heat Island intensity. *Nature Communications*, 11(1), 2647. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16461-9>

Manickathan, L., Defraeye, T., Allegrini, J., Derome, D. et Carmeliet, J. (2018). Parametric study of the influence of environmental factors and tree properties on the transpirative cooling effect of trees. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, 259-274. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.10.014>

Manoli, G., Fatichi, S., Schläpfer, M., Yu, K., Crowther, T. W., Meili, N., Burlando, P., Katul, G. G. et Bou-Zeid, E. (2019). Magnitude of urban heat islands largely explained by climate and population. *Nature*, 573(7772), 55-60. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1512-9>

Marshall, A. J., Grose, M. J. et Williams, N. S. G. (2019). From little things: More than a third of public green space is road verge. *Urban Forestry & Urban Greening*, 44, 126423. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126423>

Mehrotra, S., Subramanian, D., Bardhan, R. et Jana, A. (2021). Effect of surface treatment and built form on thermal profile of open spaces: A case of Mumbai, India. *Urban Climate*, 35, 100736. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100736>

Meier, R., Cascio, W. E., Ghio, A. J., Wild, P., Danuser, B. et Riediker, M. (2014). Associations of Short-Term Particle and Noise Exposures with Markers of Cardiovascular and Respiratory Health among Highway Maintenance Workers. *Environmental Health Perspectives*, 122(7), 726-732. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307100>

Meili, N., Manoli, G., Burlando, P., Carmeliet, J., Chow, W. T. L., Coutts, A. M., Roth, M., Velasco, E., Vivoni, E. R. et Fatichi, S. (2021). Tree effects on urban microclimate: Diurnal, seasonal, and climatic temperature differences explained by separating radiation, evapotranspiration, and roughness effects. *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126970. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126970>

MELCC. (2022). *Normales climatiques 1981-2010: Climat du Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/climat-qc.htm>

MFFP. (2021). *Zones de végétation, domaines bioclimatiques et régions écologiques* (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec). https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/inventaire/CA_zones_domaines_regions_ecologiques.pdf

Morakinyo, T. E., Ouyang, W., Lau, K. K.-L., Ren, C. et Ng, E. (2020). Right tree, right place (urban canyon): Tree species selection approach for optimum urban heat mitigation - development and evaluation. *Science of The Total Environment*, 719, 137461. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137461>

Moudon, A. V. (2009). Real Noise from the Urban Environment. *American Journal of Preventive Medicine*, 37(2), 167-171. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2009.03.019>

MTQ. (2022). *Projets routiers de la région métropolitaine de Montréal* [gouvernemental]. Ministère des transports, Québec. <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/projets-infrastructures/reseau-routier/projets-routiers/CMM/Pages/region-metropolitaine.aspx>

Oke, T. R. (1982). The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 108(455), 1-24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>

Onishi, A., Cao, X., Ito, T., Shi, F. et Imura, H. (2010). Evaluating the potential for urban heat-island mitigation by greening parking lots. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(4), 323-332. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.06.002>

Ossola, A., Jenerette, G. D., McGrath, A., Chow, W., Hughes, L. et Leishman, M. R. (2021). Small vegetated patches greatly reduce urban surface temperature during a summer heatwave in Adelaide, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 209, 104046. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104046>

O'Sullivan, O. S., Holt, A. R., Warren, P. H. et Evans, K. L. (2017). Optimising UK urban road verge contributions to biodiversity and ecosystem services with cost-effective management. *Journal of Environmental Management*, 191, 162-171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.062>

Ouyang, W., Morakinyo, T. E., Ren, C. et Ng, E. (2020). The cooling efficiency of variable greenery coverage ratios in different urban densities: A study in a subtropical climate. *Building and Environment*, 174, 106772. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106772>

Pach, M. et Podlaski, R. (2015). Tree diameter structural diversity in Central European forests with *Abies alba* and *Fagus sylvatica*: managed versus unmanaged forest stands. *Ecological Research*, 30(2), 367-384. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1232-4>

Park, J., Kim, J.-H., Lee, D. K., Park, C. Y. et Jeong, S. G. (2017). The influence of small green space type and structure at the street level on urban heat island mitigation. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 203-212. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.12.005>

Park, R. J., Behrer, A. P. et Goodman, J. (2020). Learning is inhibited by heat exposure, both internationally and within the United States. *Nature Human Behaviour*. <https://doi.org/10.1038/s41562-020-00959-9>

Pedersen, E. J., Miller, D. L., Simpson, G. L. et Ross, N. (2019). Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. *PeerJ*, 7, e6876. <https://doi.org/10.7717/peerj.6876>

Phillips, B. B., Bullock, J. M., Osborne, J. L. et Gaston, K. J. (2020). Ecosystem service provision by road verges. *Journal of Applied Ecology*, 57(3), 488-501. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13556>

Pond, N. C. et Froese, R. E. (2014). Evaluating published approaches for modelling diameter at breast height from stump dimensions. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 87(5), 683-696. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu029>

Qiu, K. et Jia, B. (2020). The roles of landscape both inside the park and the surroundings in park cooling effect. *Sustainable Cities and Society*, 52, 101864. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101864>

Rahman, M. A., Hartmann, C., Moser-Reischl, A., von Strachwitz, M. F., Paeth, H., Pretzsch, H., Pauleit, S. et Rötzer, T. (2020a). Tree cooling effects and human thermal comfort under contrasting species and sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, 287, 107947. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107947>

Rahman, M. A., Moser, A., Gold, A., Rötzer, T. et Pauleit, S. (2018). Vertical air temperature gradients under the shade of two contrasting urban tree species during different types of summer days. *Science of The Total Environment*, 633, 100-111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.168>

Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T. et Pauleit, S. (2019). Comparing the transpirational and shading effects of two contrasting urban tree species. *Urban Ecosystems*, 22(4), 683-697. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00853-x>

Rahman, M. A., Stratopoulos, L. M. F., Moser-Reischl, A., Zölch, T., Häberle, K.-H., Rötzer, T., Pretzsch, H. et Pauleit, S. (2020b). Traits of trees for cooling urban heat islands: A meta-analysis. *Building and Environment*, 170, 106606. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106606>

Ren, Z., He, X., Pu, R. et Zheng, H. (2018). The impact of urban forest structure and its spatial location on urban cool island intensity. *Urban Ecosystems*, 21(5), 863-874. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0776-4>

Sabrin, S., Karimi, M., Nazari, R., Pratt, J. et Bryk, J. (2021). Effects of Different Urban-Vegetation Morphology on the Canopy-level Thermal Comfort and the Cooling Benefits of Shade Trees: Case-study in Philadelphia. *Sustainable Cities and Society*, 66, 102684. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102684>

Sagarese, S. R., Frisk, M. G., Cerrato, R. M., Sosebee, K. A., Musick, J. A. et Rago, P. J. (2014). Application of generalized additive models to examine ontogenetic and seasonal distributions of spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in the Northeast (US) shelf large marine ecosystem. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(6), 847-877. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0342>

Sanusi, R., Johnstone, D., May, P. et Livesley, S. J. (2016). Street Orientation and Side of the Street Greatly Influence the Microclimatic Benefits Street Trees Can Provide in Summer. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 167-174. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0039>

Seidl, R., Rammer, W. et Blennow, K. (2014). Simulating wind disturbance impacts on forest landscapes: Tree-level heterogeneity matters. *Environmental Modelling & Software*, 51, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.018>

Shahmohamadi, P., Che-Ani, A. I., Maulud, K. N. A., Tawil, N. M. et Abdullah, N. A. G. (2011).

The Impact of Anthropogenic Heat on Formation of Urban Heat Island and Energy Consumption Balance. *Urban Studies Research*, 2011, 1-9. <https://doi.org/10.1155/2011/497524>

Shiflett, S. A., Liang, L. L., Crum, S. M., Feyisa, G. L., Wang, J. et Jenerette, G. D. (2017). Variation in the urban vegetation, surface temperature, air temperature nexus. *Science of The Total Environment*, 579, 495-505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.069>

Sivarajah, S., Smith, S. M. et Thomas, S. C. (2018). Tree cover and species composition effects on academic performance of primary school students. *PLOS ONE*, 13(2), e0193254. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193254>

Statistique Canada. (2020). *Estimations démographiques trimestrielles, provinces et territoires : tableau de bord interactif*. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/71-607-x/71-607-x2019036-fra.htm>

Staudhammer, C. L. et LeMay, V. M. (2001). Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(7), 1105-1115. <https://doi.org/10.1139/x01-033>

Storch, F., Dormann, C. F. et Bauhus, J. (2018). Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems*, 5(1), 34. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0151-1>

Takebayashi, H. et Moriyama, M. (2009). Study on the urban heat island mitigation effect achieved by converting to grass-covered parking. *Solar Energy*, 83(8), 1211-1223. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2009.01.019>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs et Population Division. (2019). *World urbanization prospects: the 2018 revision*.

Vaz Monteiro, M., Doick, K. J., Handley, P. et Peace, A. (2016). The impact of greenspace size on the extent of local nocturnal air temperature cooling in London. *Urban Forestry & Urban Greening*,

16, 160-169. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.02.008>

Vieira, J., Matos, P., Mexia, T., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Correia, O., Santos-Reis, M., Branquinho, C. et Pinho, P. (2018). Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. *Environmental Research*, 160, 306-313. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.006>

Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. et Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

Wang, X., Dallimer, M., Scott, C. E., Shi, W. et Gao, J. (2021). Tree species richness and diversity predicts the magnitude of urban heat island mitigation effects of greenspaces. *Science of The Total Environment*, 770, 145211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145211>

Watkins, S. L., Mincey, S. K., Vogt, J. et Sweeney, S. P. (2017). Is Planting Equitable? An Examination of the Spatial Distribution of Nonprofit Urban Tree-Planting Programs by Canopy Cover, Income, Race, and Ethnicity. *Environment and Behavior*, 49(4), 452-482. <https://doi.org/10.1177/0013916516636423>

Williams, L. J., Cavender-Bares, J., Paquette, A., Messier, C. et Reich, P. B. (2020). Light mediates the relationship between community diversity and trait plasticity in functionally and phylogenetically diverse tree mixtures. *Journal of Ecology*, 108(4), 1617-1634. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13346>

Wong, N. H., Tan, C. L., Kolokotsa, D. D. et Takebayashi, H. (2021). Greenery as a mitigation and adaptation strategy to urban heat. *Nature Reviews Earth & Environment*. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-00129-5>

Wood, S. N., Goude, Y. et Shaw, S. (2015). Generalized additive models for large data sets. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 64(1), 139-155. <https://doi.org/10.1111/rssc.12068>

Xu, L., Wang, J., Xiao, F., El-Badawy, S. et Awed, A. (2021). Potential strategies to mitigate the heat island impacts of highway pavement on megacities with considerations of energy uses. *Applied Energy*, 281, 116077. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.116077>

Yang, J., Zhou, M., Ren, Z., Li, M., Wang, B., Liu, D. L., Ou, C.-Q., Yin, P., Sun, J., Tong, S., Wang, H., Zhang, C., Wang, J., Guo, Y. et Liu, Q. (2021). Projecting heat-related excess mortality under climate change scenarios in China. *Nature Communications*, 12(1), 1039. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21305-1>

Ziter, C. D., Pedersen, E. J., Kucharik, C. J. et Turner, M. G. (2019). Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(15), 7575-7580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1817561116>